

Titolo

Performance Assessment: modellazione dei fenomeni di dispersione di contaminanti attraverso le barriere protettive di un deposito di rifiuti radioattivi e metodologia di analisi probabilistica del rischio associato alla costruzione ed operazione del deposito stesso

Ente emittente CIRTEN

PAGINA DI GUARDIA

Descrittori

Tipologia del documento: Rapporto Tecnico/Technical Report
Collocazione contrattuale: ENEA-MSE Agreement
Argomenti trattati: Trattamento e stoccaggio dei rifiuti radioattivi

Sommario

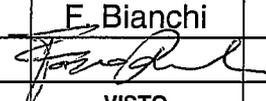
Il presente lavoro si propone di contribuire alla costituzione di una coscienza di sicurezza nella gestione dei rifiuti radioattivi in Italia, attraverso una sintesi della situazione nazionale e la proposta di una metodologia per la valutazione delle prestazioni di contenimento di un deposito ingegneristico di rifiuti radioattivi a medio-bassa attività.

Note

Autori: E. Zio, F. Cadini, D. Avram, T. Girotti

Copia n.

In carico a:

2			NOME			
			FIRMA			
1			NOME			
			FIRMA			
0	EMISSIONE	10/02/09	NOME		F. Bianchi	
			FIRMA	NA		NA
REV.	DESCRIZIONE	DATA		CONVALIDA	VISTO	APPROVAZIONE



CIRTEN
CONSORZIO INTERUNIVERSITARIO
PER LA RICERCA TECNOLOGICA NUCLEARE

POLITECNICO DI MILANO
DIPARTIMENTO DI ENERGIA

Performance Assessment:

*modellazione dei fenomeni di dispersione di contaminanti attraverso le
barriere protettive di un deposito di rifiuti radioattivi e metodologia di
analisi probabilistica del rischio associato alla costruzione ed operazione
del deposito stesso*

AUTORI

E. Zio
F. Cadini
D. Avram
T. Girotti

CIRTEN CERSE - Polimi RL 1140/2008

Milano 2009

Lavoro svolto in esecuzione della linea progettuale LP4 punto E dell'AdP ENEA MSE del 21/06/07,

Tema 5.2.5.8 – “Nuovo Nucleare da Fissione”



RINGRAZIAMENTI

Gli autori desiderano ringraziare l'ing. Alfredo Luce, l'ing. Alberto Taglioni e l'ing. Alfonso Compagno dell'ENEA per aver fornito suggerimenti e stimoli nelle varie fasi della stesura di questo rapporto, per le utili discussioni intercorse, per le spiegazioni ed i chiarimenti in merito ai problemi incontrati ed infine per la lettura critica del presente documento ed i miglioramenti suggeriti.





INDICE

Glossario.....	7
1. Introduzione.....	11
1.1. <i>Motivazioni del lavoro</i>	11
1.2. <i>Generalità</i>	12
1.3. <i>Aspetti di sicurezza</i>	14
1.4. <i>Obiettivi dello studio</i>	15
2. I rifiuti radioattivi.....	16
2.1. <i>La classificazione dei rifiuti radioattivi</i>	16
2.2. <i>L'inventario dei rifiuti radioattivi in Italia</i>	19
3. Impianto ingegneristico per lo smaltimento di manufatti a bassa e media attività (II categoria) .	22
3.1. <i>Impianti ingegneristici</i>	22
3.2. <i>Esempio proposto da ENEA</i>	23
4. Rilascio, diffusione e trasporto di radionuclidi dal deposito	31
4.1. <i>Infiltrazione dell'acqua nel deposito</i>	34
4.1.1. <i>Filtrazione attraverso le barriere cementizie</i>	34
4.2. <i>Degradazione delle barriere ingegneristiche</i>	35
4.2.1. <i>Degradazione dei contenitori</i>	35
4.2.2. <i>Processi di degradazione di barriere in materiale cementizio</i>	36
4.3. <i>Termine sorgente - Rilascio dei radionuclidi</i>	37
4.3.1. <i>Rilascio per dilavamento</i>	38
4.3.2. <i>Diffusione</i>	40
4.3.3. <i>Dissoluzione</i>	41
4.3.4. <i>Rilascio gassoso</i>	41
4.4. <i>Processi di diffusione/trasporto di radionuclidi nel near-field</i>	41
4.5. <i>Analisi "far-field"</i>	45
4.6. <i>Analisi dei percorsi e dosimetria dell'individuo esposto</i>	46
4.7. <i>Commenti</i>	46
5. Scenari incidentali	48
6. Struttura concettuale di una metodologia per la valutazione delle prestazioni di sicurezza di un deposito di rifiuti radioattivi di II categoria	51
6.1. <i>Introduzione</i>	51



6.2.	<i>Formalizzazione matematica del problema</i>	52
6.3.	<i>I modelli di trasporto</i>	56
6.4.	<i>Struttura metodologica per il progetto di un deposito ingegneristico di superficie per lo smaltimento di rifiuti radioattivi di II categoria</i>	58
6.5.	<i>Commenti</i>	61
7.	Conclusioni	64
8.	Sviluppi futuri	68
9.	Appendice A	71
9.1.	<i>Codice AMBER</i>	72
9.2.	<i>Codice STORM</i>	73
9.3.	<i>Codice TOUGH2</i>	74
9.4.	<i>Codice MCOTAC</i>	75
9.5.	<i>Altri codici</i>	75
10.	Referenze	76



Glossario

GLOSSARIO	
Advezione	Fenomeno di trasporto di radionuclidi, la cui direzione di movimento è controllata dalla gravità e dalle caratteristiche geologiche del mezzo in cui il trasporto avviene.
Backfilling	Materiale interposto tra le pareti interne delle celle di deposito ed esterne dei moduli che alloggiavano i moduli con i contenitori di rifiuti radioattivi; svolge il ruolo di aumentare la stabilità strutturale e il drenaggio.
CCC	Principio valido per i depositi ingegneristici e geologici: Concentra, Consolida, Confina.
Cella di deposito	Locale ricavato all'interno dell'Unità di deposito per mezzo di pareti in calcestruzzo con funzioni logistico/organizzative.
Cementazione	Tecnica di condizionamento per rifiuti radioattivi con limitati contenuti di alfa emettitori e produzione di calore.
Centro	Vedi Impianto di smaltimento
Combustibile esaurito	Combustibile nucleare il cui contenuto in isotopo fissile (a causa del prolungato irraggiamento conseguente all'uso nel reattore) è sceso al di sotto di un valore tale da consentirne l'ulteriore utilizzazione nel reattore.
Condizionamento	Conversione in forma stabile, solida e duratura dei rifiuti radioattivi. I rifiuti condizionati si presentano come manufatti costituiti da blocchi di cemento e vetrosi, che inglobano il materiale radioattivo, e da un contenitore, di solito in acciaio.
Confinamento	Segregazione dei radionuclidi dalla biosfera con limitazione di un loro rilascio al di sotto di quantità e concentrazioni ritenute accettabili.
Contenitore	Recipiente costruito con materiali di buona qualità, compatibili con il contenuto e con il processo di condizionamento scelto; ha funzioni di barriera per il contenimento dei rifiuti radioattivi, schermatura contro le radiazioni, tenuta durante il trasporto al luogo di smaltimento.
Controllo istituzionale	Periodo temporale durante il quale il deposito definitivo, completato e sigillato viene sottoposto a manutenzione e controlli.



GLOSSARIO	
Copertura definitiva	Rilevato o tumulo realizzato sopra le unità di deposito avente il ruolo di proteggere le celle dall'acqua meteorica ed altri agenti esterni.
DDD	Principio valido per i rifiuti nell'ambiente: Dividi, Diluisci, Disperdi..
Decadimento	Diminuzione della concentrazione degli atomi radioattivi dovuta alla loro progressiva disintegrazione; la tempistica associata al raggiungimento di concentrazioni non nocive può andare da pochi secondi a milioni di anni.
Decommissioning	Il decommissioning delle installazioni (impianti) nucleari è la fase di declassamento, decontaminazione e smantellamento conseguente al definitivo spegnimento o alla cessazione definitiva dell'esercizio, nel rispetto dei requisiti di sicurezza e di protezione dei lavoratori, della popolazione e dell'ambiente. Ha lo scopo di giungere alla completa demolizione dell'installazione, alla rimozione di ogni vincolo dovuto alla presenza di materiali radioattivi, alla restituzione del sito per altri usi (e dunque esente da vincoli di natura radiologica).
Deposito ingegneristico	Struttura ingegneristica costituita da una serie di barriere progettate per assicurare il confinamento completo degli isotopi radioattivi per tutto il periodo in cui dura la loro nocività.
Diffusione	Fenomeno di trasporto delle particelle, tipicamente atomi o molecole, situate all'interno di un mezzo materiale.
Dose assorbita	Quantità di energia rilasciata dalla radiazione ad un tessuto organico. La dose assorbita si misura in gray (Gy), dove 1 Gy rappresenta 1 J di radiazione assorbita per 1 kg di massa.
Dose efficace	Somma ponderata delle dosi equivalenti ai vari organi o tessuti; i pesi che si usano tengono conto della diversa radiosensibilità degli organi e dei tessuti irraggiati.
Dose equivalente	Considera i diversi effetti che i vari tipi di radiazione possono causare su un determinato organo o tessuto. Questa grandezza si ottiene moltiplicando la dose assorbita da un organo o un tessuto per un fattore numerico legato al tipo di radiazione considerata.
Far-field	È la barriera geologica degli strati sotterranei che avvolgono il deposito fino alle superficie; concorre all'obiettivo di mantenere isolati i rifiuti dall'ambiente e dalla presenza umana.



GLOSSARIO	
FEPs (Features, Events and Processes)	Le caratteristiche, gli eventi ed i processi che influenzano il comportamento del deposito nel tempo.
Grout	Malta cementizia utilizzata per il riempimento degli spazi vuoti tra i manufatti all'interno dei moduli
Impianto di smaltimento	Struttura preposta allo smaltimento dei rifiuti radioattivi che include i depositi veri e propri, gli impianti di trattamento e condizionamento, gli uffici ecc.
Indagine sitologica	Attività investigativa di tipo geografico; ha lo scopo di individuare sul territorio un sito idoneo per la localizzazione di un deposito definitivo.
Inglobamento	Condizionamento dei rifiuti solidi con produzione di una matrice solida eterogenea.
Inventario nazionale	Caratterizzazione qualitativa e quantitativa dei materiali nucleari presenti sul territorio nazionale.
Limiti di dose	Limiti fissati per le dosi riguardanti l'esposizione dei lavoratori, degli apprendisti, degli studenti e delle persone del pubblico alle radiazioni ionizzanti causate dalle attività disciplinate dalla legge. I limiti di dose si applicano alla somma delle dosi ricevute per esposizione esterna nel periodo considerato e delle dosi impegnate derivanti dall'introduzione di radionuclidi nello stesso periodo.
LLW	Low Level Waste – Rifiuti radioattivi a bassa attività.
Manufatto	Prodotto risultante dall'operazione di condizionamento dei rifiuti radioattivi;
Modulo	Sottosistema di contenimento in materiale cementizio contenente i manufatti ed il grout nel quale essi sono immersi.
Near-field	È composto dal sistema di barriere ingegneristiche ed il backfill; ha l'obiettivo di garantire l'affidabilità del confinamento dei rifiuti radioattivi.
Radionuclide	Isotopo radioattivo che per reazione nucleare, spontanea o indotta, decade in un nuclide più leggero fino a trasformarsi in uno stabile.
Rifiuto radioattivo	Sostanza contenenti radionuclidi di cui non è previsto il riutilizzo.



GLOSSARIO	
Riprocessamento del combustibile	Tecnica di trattamento del combustibile irraggiato (elementi di combustibile irraggiati nei reattori nucleari) che consiste nella separazione dei suoi elementi costituenti: i prodotti della fissione dell'uranio, cioè i rifiuti veri e propri, l'uranio fissile residuo, che può essere riutilizzato in un'altra centrale, e il plutonio.
Smaltimento	Processo di confinamento dei rifiuti dalla biosfera, secondo modalità idonee (CCC o DDD), in un deposito o in un determinato sito, senza intenzione di recuperarli.
Smantellamento	Insieme di aspetti operativi del Decommissioning (vedi).
Solidificazione	Condizionamento dei rifiuti liquidi o semiliquidi con produzione di una matrice solida omogenea.
Unità di deposito	Sotto-porzione indipendente dell'impianto di smaltimento destinata al confinamento definitivo dei manufatti.
Vetrificazione	Tecnica di condizionamento per rifiuti ad alta attività e lunga vita media.



1. Introduzione

1.1. Motivazioni del lavoro

Le recenti crisi legate al prezzo del petrolio, le instabilità politiche e sociali dei paesi principali produttori e la limitatezza delle risorse disponibili a fronte delle attuali tecniche di prospezione pongono i paesi occidentali, ed in particolare l'Italia, di fronte al rischio di discontinuità nelle forniture di combustibile fossile. Questa situazione, associata alle crescenti preoccupazioni per la salvaguardia dell'ambiente in cui viviamo, spiega il cambiamento di atteggiamento dell'Italia nei confronti della produzione di energia elettrica per via nucleare.

La realizzazione di un programma strategico di sviluppo dell'opzione nucleare per la produzione di energia è tuttavia subordinata alla soluzione di alcuni problemi di sicurezza, tra i quali il confinamento dei rifiuti nucleari è senz'altro quello di maggior impatto sull'opinione pubblica.

Il presente lavoro si propone di contribuire alla costituzione di una coscienza di sicurezza nella gestione dei rifiuti radioattivi in Italia, attraverso una sintesi della situazione nazionale e la proposta di una metodologia per la valutazione delle prestazioni di contenimento di un deposito ingegneristico di rifiuti radioattivi a medio-bassa attività.

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 *LP4: Attività a supporto della individuazione e scelta di un sito e per la successiva realizzazione di un deposito di smaltimento dei rifiuti radioattivi di II Categoria e di un deposito di stoccaggio a medio-lungo termine dei rifiuti ad alta attività e lunga vita.*

Il prodotto finale dell'attività deve fornire una base il cui sviluppo, oltre a fornire dati e risultati di valore scientifico e tecnico applicativo, possa contribuire a ricreare, aggiornare e/o consolidare le competenze del sistema Italia nella materia in oggetto.



1.2. Generalità

I rifiuti radioattivi vengono prodotti nei processi di generazione di potenza elettrica per via nucleare e negli impieghi di materiale radioattivo in applicazioni industriali, mediche e di ricerca. L'importanza della gestione sicura di questi rifiuti è da sempre riconosciuta in tutto il mondo e numerose esperienze esistono in questo campo.

I rifiuti radioattivi si presentano sotto varie forme ed il loro contenuto di attività può variare entro limiti molto estesi; le radiazioni emesse inoltre sono di natura diversa e di diversa energia, così come diversi sono i tempi di dimezzamento che caratterizzano i processi di decadimento dei radionuclidi: da tali diversità discende la necessità di una gestione differenziata dei rifiuti stessi.

La gestione dei rifiuti radioattivi ne comprende la raccolta, la cernita, il trattamento e condizionamento, il deposito temporaneo, il trasporto e lo smaltimento. I relativi criteri guida sono basati principalmente sulle seguenti considerazioni, in accordo con i principi di sicurezza contenuti nei "Safety Standards" del programma "Radioactive Waste Safety Standards" (RADWASS) dell'International Atomic Energy Agency [26][27][28]:

- Le dosi individuali e collettive alla popolazione ed ai lavoratori derivanti dalla gestione dei rifiuti radioattivi devono essere ridotte al livello più basso ragionevolmente ottenibile, tenendo conto di fattori economici e sociali e dell'impatto sulle generazioni future.
- Il possibile impatto sull'ambiente deve essere limitato, tenendo conto, oltre che degli aspetti radiologici, anche di tutti gli aspetti che hanno o possono avere una rilevanza per la preservazione della qualità dell'ambiente e per gli usi attuali e futuri del territorio.
- La classificazione dei rifiuti radioattivi, necessaria per razionalizzare la gestione di elementi altrimenti troppo disomogenei, deve rispondere agli obiettivi di sicurezza legati al loro smaltimento.

La capacità di confinamento del rifiuto dall'ambiente umano e naturale deve essere commisurata al rischio ad esso associato ed alla sua longevità rispetto al decadimento nucleare. Il presente studio è focalizzato sui quei rifiuti radioattivi che, per le loro caratteristiche di concentrazioni ed attività, sono adatti allo smaltimento in un deposito ingegneristico superficiale. Tale tipo di soluzione costituisce un'opzione percorribile per rifiuti contenenti radionuclidi a vita breve, destinati a decadere a livelli radiologici insignificanti entro un periodo di poche decine o centinaia di anni, e minime concentrazioni di radionuclidi a



vita lunga. Le esperienze esistenti in numerosi paesi a partire dagli anni '40, contribuiscono a confermare le opportune scelte di locazione, progetto e costruzione che rendono il deposito superficiale una soluzione economicamente efficace per il confinamento sicuro di questo tipo di rifiuti. La sicurezza del deposito è rafforzata da controlli istituzionali, sia attivi (monitoraggio, sorveglianza, interventi di ripristino ambientale) che passivi (controllo dell'utilizzo del terreno), operativi per alcune centinaia di anni dopo la chiusura del deposito.



1.3. Aspetti di sicurezza

La valutazione di sicurezza di un deposito di superficie di rifiuti radioattivi di seconda categoria si basa su un approccio multidisciplinare alla definizione del sistema di contenimento ed alla sua analisi sistematica per investigare gli effetti di eventi e processi che ne influenzano il comportamento. La descrizione del sistema di contenimento richiede informazioni sulle caratteristiche dei rifiuti, il progetto di deposito e le proprietà del sito ospitante, e costituisce la base per lo sviluppo del modello concettuale del deposito, degli scenari di sua evoluzione e della valutazione quantitativa del possibile rilascio e migrazione dei radionuclidi.

La sicurezza di un deposito superficiale di rifiuti radioattivi deve essere garantita sia durante la fase di operazione del deposito sia nel periodo successivo alla sua chiusura.

Durante la fase di operazione, è necessario massimizzare la protezione dalle radiazioni a cui sono esposte le persone coinvolte nelle operazioni del deposito in maniera da mantenere le esposizioni le più basse possibili. Inoltre, anche il pubblico potrebbe occasionalmente venire esposto alla radiazione, seppure a livelli molto bassi, a causa di fuoriuscite gassose o liquide. A protezione di queste situazioni, è richiesta l'implementazione di un sistema di controllo che garantisca il contenimento delle esposizioni del pubblico ai limiti più bassi possibili, tenendo conto dei fattori economici e sociali e comunque entro i vincoli di legge. Infine, occorre predisporre le opportune protezioni e piani di emergenza per far fronte ad eventuali incidenti nel maneggiamento dei rifiuti durante il loro collocamento nel sito. A parte la specificità legata alle radiazioni, la valutazione delle prestazioni di sicurezza del deposito durante la fase operativa è in larga misura analoga a quella che si fa per i depositi di rifiuti di natura convenzionale.

Dopo la chiusura del sito, il principale problema di sicurezza è legato all'eventualità di esposizione umana alle radiazioni e danni all'ambiente su tempi lunghi, ad esempio a causa di un graduale rilascio dei radionuclidi nelle acque di falda con successiva loro migrazione alla biosfera. La valutazione sistematica delle caratteristiche, eventi e processi (Features, Events and Processes, FEPs) che possono influenzare il comportamento del deposito è un'attività importante a supporto dello sviluppo del modello di analisi di sicurezza. La valutazione dei possibili scenari di esposizione comporta la proiezione del comportamento del deposito su periodi dell'ordine delle centinaia o migliaia di anni. Le difficoltà ed incertezze associate alle relative predizioni di comportamento delle strutture artificiali del deposito e dei mezzi naturali del sito ospitante caratterizzano in modo peculiare le valutazioni di sicurezza nella fase successiva alla chiusura del deposito.



1.4. Obiettivi dello studio

Gli obiettivi del presente lavoro sono:

- La definizione delle caratteristiche principali di un deposito di rifiuti radioattivi di bassa e media attività .
- La caratterizzazione dei processi di rilascio/diffusione/trasporto dei contaminanti attraverso le barriere di contenimento (near-field) ed i mezzi naturali del sito ospitante (far-field).
- La definizione degli scenari incidentali e la selezione di quelli di riferimento per l'analisi delle prestazioni di contenimento di un deposito.
- Lo sviluppo di una metodologia di valutazione delle prestazioni di contenimento.

I suddetti obiettivi traducono in termini operativi le attività previste nella linea progettuale LP4 del sopra citato 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", per quanto riguarda le analisi (propedeutiche alla progettazione del deposito) di:

- indagine compilativa per la definizione dei termini di sorgente;
- individuazione dei flussi idrici in ingresso al deposito e caratteristici dell'ambiente ad esso circostante;
- indagine compilativa per la definizione degli scenari incidentali da considerare.



2. I rifiuti radioattivi

2.1. La classificazione dei rifiuti radioattivi

Come precedentemente detto, i rifiuti radioattivi prodotti nell'impiego pacifico dei materiali radioattivi si presentano con forme fisiche e caratteristiche nucleari molto varie.

In questo scenario, la classificazione dei rifiuti radioattivi ha come scopo generale la razionalizzazione dei processi di trattamento e la creazione di standard di riferimento per la loro gestione sicura.

Esistono diverse classificazioni dei rifiuti radioattivi, in funzione dell'applicazione (ad es., in relazione ad aspetti di sicurezza, caratteristiche di processo o tematiche regolatorie). La classificazione è quasi sempre riferita ai manufatti solidi risultanti dal trattamento e condizionamento dei rifiuti radioattivi (solidi, liquidi o gassosi).

L'Agencia Internazionale per l'Energia Atomica (IAEA) ha fornito le linee guida per la classificazione dei rifiuti radioattivi in relazione agli aspetti di progettazione ingegneristica dei depositi di smaltimento: i rifiuti risultano suddivisi nelle seguenti macro-categorie [28]:

- Rifiuti che contengono una concentrazione di radionuclidi così bassa che possono essere esclusi dai controlli degli enti regolatori nucleari a causa del trascurabile rischio radiologico associato (EW – Exempted Waste).
- Rifiuti che contengono una quantità tale di materiale radioattivo da richiedere azioni che garantiscano la protezione dei lavoratori e del pubblico per periodi di tempo sia lunghi che corti. È una categoria molto vasta che spazia dai rifiuti quasi esclusi dai controlli e che non richiedono schermatura (LLW – Low Level Waste) a quelli che possono richiedere, anche semplici sistemi di raffreddamento, oltre alle schermature (ILW – Intermediate Level Waste). L'IAEA suggerisce un'ulteriore suddivisione di questa classe in rifiuti a vita corta e rifiuti a vita lunga (indicativamente con un tempo di dimezzamento minore e maggiore di 30 anni, rispettivamente), che si rende necessaria per la differente collocazione dei rifiuti in depositi ingegneristici e geologici, rispettivamente (LILW-SL – Low and Intermediate Level Waste, Short-Lived e LILW-LL – Low and Intermediate Level Waste, Long-Lived, rispettivamente).
- Rifiuti che contengono una quantità così elevata di materiale radioattivo da richiedere elevati livelli di isolamento dalla biosfera per periodi di tempo molto lunghi. Di solito questi rifiuti richiedono schermature e sistemi di raffreddamento (HLW – High Level Waste).



Le suddette categorie forniscono delle indicazioni generali di classificazione che vanno recepite dagli enti regolatori degli Stati membri nella forma opportuna, al fine di indirizzare le strategie di smaltimento verso soluzioni adeguate. L'IAEA suggerisce che i rifiuti HLW e i LILW-LL siano isolati dalla biosfera in formazioni geologiche profonde; i LILW-SL siano i) temporaneamente stoccati fino alla trasformazione in EW, ii) conservati in depositi ingegneristici, oppure, iii) in alcuni casi, siano posti in depositi geologici; i rifiuti EW siano gestiti come rifiuti convenzionali. Naturalmente, le suddivisioni in categorie non possono essere stabilite in maniera netta ed è opportuno svolgere approfondite analisi sui singoli radionuclidi per decidere la tipologia di smaltimento più opportuna.

La Figura 1 e la Tabella 1 [28] sintetizzano i termini della classificazione proposta dall'IAEA, tenendo conto di considerazioni di tipo quantitativo, in merito all'attività, ai tempi di dimezzamento ed alla potenza termica generata dai radionuclidi contenuti nei rifiuti.

Le suddette indicazioni generali sono in gran parte recepite in Italia attraverso la seguente classificazione in tre categorie, contenuta nella Guida Tecnica 26 [1]:

I categoria: I rifiuti di I categoria sono di origine essenzialmente medicale e di ricerca scientifica, richiedono tempi dell'ordine di mesi, sino ad un tempo massimo di alcuni anni, per decadere a concentrazioni di radioattività inferiori ai valori prescritti per legge ovvero contengono anche radionuclidi a lungo periodo di dimezzamento purché in concentrazioni inferiori a tali valori.

II categoria: I rifiuti di II categoria provengono da centrali elettronucleari, da particolari impieghi medici, industriali e di ricerca scientifica e da operazioni di "decommissioning", richiedono tempi da qualche decina fino ad alcune centinaia di anni per raggiungere concentrazioni di radioattività dell'ordine di alcune centinaia di Bq/g (una decina di nCi/g) ovvero contengono radionuclidi a vita molto lunga purché in concentrazioni di radioattività di tale ordine di grandezza.

III categoria: I rifiuti di III categoria provengono da centrali nucleari, impianti di fabbricazione degli elementi di combustibile, impianti di riprocessamento, laboratori di ricerca scientifica, impieghi medici ed industriali, e richiedono tempi dell'ordine di migliaia di anni ed oltre per raggiungere concentrazioni di radioattività dell'ordine di alcune centinaia di Bq/g (una decina di nCi/g).



La Tabella 2 mostra la corrispondenza tra le classi indicate dalla IAEA e le categorie della Guida Tecnica 26. Una revisione della Guida Tecnica 26 è comunque in corso al fine di recepire più puntualmente le raccomandazioni internazionali.

I rifiuti a bassa e media attività (II categoria) sono l'oggetto del presente studio.

Tabella 1: Classificazione dei rifiuti radioattivi proposta dall'IAEA [28]

Waste classes	Typical characteristics	Disposal options
1. Exempt waste (EW)	Activity levels at or below clearance levels given in Ref. [4], which are based on an annual dose to members of the public of less than 0.01 mSv	No radiological restrictions
2. Low and intermediate level waste (LILW)	Activity levels above clearance levels given in Ref. [4] and thermal power below about 2kW/m ³	
2.1 Short lived waste (LILW-SL)	Restricted long lived radionuclide concentrations (limitation of long lived alpha emitting radionuclides to 4000 Bq/g in individual waste packages and to an overall average of 400 Bq/g per waste package); see paragraphs 324 and 325	Near surface or geological disposal facility
2.2 Long lived waste (LILW-LL)	Long lived radionuclide concentrations exceeding limitations for short lived waste	Geological disposal facility
3 High level waste (HLW)	Thermal power above about 2kW/m ³ and long lived radionuclide concentrations exceeding limitations for short lived waste	Geological disposal facility



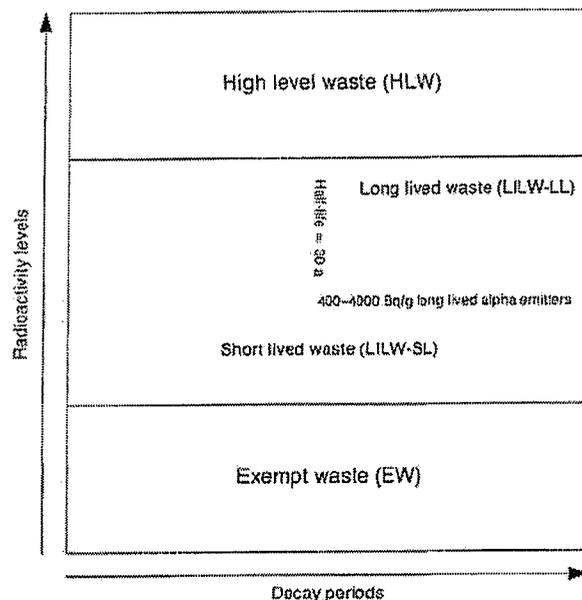


Figura 1: Linee guida per la classificazione dei rifiuti radioattivi proposta dall'IAEA [28]

Tabella 2: Corrispondenza tra le classi indicate dalla IAEA e le categorie della Guida Tecnica 26.

Categorie	Caratteristiche	Confronto con GT26	Tipo di gestione Sugerito
VLLW (1)	Rifiuti che decadono in pochi mesi (massimo alcuni anni) a livelli inferiori ai limiti stabiliti per il rilascio incondizionato	I	Stoccaggio temporaneo e smaltimento come rifiuti convenzionali
LILW-SL (1)	Rifiuti a bassa e media attività con limitato contenuto di α radionuclidi -emittenti	II	Condizionamento e smaltimento in un sito ingegneristico in superficie
LILW-LL (1)	Rifiuti a bassa e media attività che eccedono il limite di 4000 Bq/g per α -emittenti	III	Condizionamento in matrice cementizia e smaltimento in depositi di media profondità (>100 m)*
HLW (1)	Rifiuti che eccedono il limite di 4000Bq/gper α -emittenti e presentano una significativa produzione di calore (>100 W/m ³)	III	Condizionamento in matrice vetrosa e smaltimento in formazione geologica profonda (100-800 m) dopo un periodo di stoccaggio di 30-50 anni in adeguate strutture ingegneristiche (2)

2.2. L'inventario dei rifiuti radioattivi in Italia

Al fine di definire, in via preliminare, un termine di sorgente che potrà eventualmente fungere da riferimento per l'analisi delle prestazioni di sicurezza di un deposito di rifiuti radioattivi a bassa e media attività, la



Tabella 3 mostra la sintesi dell'inventario di radionuclidi presenti in Italia, secondo i dati attualmente disponibili [4]; i dati forniti sono suscettibili di aggiornamento a seguito delle attività di attualizzazione dell'inventario nazionale, in corso da parte di ENEA in collaborazione con ISPRA.

Tabella 3: Inventario di radioisotopi in Italia [4].

Radionuclide	Attività totale (GBq)	Radionuclide	Attività totale (GBq)
H ³	7.9·10 ³	Sm ¹⁵¹	5.7·10 ⁰
C ¹⁴	1.6·10 ³	Eu ¹⁵²	4.1·10 ⁰
Cl ³⁶	7.1·10 ⁻²	Eu ¹⁵⁴	7.9·10 ⁰
Ar ³⁹	2.1·10 ⁻¹	Eu ¹⁵⁵	1.0·10 ⁻³
Fe ⁵⁵	3.2·10 ⁻²	Ho ^{166m}	3.0·10 ⁻²
Ni ⁵⁹	2.0·10 ⁻²	Ra ²²⁶	1.5·10 ⁰
Co ⁶⁰	8.3·10 ³	Th ²²⁸	1.2·10 ²
Ni ⁶³	8.5·10 ³	Tl ²³⁰	2.6·10 ⁻¹
Sr ⁹⁰	2.9·10 ³	Th ²³²	5.8·10 ¹
Zr ⁹³	2.0·10 ⁻³	U ²³²	6.1·10 ¹
Nb ^{93m}	1.3·10 ⁻²	U ²³³	3.6·10 ¹
Nb ⁹⁴	2.1·10 ⁻²	U ²³⁴	1.8·10 ¹
Tc ⁹⁹	9.0·10 ⁻²	U ²³⁵	1.8·10 ¹
Ag ¹⁰⁸	1.0·10 ⁻³	Np ²³⁷	2.9·10 ⁻¹
Ag ^{108m}	3.0·10 ⁻³	U nat	1.8·10 ⁰
Sb ¹²⁵	7.1·10 ⁻²	U ²³⁸	8.7·10 ¹
Ba ¹³³	1.0·10 ⁻¹	Am ²⁴¹	6.5·10 ¹
Cs ¹³⁴	6.8·10 ⁰	Pu ²⁴¹	6.4·10 ²
Cs ¹³⁷	2.0·10 ⁵	Pu vari	7.1·10 ¹
Pm ¹⁴⁷	9.8·10 ⁻¹		

Una parte dei radionuclidi sopra elencati potrà probabilmente essere trascurata in sede di analisi delle prestazioni, laddove se ne ravvisasse l'ininfluenza nei tempi lunghi.

In generale, in termini volumetrici il problema dello smaltimento dei rifiuti radioattivi attualmente esistenti in Italia non appare rilevante; tuttavia, vi sono elementi di grande complessità legati alla gamma altamente diversificata di rifiuti caratterizzati da stadi di trattamento e condizionamento molto differenti. Inoltre, lo smantellamento delle centrali nucleari aggiungerà nei prossimi anni elevati volumi di rifiuti di II categoria all'inventario nazionale. Pertanto, la costruzione di un deposito nazionale centralizzato per lo smaltimento



definitivo, e l'adeguamento delle necessarie normative, appaiono attività inderogabili per la gestione in sicurezza dei rifiuti radioattivi di bassa e media attività.



3. Impianto ingegneristico per lo smaltimento di manufatti a bassa e media attività (II categoria)

3.1. Impianti ingegneristici

In generale, il sistema di smaltimento dei rifiuti radioattivi deve garantirne il confinamento limitandone i rilasci in maniera da non provocare effetti dannosi sugli esseri umani e sull'ambiente. Le relative modalità di confinamento devono essere coerenti con il sistema nazionale di radioprotezione nell'applicazione di condivisi ed aggiornati principi e requisiti per la gestione dei rifiuti radioattivi e la protezione dalle radiazioni.

Il raggiungimento degli obiettivi di sicurezza e radioprotezione è richiesto sia nella fase operativa del sistema, considerando la possibile esposizione di lavoratori e pubblico, che nella fase successiva alla chiusura, considerando il solo pubblico.

La collocazione del sistema di smaltimento in superficie è un'opzione valida per rifiuti radioattivi contenenti radionuclidi a vita breve, che decadono a livelli di attività radiologicamente insignificanti in un periodo di tempo che varia tra le poche decine e le poche centinaia di anni, e basse concentrazioni di radionuclidi a vita lunga [26].

L'*impianto di smaltimento* è da intendersi costituito dal terreno, le infrastrutture e la strumentazione necessari per svolgere la funzione di smaltimento dei manufatti [25]. Il *sito di smaltimento* è la porzione di deposito che è direttamente utilizzata per il confinamento dei manufatti. Esso consiste di un numero di unità di smaltimento circondate da un'area *buffer*. Un'*unità di smaltimento* o *deposito* è una struttura preposta al contenimento dei manufatti. Le unità sono ricoperte da strati di terra, eventualmente corredati da sistemi drenanti, in grado di assorbire l'umidità o di ridurre il movimento dell'acqua per capillarità. L'*area buffer* è la porzione del sito controllata dal licenziatario, localizzata al di sotto e tra le unità di deposito e tutti i confini del sito; in tale area vengono collocati i sistemi di monitoraggio di migrazioni precoci di contaminante.

Il *sito naturale* nel quale il deposito ingegneristico è collocato consiste di [25]: (a) la geosfera e l'idrosfera (cioè i sistemi geologici e idrogeologici, incluse le acque di superficie); (b) l'atmosfera; (c) la biosfera. Le caratteristiche naturali del sito devono essere tali da garantire la stabilità ed attenuare il trasporto dei radionuclidi confinati verso l'ambiente circostante. Infatti, è auspicabile che il sito naturale concorra ad assicurare le prestazioni di confinamento sicuro dei rifiuti, a supporto delle funzioni di protezione svolte dalle barriere ingegneristiche espressamente preposte al confinamento.



In particolare, le proprietà che un sito deve possedere per accogliere un impianto di smaltimento di rifiuti a bassa e media attività sono: (a) una conformazione geologica relativamente semplice; (b) suoli drenanti, non soggetti a frequenti inondazioni o allagamenti; (c) assenza di processi geologici superficiali quali ad esempio l'erosione, le frane, i crolli, particolari fenomeni meteorologici, ecc; (d) un livello di falda ad una profondità tale per cui le acque di sottosuolo non possano penetrare periodicamente nelle unità di deposito; (e) assenza di fenomeni tettonici; (f) assenza di conosciute risorse naturali potenzialmente sfruttabili; (g) una crescita limitata della popolazione; (h) resistenza ad effetti negativi causati da impianti e attività industriali ed antropiche nelle aree limitrofe.

Le *barriere ingegneristiche* costituiscono un insieme di strutture e dispositivi artificiali preposti all'isolamento dei manufatti dall'ambiente [25]. In generale, l'affidabilità di contenimento delle singole barriere è garantita da un procedimento di caratterizzazione e qualificazione dei materiali impiegati e della loro messa in opera. L'insieme delle singole barriere costituisce un sistema di componenti multipli, in logica di ridondanza: la disposizione in serie delle barriere garantisce la permanenza di una linea di contenimento nel caso di indebolimento o scomparsa della barriera antecedente, e permette quindi di rispettare i limiti di rilascio anche negli scenari incidentali più severi presi in considerazione nell'analisi di sicurezza.

Gli impianti di smaltimento superficiali possono essere suddivisi in due categorie [26]: (1) impianti costituiti da unità di smaltimento collocate (a) al di sopra (in tumulo – Above Grade Vault) o (b) al di sotto (trincee, pozzi – Below Grade Vault) il livello originario del suolo e (2) impianti costruiti all'interno di cavità rocciose. Nel caso (1) la copertura esterna al di sopra dei manufatti è di solito spessa alcuni metri, mentre nel caso (2) lo spessore dello strato di roccia può raggiungere qualche decina di metri. Il progetto nel caso (1b) è in generale più costoso che nel caso (1a) e giustificato solo in base a considerazioni legate alle peculiarità del territorio.

La Figura 2 [25] mostra le principali strutture di un deposito di smaltimento ingegneristico superficiale di tipo (1b), evidenziando: (a) uno strato di copertura in terra; (b) una volta di copertura in materiali cementizi; (c) i sistemi di drenaggio; (d) i manufatti stessi; (e) materiale di *back-fill*; (f) materiale di riempimento (*infill*); (g) una barriera interna contro l'umidità e una membrana a bassa permeabilità.

3.2. Esempio proposto da ENEA

In quanto segue, le generiche caratteristiche di progetto di un impianto di smaltimento di superficie saranno illustrate prendendo come esempio il concetto di deposito che fu oggetto di studio da parte dell'ENEA [3]. Il



deposito è costituito dall'insieme di i) barriere preposte al confinamento dei radionuclidi, ii) elementi costruttivi atti a garantire la stabilità strutturale del deposito e di ciò che esso contiene e iii) di sistemi ausiliari che contribuiscono a migliorare le prestazioni di contenimento del deposito.

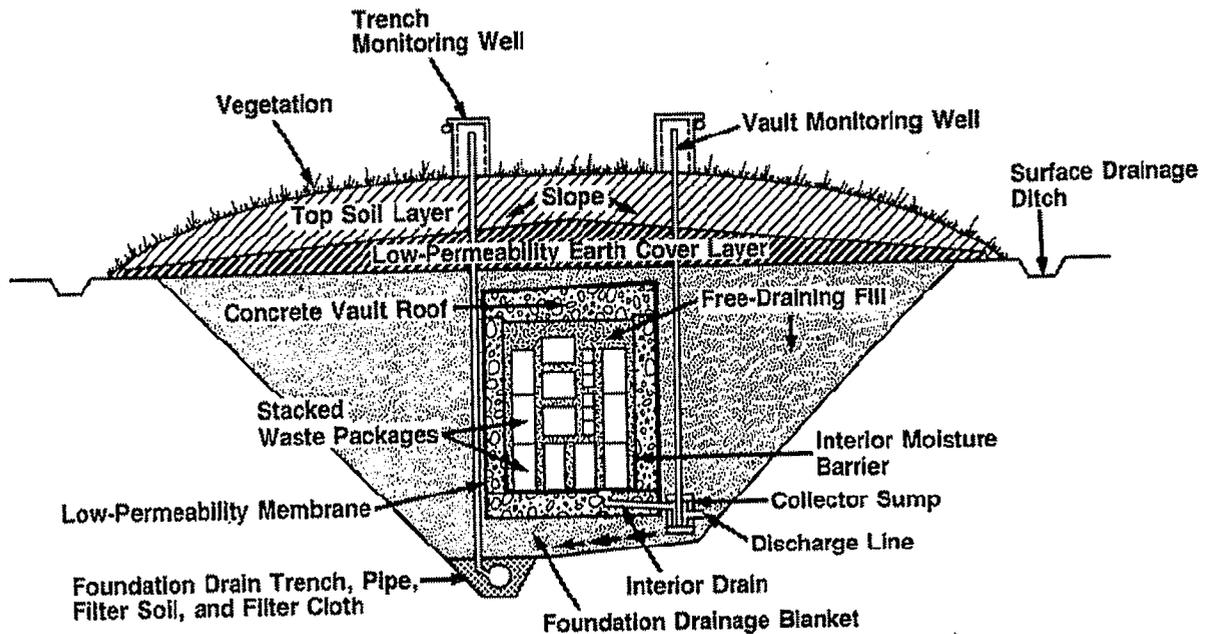


Figura 2: Principali strutture di un impianto di smaltimento ingegneristico superficiale di tipo (1b) [25].

Nel progetto preso a titolo d'esempio [30], i manufatti sono costituiti da fusti in acciaio contenenti i rifiuti radioattivi, immobilizzati in matrice solidificata (blocchi di cemento) per limitare la mobilità dei radionuclidi. In Figura 3 è presentato lo schema concettuale di un manufatto.

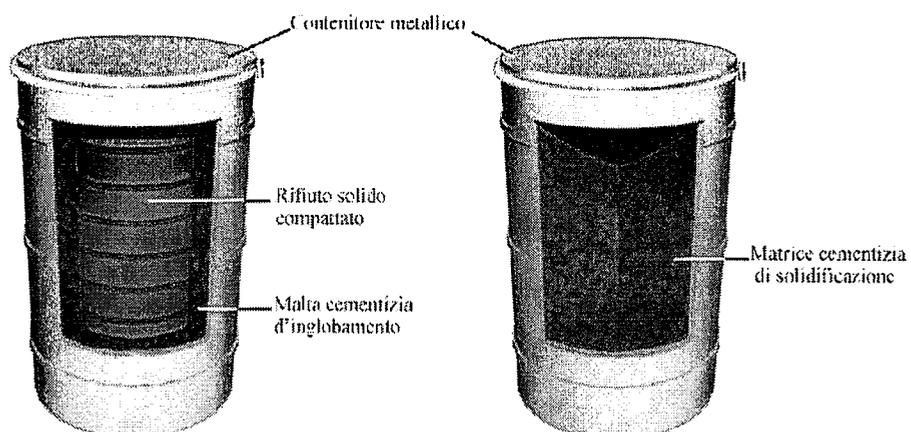


Figura 3: Schema concettuale di manufatto [5]

Il sistema di barriere ingegneristico è costituito dalla successione di tre elementi: i moduli, le pareti delle celle e delle unità di deposito, e la copertura.

I moduli, contenenti i rifiuti radioattivi condizionati (i manufatti) o rifiuti solidi a bassa attività opportunamente immobilizzati con speciale malta cementizia (*grout*), sono costituiti da strutture scatolari parallelepipedo in calcestruzzo, chiuse da un coperchio sigillato, anch'esso in calcestruzzo. Ai quattro spigoli delle pareti sono posizionati gli agganci per il sollevamento e la relativa movimentazione. Il fondo del modulo è dotato di opportuni recessi, disegnati in modo da consentire l'operazione di impilaggio. La Figura 4 mostra la struttura concettuale di un modulo.

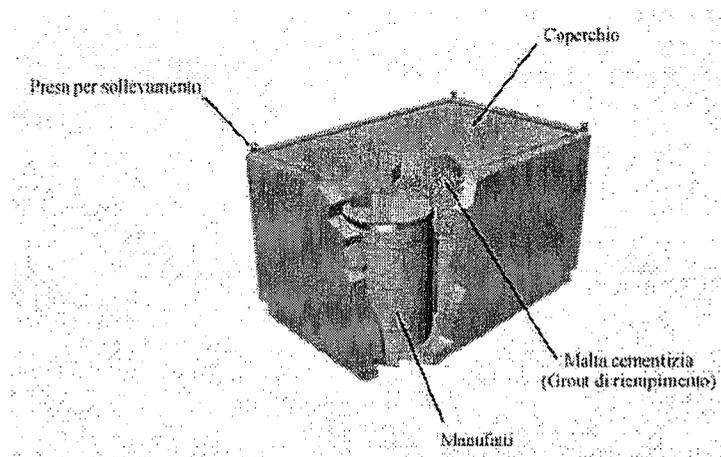


Figura 4: Schema concettuale di un modulo per rifiuti radioattivi [5]

Le caratteristiche principali del modulo sono:

- capacità di confinamento dei rifiuti radioattivi (effetto barriera) derivante dalla qualità dei materiali impiegati e dalla geometria del sistema;
- protezione radiologica per il personale, sia durante la fase di riempimento che di movimentazione e deposito in cella, ottenuta sia con adeguati spessori delle pareti che con sistemi di movimentazione remotizzata;
- resistenza meccanica adeguata ai carichi di progetto;
- facilità di movimentazione, sollevamento e trasporto.

I moduli sono impilati su più strati all'interno delle celle, locali nei quali le unità di deposito sono suddivisi. Al centro della cella è preservato uno spazio libero (sia in senso longitudinale che trasversale) per compensare eventuali scostamenti del posizionamento (Figura 5 e Figura 6); in fase di chiusura della cella, gli spazi vuoti presenti tra modulo e modulo e tra i moduli e le pareti delle celle sono riempiti di un materiale drenante in grado di conferire maggiore stabilità strutturale (*back-fill*).

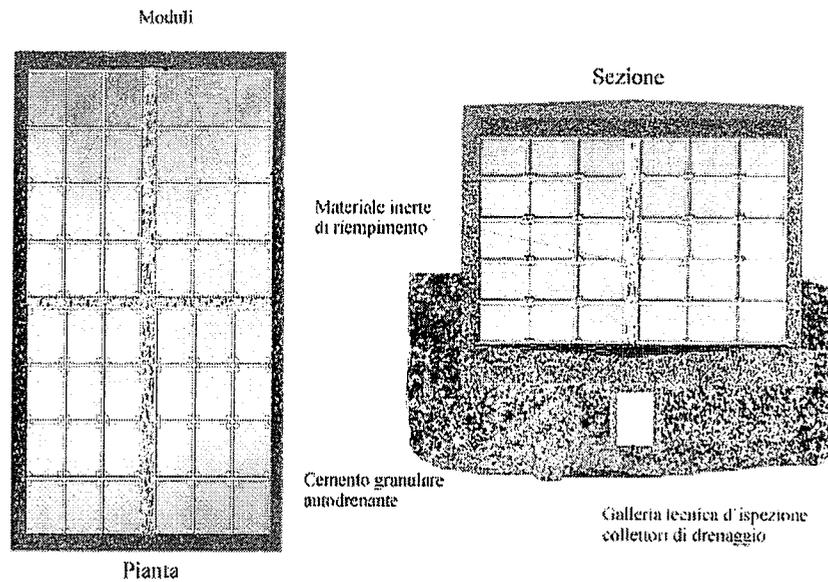


Figura 5: L'ordinamento dei moduli in una cella [5]

Le celle sono dimensionate con l'obiettivo principale di ottimizzare la capacità di stoccaggio. Lo spessore delle pareti e della soletta di chiusura è determinato tenendo conto, oltre che dei problemi strutturali, anche di quelli relativi alla protezione radiologica del personale. Il fondo della cella, in pendenza verso un pozzetto centrale di aggottamento, è impermeabilizzato e collegato al sistema di raccolta, monitoraggio e controllo delle acque di infiltrazione.

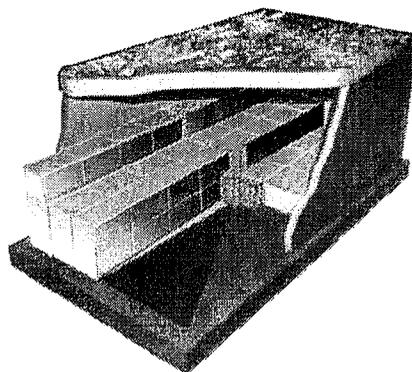


Figura 6: Panorama di una cella all'interno delle quale i moduli sono impilati su più strati [5]

Le celle sono costruite tutte allo stesso livello, al disopra della falda freatica; per evitare il contatto tra le acque sotterranee e le pareti e fondo delle celle. All'intorno delle unità di deposito ed ai lati della galleria sotterranea, è posto un sistema di tubi porosi per il drenaggio profondo.

Alla fine della fase operativa e prima del periodo di sorveglianza, le celle sono protette mediante una "copertura definitiva", realizzata con un rilevato in terra, organizzato in strati di terreni di caratteristiche adeguate, alternati a manti impermeabilizzanti artificiali, con lo scopo fondamentale di proteggere le celle dalla percolazione dell'acqua meteorica ed altri agenti, quali l'erosione e le variazioni termiche per prevenire fenomeni di deterioramento. La copertura costituisce inoltre un efficace strato di assorbimento nel caso incidentale di caduta di aeromobile, od altri eventi accidentali limite ipotizzabili.

All'interfaccia tra l'ultima copertura ed il terreno naturale è previsto un sistema di raccolta delle acque provenienti dagli strati drenanti del rilevato, da collegare al sistema di smaltimento delle acque superficiali descritto in precedenza. Il rilevato è progettato come un'opera in terra, costituita da strati di terreno di diverse caratteristiche e funzioni, con interposte membrane di impermeabilizzazione.

La Figura 7 mostra un'altra possibile struttura di un deposito ingegneristico:

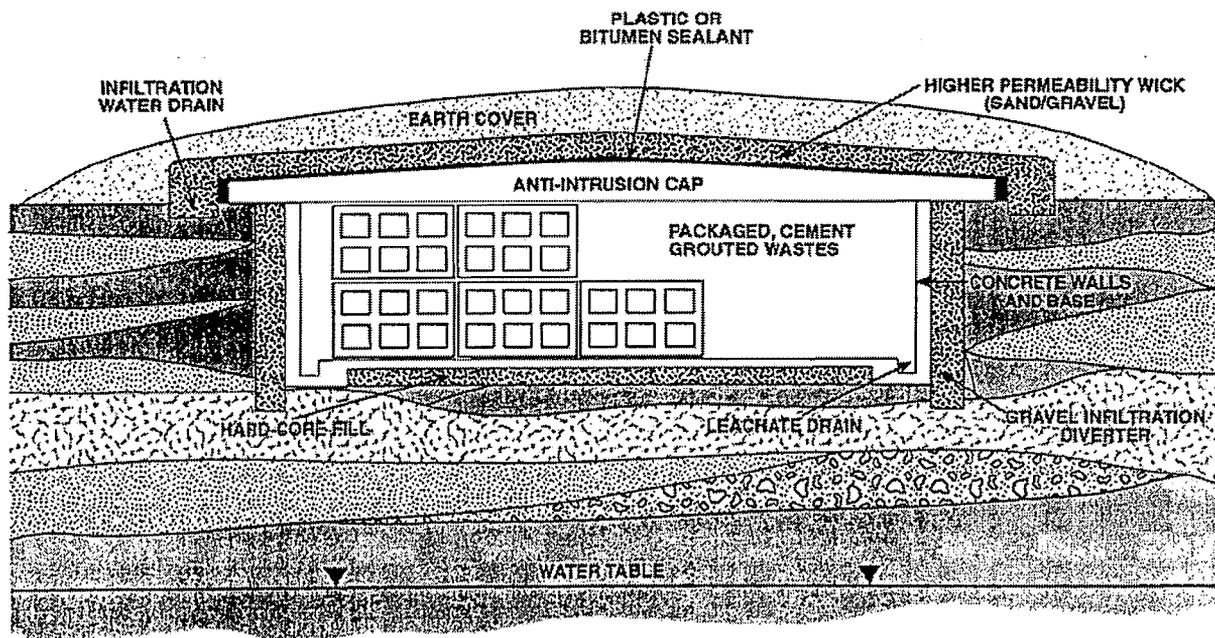


Figura 7: Schema semplificato di un deposito ingegneristico

Il deposito ingegneristico è inoltre dotato di sistemi ausiliari non direttamente identificabili come barriere ingegneristiche, ma preposti al potenziamento delle funzioni di confinamento dei manufatti. I più importanti sistemi ausiliari nel deposito italiano oggetto di studio dell'ENEA in passato sono [3]:

a) Unità di copertura mobile delle celle

È costituita da una struttura in carpenteria di acciaio, con telai monocampata e monopiano, a ritti e trasversi di tipo reticolare (per ottenere la massima rigidezza con il minimo peso). Tamponature laterali e copertura sono realizzate con pannelli a doppia parete di acciaio, con isolamento intermedio. La copertura a doppia falda è dotata di completo sistema di drenaggio delle acque meteoriche. Le dimensioni totali della struttura sono tali da consentire l'alloggiamento della gru a cavalletto, a sua volta di luce sufficiente a sormontare l'intera larghezza di cella e la corsia stradale di accesso dei mezzi di trasporto [6]. L'intera copertura è divisa, in senso longitudinale, in quattro sezioni strutturalmente indipendenti, al fine di facilitare l'operazione di rilocalizzazione su altra unità di deposito.

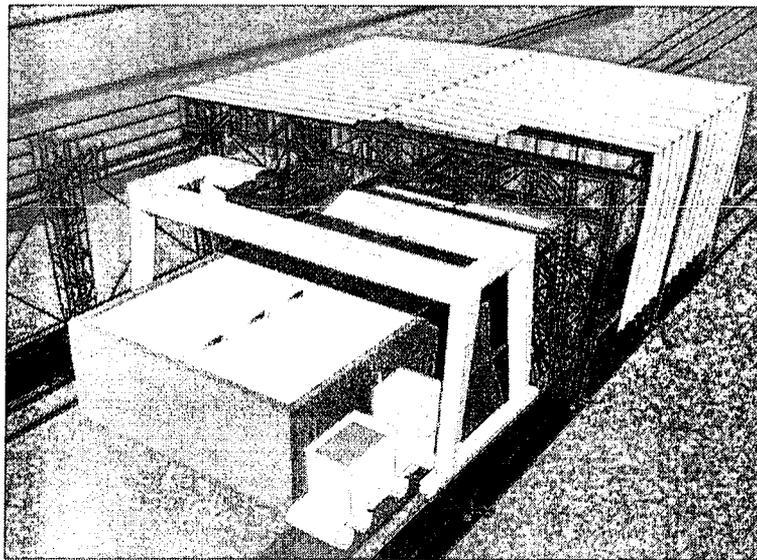


Figura 8: Unità di copertura mobile delle celle

La struttura è considerata di tipo convenzionale, essendo inesistente il rischio di dispersione di materiale radioattivo durante le operazioni di messa a dimora dei moduli: di conseguenza può essere progettata in base agli standard della normativa vigente per resistere ai massimi carichi ambientali (vento, neve, sisma di riferimento) previsti per il sito di installazione; in ogni caso la struttura è progettata per rimanere in campo elastico, per qualunque combinazione di carichi di verifica.



b) Sistema di movimentazione

La rilocazione dell'unità di copertura mobile su altra Unità di deposito è possibile o per smontaggio parziale e successivo riassetto di subassiemi strutturali o per mezzo di opportuni meccanismi. Come si mostra nella Figura 8, il sistema di movimentazione del deposito è costituito di gruppi di avanzamento, composti da carrelli a tre ruote, di cui due (uno per lato) motorizzati. Il movimento normale, durante le fasi di riempimento delle celle di una Unità, avviene su rotaie poste ai due lati della fila di celle (rotaie longitudinali) [6].

c) Sistema di raccolta e di controllo dell'acqua d'infiltrazione nelle celle

Questa unità ha la funzione di raccogliere e monitorare le eventuali infiltrazioni di acqua piovana o di falda nelle celle, sia nella fase operativa sia nella fase di sorveglianza a lungo periodo. L'acqua di infiltrazione, qualora superasse la barriera costituita dalle pareti del modulo e del "grout", potrebbe entrare in contatto con la matrice del rifiuto condizionato e quindi, per effetto della lisciviazione dei radioisotopi, risultare potenzialmente contaminata. L'acqua di ogni cella è drenata in un collettore comune a tutta una fila di celle e raccolta in un serbatoio di accumulo per essere controllata (controllo di radioattività, analisi chimica e radioisotopica) prima della restituzione all'ambiente. In caso di presenza di contaminazione, viene riciclata nell'impianto di condizionamento moduli ovvero inviata all'impianto di trattamento liquidi del Centro. Inoltre il rilevamento di significativi quantitativi di acqua in un qualsiasi punto del sistema costituisce indice di un eventuale danneggiamento della copertura o delle celle. Il sistema è quindi progettato per consentire che le perdite di un qualsiasi punto dell'impianto siano facilmente rilevate e localizzate.

d) Sistema di raccolta delle acque superficiali e di falda

L'unità si articola nei seguenti sottosistemi:

- raccolta e smaltimento delle acque meteoriche
- captazione delle acque sotterranee.

Entrambe queste acque sono raccolte, convogliate e restituite, preferibilmente per gravità, ai corsi d'acqua naturali. Il primo sottoinsieme convoglia le acque piovane provenienti dalle zone coperte, pavimentate od inerbate e è funzionante sia durante la fase operativa che in quella successiva di sorveglianza. L'area di deposito viene dotata di una rete di drenaggio delle acque infiltratesi nel terreno (acque sotterranee o di falda), da raccogliere e restituire ai corsi d'acqua naturali. Lo scopo primario del secondo sottosistema è quello di deprimere il livello di falda, in corrispondenza delle strutture annegate, peraltro opportunamente



impermeabilizzate controterra, per evitare o comunque limitare al massimo il danneggiamento delle opere in c.c.a., e minimizzare l'infiltrazione attraverso le pareti.

La superficie complessiva dell'area di deposito, dipende oltre che dal numero e dimensioni delle unità di deposito, determinate dalla quantità e tipologia dei manufatti da confinare, anche dalla distanza tra le unità affiancate, che è funzione delle caratteristiche geomorfologiche e geotecniche del sito. Il deposito definitivo è quindi costituito dalla totalità delle unità di deposito affiancate, ciascuna delle quali rappresenta un sistema indipendente, che può essere realizzato ed operato senza interferire con altre unità, già costruite od ancora da costruire.

In sintesi, un tipico progetto di deposito di rifiuti radioattivi fonda la sua funzione di protezione e sicurezza su una strategia ingegneristica atta a garantire che l'impatto radiologico risulti entro i limiti stabiliti in ogni prevedibile situazione di normale funzionamento o incidentale. Il confinamento dei radionuclidi viene realizzato mediante una successione di barriere fisiche poste tra i rifiuti radioattivi e l'uomo e tra i rifiuti e quegli agenti naturali che possono dare origine alla dispersione della radioattività. La preoccupazione maggiore è data dall'azione dell'acqua, in qualunque sua forma. Le barriere sono una combinazione di sistemi di contenimento artificiali, in generale costruiti con materiali a base cementizia, e naturali, cioè la conformazione geologica del sito. La prima e più interna barriera è costituita dalla matrice solida stessa del manufatto in cui è stato immobilizzato o condizionato il rifiuto radioattivo; la seconda intermedia barriera è costituita dal materiale impermeabilizzante di riempimento interposto tra il manufatto e le pareti esterne del modulo; la terza intermedia barriera è costituita dalle pareti delle celle e dal sistema di chiusura, sigillatura ed impermeabilizzazione delle celle di deposito; l'ultima barriera (e più esterna) è costituita dal terreno, le sabbie o le rocce nelle quali il deposito è inserito. Si osserva che occorre verificare che le barriere protettive singolarmente ottimizzate non interagiscano "negativamente" tra loro offrendo nel complesso una protezione meno ottimale di quanto atteso.

Inoltre, è importante sottolineare che l'azione di contenimento offerta dalle proprietà geologiche del sito ospitante il deposito entra in gioco nella scelta del sito, tipicamente nella definizione di principi di esclusione dei siti con caratteristiche sfavorevoli (ad es., perchè soggetti al verificarsi di scenari incidentali per sismicità, vulcanismo o altro, oppure perchè caratterizzati da condizioni idrogeologiche favorevoli alla percolazione e circolazione di flussi d'acqua), ma non viene considerata nella valutazione delle prestazioni di sicurezza del deposito la cui efficacia di contenimento è valutata esclusivamente rispetto all'azione delle barriere ingegneristiche predisposte.



4. Rilascio, diffusione e trasporto di radionuclidi dal deposito

Il processo sistematico di valutazione delle prestazioni di sicurezza di un deposito di rifiuti radioattivi considera la fase operativa e quella successiva alla sua chiusura. Mentre per la prima fase, l'analisi procede in maniera simile a quanto si fa per gli impianti di gestione di rifiuti tossici convenzionali, le valutazioni relative al periodo successivo alla chiusura del deposito implicano un approccio basato sulla modellazione del futuro comportamento del deposito e del sito ospitante, su scale temporali dell'ordine delle centinaia o migliaia di anni. La modellazione deve consentire la proiezione degli scenari futuri di evoluzione, rispetto a fenomeni naturali e cambiamenti nelle condizioni delle strutture ingegneristiche e geologiche del deposito che ne possono modificare le prestazioni di confinamento. Questo comporta l'identificazione delle caratteristiche (features), eventi (events) e processi (processes) coinvolti nella definizione degli scenari di trasferimento dei radionuclidi alla biosfera e la loro modellazione fisica e matematica.

Data la complessità dei fenomeni, eventi e processi in gioco, è opportuno che la modellazione dei rilasci e del trasporto dei radionuclidi negli gli scenari che portano all'esposizione dell'uomo e dell'ambiente venga sviluppata modularmente, attraverso una catena di sottomodelli di infiltrazione e rilascio, generazione di gas, trasporto nel near-field (ovvero entro e nei dintorni delle unità ingegneristiche di confinamento), trasporto nelle acque del sottosuolo e superficiali, trasporto atmosferico, ingerimento di piante e animali, dose all'uomo. L'approccio modulare consente la verifica locale dei singoli sottomodelli e la concentrazione degli sforzi sulle parti del sistema che richiedono modellistiche di maggior dettaglio al fine di raggiungere la confidenza voluta nei risultati.

La Figura 9 [25] illustra un esempio di percorsi potenziali per il rilascio di dose da considerare in una valutazione delle prestazioni di sicurezza: l'individuazione completa dei percorsi è un'attività che dipende fortemente da informazioni specifiche sul sito del deposito (ad esempio, le abitudini del gruppo critico di riferimento).



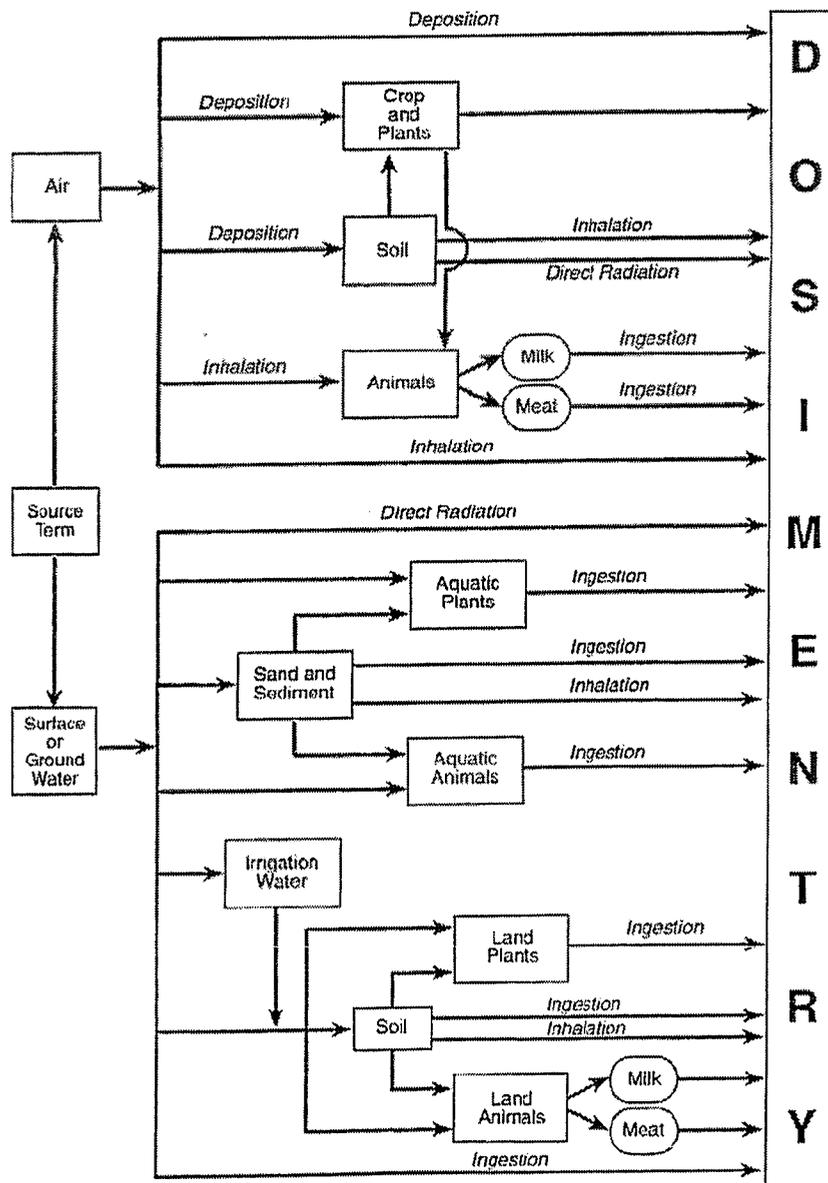


Figura 9: esempio di percorsi potenziali per il rilascio di dose da considerare in una valutazione delle prestazioni di sicurezza [25].

La Figura 10 [25] mostra i principali processi di cui si deve tenere conto nella valutazione delle prestazioni di sicurezza di un deposito di rifiuti di bassa e media radioattività. Le frecce in tratto continuo indicano i percorsi di infiltrazione e percolazione del vettore acqua, mentre le frecce tratteggiate indicano i percorsi di migrazione dei radionuclidi. La schematizzazione proposta struttura in maniera logica la modellazione.



Nei seguenti Paragrafi viene fornita una descrizione sintetica dei processi coinvolti nelle diverse parti della modellazione delineata in Figura 10.

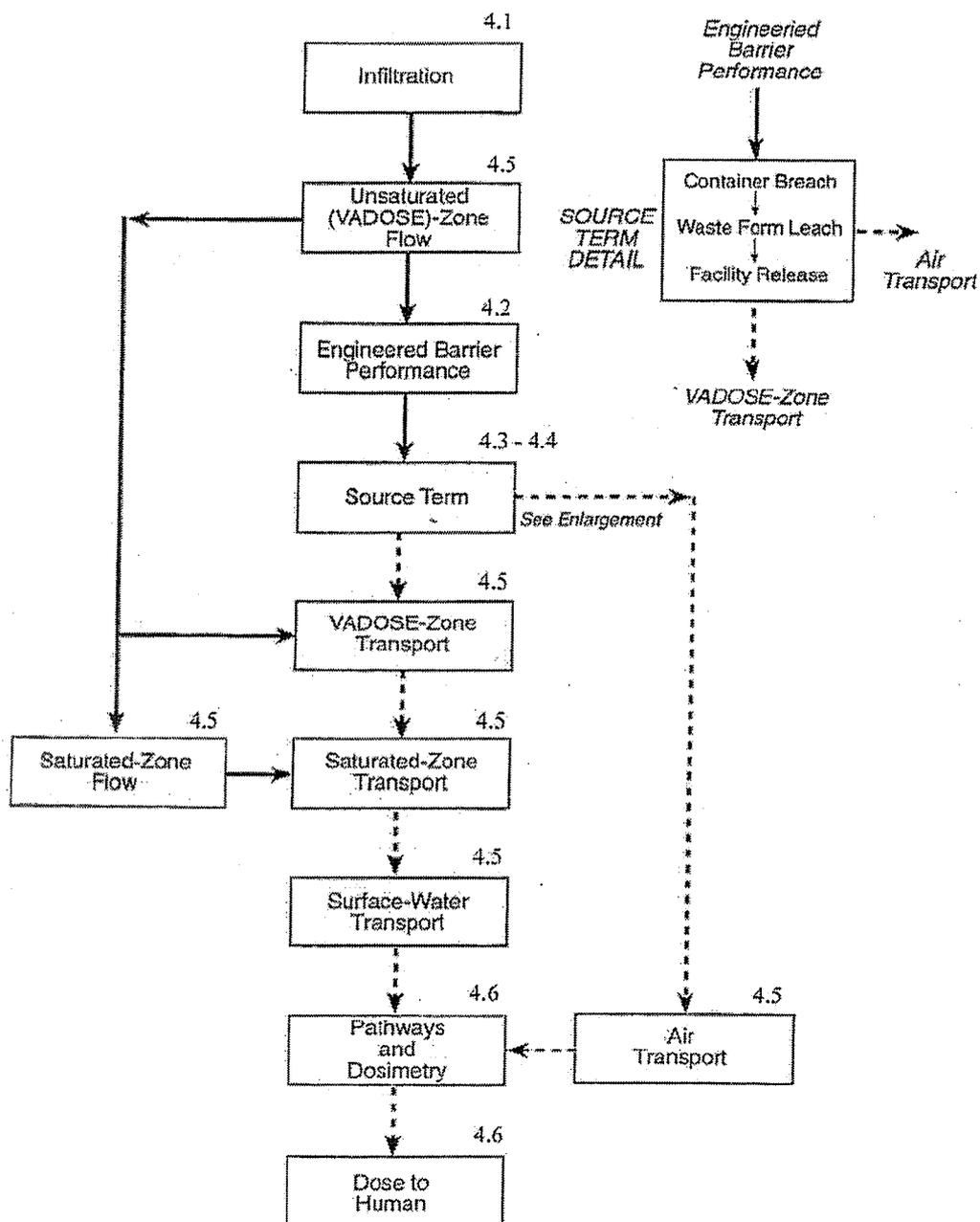


Figura 10: Modello concettuale dei processi da analizzare nelle valutazioni delle prestazioni affidabilistiche di un deposito ingegneristico per rifiuti a bassa e media attività [25].



4.1. *Infiltrazione dell'acqua nel deposito*

L'infiltrazione di acqua nel deposito e nella regione di confinamento dei rifiuti è la principale causa di rilascio dei radionuclidi dal deposito nel quale sono confinati [31]. Il rilascio può essere schematizzato nella seguente catena di processi:

Acque piovane → infiltrazione attraverso la copertura → degradazione della barriera cementizia → infiltrazione attraverso le barriere cementizie → flusso attraverso i materiali di riempimento → degradazione dei contenitori → dilavazione dei rifiuti → trasporto dei radionuclidi attraverso le barriere ingegneristiche.

Il processo di infiltrazione d'acqua è descritto mediante modelli di flusso di fluido nei mezzi insaturi caratteristici del sistema di barriere ingegneristiche che costituiscono il deposito (volta di copertura, pareti della cella in calcestruzzo, backfill, moduli e manufatti), le quali possono essere parzialmente o completamente degradate. Si considera il moto dell'acqua dovuto solo alle forze idrauliche: l'infiltrazione verticale in zone non sature è descritta dalla legge di Darcy (flusso stazionario), alla quale viene associata l'equazione di continuità del flusso per la descrizione di transitori [31].

Esistono numerosi codici per l'analisi del processo di infiltrazione d'acqua in mezzi insaturi [31]. Tuttavia, ottenere una stima precisa del flusso d'acqua di infiltrazione risulta complicato a causa della variabilità locale delle proprietà dei materiali, della natura incerta e transitoria delle precipitazioni nell'area etc. Per questo motivo, nei calcoli di prestazione di sicurezza di un deposito di rifiuti radioattivi vengono adottate opportune semplificazioni nella modellazione al fine di conseguire una stima difendibile del flusso di acqua. Ad esempio, visti i lunghi tempi di analisi (centinaia o migliaia di anni) rispetto alla variabilità delle precipitazioni, calcoli di flusso stazionario sono in sufficiente accordo con quelli stazionari per quanto riguarda la previsione della concentrazione di soluti; questo comporta la possibilità di utilizzare il flusso medio di infiltrazione di acqua nel deposito, naturalmente a patto che venga utilizzato il valore corretto del rateo di infiltrazione per la determinazione del quale gioca un ruolo fondamentale il processo di evaporazione [32].

4.1.1. Filtrazione attraverso le barriere cementizie

La conducibilità idraulica di un materiale cementizio integro è molto bassa (10^{-13} - 10^{-11} m/s); tuttavia può divenire sensibilmente maggiore in seguito a fratture [29]. Pertanto, l'infiltrazione d'acqua nelle barriere



cementizie di un deposito di rifiuti radioattivi diventa rilevante se si verifica un loro cedimento, anche parziale, in quanto la loro integrità garantisce l'isolamento dei rifiuti dalle acque [31].

Per la valutazione delle prestazioni di sicurezza di un deposito di rifiuti radioattivi è importante stabilire il tempo di inizio delle fessurazioni del calcestruzzo delle barriere protettive e l'intervallo di tempo tra l'inizio delle rotture ed il completo cedimento delle barriere. D'altra parte, la previsione della vita utile dei materiali cementizi è un problema di difficile soluzione che riguarda la formazione di cricche e fratture penetranti lo spessore delle barriere. Le fratture causate da dilatazioni di volume e da perdita delle caratteristiche di elasticità sono il meccanismo principale di fallimento delle barriere cementizie e possono costituire una via preferenziale per il flusso d'acqua.

I processi di degrado delle barriere in materiali cementizi sono influenzati dalla presenza di acqua e dalla qualità della stessa. La stima dei flussi d'acqua in presenza di cricche viene eseguita con codici di calcolo di flusso insaturo; per un dettaglio sintetico dei processi tipicamente modellati si rimanda al Paragrafo 4.2.2.

Nella valutazione delle prestazioni di sicurezza di un deposito, a volte l'infiltrazione attraverso le barriere cementizie viene modellata semplicemente variando la conducibilità idraulica del sistema in funzione della vita delle barriere. L'infiltrazione può anche essere modellata con una semplice relazione lineare che lega le due situazioni limite: i) assenza di flusso (barriere intatte); ii) infiltrazione naturale nel sito (barriere completamente degradate che possono essere considerate come formate solo da sabbia e ghiaia) [31].

4.2. *Degradazione delle barriere ingegneristiche*

4.2.1. Degradazione dei contenitori

I contenitori si degradano in seguito a processi chimico-fisici che si sviluppano al loro interno, ad esempio in presenza di rifiuti organici ed acqua d'infiltrazione. La degradazione dei fusti dipende dal loro materiale costitutivo ma anche dal materiale di backfill utilizzato [31]. I contenitori in acciaio possono subire corrosione uniforme o localizzata; nei contenitori cementizi questi processi possono risultare fortemente limitati in ambienti poco ossigenati; i contenitori ad alta integrità (HICs) sono progettati per avere una durata minima pari a 300 anni.

Generalmente nei modelli di rilascio liquido non si tiene conto della capacità di tenuta dei contenitori (ipotesi conservativa) [29] [31].



L'evento di rottura di un contenitore è un fenomeno di natura stocastica. Generalmente, nei modelli per le valutazioni di sicurezza di un deposito di rifiuti radioattivi se ne tiene conto introducendo un tempo di ritardo del rilascio di radionuclidi. Questo comporta l'ipotesi che i contenitori abbiano un tempo di vita finito al termine del quale tutti i contenitori cedono simultaneamente. In termini quantitativi, il processo di rottura viene modellato mediante l'introduzione del parametro STF (single time to failure). L'utilizzo del modello a STF è giustificato quando la distribuzione dei ratei di rottura dei contenitori è poco dispersa. Peraltro, il tempo di vita dei contenitori ha in ogni caso un effetto trascurabile sulle prestazioni di sicurezza del deposito quando il rateo di infiltrazione dell'acqua è molto basso al momento delle rotture, come ad esempio nel caso di backfill cementizio: anche in questo caso, la semplificazione modellistica del STF è giustificata per il suo trascurabile effetto sui risultati dell'analisi. Al contrario, nel caso di rateo d'infiltrazione elevato al momento delle rotture dei contenitori, il modello STF potrebbe dare risultati poco realistici, con sovrastime o sottostime a seconda del valore di STF utilizzato. In tal caso gli eventi di rottura vanno simulati nel tempo secondo i caratteristici ratei di rottura dei contenitori. Questo tipo di modellazione così detta a DT (distribution of times to failure), ha un impatto significativo sui risultati dell'analisi di sicurezza di un deposito di rifiuti radioattivi quando le rotture dei contenitori hanno probabilità non trascurabili di verificarsi a tempi superiori al tempo medio di residenza del contaminante nel deposito [31].

Dal punto di vista della modellazione della rottura dei contenitori, nelle valutazioni delle prestazioni di sicurezza di un deposito di rifiuti radioattivi tipicamente vengono considerate due diverse modalità: generalizzata o localizzata. La rottura generalizzata è modellata specificando il tempo di rottura del contenitore; prima di questo tempo, l'acqua non entra in contatto con il rifiuto e non vi è rilascio; oltre questo tempo, il contenitore non fornisce più alcuna barriera all'acqua e quindi al rilascio di radionuclidi. Un modello più realistico per la degradazione dei contenitori si ottiene invece considerando le rotture localizzate, cioè superfici del contenitore che non offrono più adeguata protezione al rilascio; l'estensione di tali superfici dipende dall'invecchiamento del contenitore [29] [31].

4.2.2. Processi di degradazione di barriere in materiale cementizio

Le proprietà strutturali e di contenimento delle barriere in materiale cementizio dipendono fortemente dal rapporto tra CaO e SiO_2 . Il diametro dei pori del materiale tipicamente varia da 1 a 100nm e la saturazione dipende dall'umidità dell'ambiente. Il trasporto all'interno del calcestruzzo è governato dalla diffusione molecolare mentre l'acqua è trattenuta dall'idratazione favorita dall'elevato pH e dall'elevata concentrazione di Ca^{2+} . La degradazione del calcestruzzo dipende molto dalla qualità dell'acqua. Acque ricche di minerali provocano una degradazione in tempi più rapidi. Un altro fattore molto importante è la quantità di CO_2 . I principali processi che concorrono alla degradazione del calcestruzzo sono:



- Leaching (lisciviazione);
- Carbonatazione;
- Attacco solfatico (sulfate attack);
- Corrosione dell'acciaio di rinforzo;
- Degradazione da parte dei materiali dei rifiuti;
- Reazione degli aggregati di alcali;
- Fratture causate dagli sforzi meccanici;
- Cicli congelamento – scongelamento.

Per ulteriori dettagli sui processi di degrado delle barriere in materiale cementizio si rimanda a [29].

4.3. *Termine sorgente - Rilascio dei radionuclidi*

Come precedentemente sottolineato, i rilasci di radionuclidi in forma liquida sono i più importanti di cui tener conto in fase di valutazione delle prestazioni di sicurezza di un deposito di rifiuti radioattivi. I meccanismi di rilascio liquido di radionuclidi dalle barriere protettive di un deposito variano a seconda delle forme fisico-chimiche dei manufatti di rifiuti ivi contenuti.

La stima del rilascio di liquidi da un deposito superficiale richiede la conoscenza del flusso idrico che interessa il deposito e dei processi di trasporto dei radionuclidi all'interno di esso (near-field). Il rilascio di radionuclidi dai rifiuti solidi è considerato indipendente dal grado di saturazione delle acque nel rifiuto mentre nel caso di rifiuti liquidi è necessario considerare questa dipendenza.

La geochimica governa la solubilità dei radionuclidi nelle acque di poro, il ritardo nel rilascio e i processi di degradazione. I parametri di rilascio dei radionuclidi (ad esempio i coefficienti di partizione e i limiti di solubilità) dipendono dall'evoluzione della geochimica e delle condizioni del rifiuto quando è in contatto con l'acqua di infiltrazione. Le incertezze nei parametri geochimici vengono generalmente considerate assumendo valori conservativi. Un modello molto conservativo è quello di considerare l'intero rifiuto a contatto con l'acqua e quindi disponibile ad essere asportato da essa.

Esistono modelli di predizione dell'evoluzione del sistema che considerano il rilascio e il trasporto dei radionuclidi con le associate reazioni chimiche. I corrispondenti codici sono in grado di fornire termini di sorgente anche molto dettagliati ma possono richiedere numerosi dati d'ingresso e calcoli complessi.



In termini generali i modelli per la previsione del rilascio di radionuclidi possono essere classificati in modelli di rilascio per dilavamento in equilibrio di partizione di fasi e modelli meccanicistici. Nei primi si assume che il rilascio avvenga per dilavamento superficiale in condizioni di equilibrio di partizione tra il manufatto e la soluzione acquosa di contatto; al contrario, nei modelli meccanicistici il rilascio dei radionuclidi viene modellato mediante una descrizione meccanica dei processi di diffusione, dissoluzione e partizione. La diffusione di massa è il meccanismo principale che determina il rateo di rilascio di radionuclidi da materiali cementizi, dopo i primi istanti di rilascio per dilavamento superficiale. Per la descrizione del processo di diffusione, la maggior parte dei modelli assumono la condizione al contorno di concentrazione nulla alla superficie del manufatto a contatto con l'acqua. Ciò consente in taluni casi la derivazione di soluzioni analitiche, peraltro conservative. Qualora le condizioni al contorno avessero un effetto rilevante sul rilascio, si possono utilizzare modelli di risoluzione numerica per tenere conto di situazioni di continuità di concentrazione e flusso di radionuclidi alla superficie di contatto tra il rifiuto e la soluzione acquosa.

L'impiego di materiali di riempimento nel deposito influisce sul flusso d'acqua nelle zone dei rifiuti e sulle condizioni al contorno che influenzano il rilascio dei radionuclidi. Questo effetto è più significativo se il materiale di backfill è calcestruzzo, il quale può impedire il flusso d'acqua nelle vicinanze del rifiuto o canalizzarlo selettivamente; inoltre, il calcestruzzo genera, per un esteso periodo di tempo, un ambiente altamente alcalino che influisce sull'ossidazione dei contenitori dei rifiuti, sulla solubilità e l'assorbimento dei radionuclidi.

Di seguito vengono presentati in maniera sintetica i processi principali di rilascio dei radionuclidi: dilavamento (rilascio liquido), diffusione (rilascio liquido e gassoso), dissoluzione (rilascio solido) per corrosione e scambio ionico [7] [31].

4.3.1. Rilascio per dilavamento

Ipotizzando che tutti i radionuclidi siano presenti sulla superficie dei rifiuti, ovvero la frazione A_b/A_{waste} di rifiuti che è a contatto con l'acqua, il flusso J_{lea} di materiale rilasciato, considerando anche il limite di solubilità, risulta essere:

$J_{lea} = Cq \left(\frac{A_b}{A_{waste}} \right)$	J_{lea}	= flusso di materiale rilasciato per dilavamento [M / L ² T]
	C	= concentrazione nell'acqua di poro [M/L ³]
	q	= velocità di Darcy [L/T]



$C = M_w \frac{1 - \left(\frac{C_0}{C_{sat}} \right)}{\theta_w V_w}$	A_{waste} = superficie contenitori [L ²]
	A_b = superficie apertura contenitori [L ²]
	M_w = massa materiale rilasciato [M]
	C_0 = Concentrazione dei radionuclidi iniziale nel rifiuto [M/L ³]
	C_{sat} = limite solubilità dei radionuclidi [M/L ³]
	θ_w = umidità percentuale
	V_w = volume rifiuto [L ³]

Il rilascio dei rifiuti dalla superficie è limitato nel tempo, oltre che dal limite di solubilità, anche dalla diminuzione della quantità di radionuclidi presente nel rifiuto sia perché decadono sia perché asportati dall'acqua. In seguito a questi processi, si può assumere che la quantità di radionuclidi nel rifiuto diminuisca esponenzialmente:

$M_{rinse}(t) = M_0 e^{-(\lambda + \lambda_l)t}$	M_{rinse} = massa disponibile al dilavamento [M];
	M_0 = la massa al tempo $t=0$ [M];
	λ = decadimento radioattivo [1/T];
	λ_l = rateo di asportazione con l'acqua [1/T].

Il rateo di asportazione con l'acqua λ_l (leaching) può essere espresso come:

$\lambda_l = \frac{q}{h_w (\theta_w + \rho_w k_d)}$	λ_l = rateo di asportazione con l'acqua [1/T];
	q = infiltrazione di acqua attraverso i rifiuti [L/T] (velocità di Darcy);
	θ_w = umidità dei rifiuti;
	ρ_w = densità in massa dei rifiuti [M/L ³];
	h_w = altezza rifiuti [L];
	k_d = coefficiente di partizione (rapporto tra contaminanti disciolti nel fluido e quelli sulla matrice solida) [L ³ /M]

In definitiva il rateo di rilascio, ovvero la quantità di radionuclidi rilasciati nell'unità di tempo $R_{rinse}(t)$, può essere espresso come:



$R_{rinse}(t) = M_{rinse}(t) \cdot \lambda_i$	$R_{rinse}(t)$ = rateo di rilascio [M/T];
	$M_{rinse}(t)$ = massa dei rifiuti al tempo t [M];
	λ_i = rateo di dilavamento [1/T].

Sotto certe condizioni, è possibile modellare il rilascio ipotizzando che il contaminante radioattivo subisca un istantaneo rilascio in soluzione nel momento in cui il limite di solubilità viene raggiunto C_{sat} (rilascio per limite di solubilità); in questo caso si ha semplicemente $C = C_{sat}$. Questo modello viene spesso utilizzato per descrivere il processo di rilascio di quei rifiuti nei quali la soluzione chimica è dominante a causa dell'aggiunta di una notevole quantità di materiali cementizi, che tendono a stabilizzarla.

4.3.2. Diffusione

Come sopra detto, il rilascio dei radionuclidi da una matrice cementizia è dovuto principalmente alla diffusione, a parte un primo periodo in cui il dilavamento è il processo principale. Nel modello di rilascio per diffusione si considera nulla la concentrazione di radionuclidi sulla superficie (per poter risolvere analiticamente l'equazione della diffusione). Questa condizione (conservativa) rende indipendente il rilascio per diffusione dalle caratteristiche fisico - chimiche del fluido in prossimità del rifiuto.

Il flusso di materiale rilasciato per diffusione da un contenitore cilindrico può pertanto essere scritto come:

$R_{diff}(t) = 4\pi D_e (h_w + a) C_0 \sum_{m=1}^{\infty} e^{-\lambda_m^2 t D_e / a^2}$	$R_{diff}(t)$ = rateo di rilascio dal singolo contenitore [M/T];
	D_e = coefficiente di diffusione effettivo [L ² /T];
	h_w = altezza contenitore [L];
	C_0 = concentrazione iniziale del rifiuto [M/L ³];
	a = raggio del contenitore [L];
	t = tempo [T];
	λ_m = sono gli zeri della funzione di Bessel di ordine zero.

Soluzioni numeriche sono adottate quando non è possibile trascurare la dipendenza del rilascio per diffusione dalle proprietà del fluido in prossimità del rifiuto.



Il rilascio per diffusione può essere semplificato notevolmente applicando un'altra ipotesi conservativa ovvero assumendo un rilascio costante nel tempo pari al massimo rateo di rilascio, $R_{diff,max}$.

4.3.3. Dissoluzione

Il rilascio per dissoluzione è dovuto alla corrosione dei metalli attivati. Trascurando il decadimento ma considerando il limite di solubilità, il rilascio per dissoluzione può essere espresso nel seguente modo:

$R_{diss} = v_{diss} \cdot A_f \left(\frac{M_0}{V_w} \right) \left(1 - \frac{C_0}{C_{sat}} \right)$	R_{diss} = rateo di rilascio in massa [M/T];
	v_{diss} = velocità di dissoluzione [L/T];
	M_0 = massa iniziale [M];
	A_f = superficie dell'area dei rifiuti sottoposta a dissoluzione [L ²];
	C_0 = concentrazione al tempo iniziale [M/L ³];
	C_{sat} = limite di solubilità [M/L ³];
	V_w = volume del rifiuto [L ³].

4.3.4. Rilascio gassoso

La degradazione dei rifiuti può portare alla formazione di gas, processo che favorisce il rilascio dei radionuclidi volatili come ad esempio il ¹⁴C, ³H e altri. Una volta formati, questi gas migrano verso gli spazi vuoti del contenitore e sono quindi rilasciati, attraverso il sistema di coperture, per diffusione e/o variazioni di pressione. La formazione di gas in genere non ha molto effetto sull'integrità e sulle prestazioni del deposito anche se l'effetto del rilascio di ¹⁴C non sempre può essere trascurato. Separate analisi sono necessarie per la simulazione del termine di sorgente gassoso.

4.4. Processi di diffusione/trasporto di radionuclidi nel near-field

I radionuclidi, dopo essere stati rilasciati dai manufatti che li contengono, iniziano la loro migrazione attraverso la parte inferiore del deposito.

Il trasporto in fase liquida nel near-field è governato dai processi di advezione (per gradiente di carica idraulica), diffusione e dispersione (molecolare e meccanica) e dalle caratteristiche di adsorbimento del materiale che circonda il rifiuto che può ritardare la propagazione dei contaminanti. Da un punto di vista



modellistico, la descrizione del trasporto nel near-field è identico a quella del trasporto in terreni insaturi. I mezzi insaturi sono caratterizzati da un non completo riempimento di acqua; a causa delle forze capillari la pressione all'interno dei pori è inferiore a quella atmosferica. La conduttività idraulica è ridotta rispetto ai mezzi saturi a causa del ridotto volume di acqua presente.

Diffusione

Nel processo noto come diffusione molecolare o semplicemente diffusione, il contaminante disciolto in acqua si muove da una zona a maggiore concentrazione verso una zona dove la concentrazione è minore. Il processo di diffusione ha luogo finché esiste un gradiente di concentrazione, ed avviene anche se il fluido non è in movimento. Ciò è dovuto al moto browniano delle particelle d'acqua. Tale fenomeno è descritto matematicamente dalle Leggi di Fick, per cui la massa di fluido che si diffonde è proporzionale al gradiente di concentrazione. Nei mezzi porosi la diffusione non può procedere così veloce come nell'acqua libera poiché i radionuclidi devono seguire percorsi più lunghi e tortuosi muovendosi intorno ai granuli; per tener conto di ciò, viene usato un valore efficace del coefficiente di diffusione che tiene conto delle proprietà del mezzo.

Advezione

Nel processo di advezione (o convezione), i contaminanti solidi disciolti sono trasportati dai flussi delle acque alimentati da una differenza di carico idraulico. Se l'advezione è il processo dominante allora la velocità di propagazione del soluto corrisponde sostanzialmente alla velocità effettiva dell'acqua con la quale si muove.

Dispersione

Se tutte le particelle di acqua contenenti il soluto viaggiassero esattamente alla stessa velocità, esse sposterebbero l'acqua che non contiene il soluto e all'interfaccia si creerebbe un limite netto. Invece poiché l'acqua che contiene il soluto non viaggia ovunque alla stessa velocità, si viene a creare una miscelazione lungo il percorso. Tale miscelazione è chiamata in generale dispersione meccanica ed ha come conseguenza una diluizione del contaminante sul fronte di avanzamento. Generalmente, si distingue una dispersione meccanica longitudinale, cioè lungo la direzione di flusso, ed una trasversale, cioè che avviene lateralmente alla direzione di flusso.

- *Dispersione longitudinale*

Il processo di dispersione longitudinale avviene a causa del fatto che in realtà le singole particelle di acqua si muovono a velocità che sono sia inferiori sia superiori alla velocità effettiva lineare media. Tre sono le cause principali di tale fenomeno (Figura 11): i) il flusso è più veloce in corrispondenza dei pori



più grandi; ii) alcune particelle di fluido viaggiano lungo percorsi più brevi rispetto ad altre, per compiere la stessa distanza lineare; iii) durante il flusso attraverso i pori, il fluido si sposterà, a causa del minore attrito, più velocemente nel centro dei vuoti che non lungo i lati.

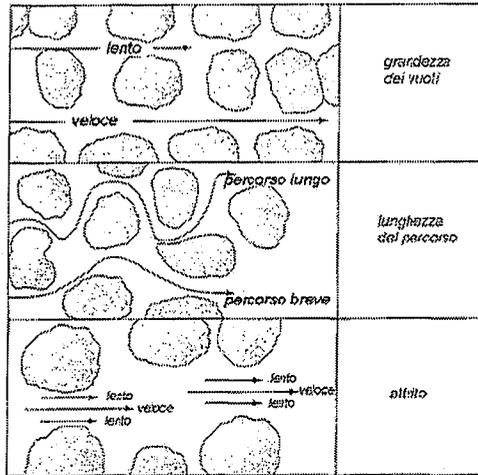


Figura 11: Fattori che causano la dispersione longitudinale alla scala dei pori [8].

- *Dispersione trasversale*

Il fronte del contaminante in avanzamento tende inoltre ad allargarsi in direzione normale alla direzione di flusso poiché a scala dei pori i filetti fluidi possono divergere, come mostrato nella Figura 12. Il risultato di ciò è una miscelazione, denominata dispersione trasversale, in direzione normale alla direzione di flusso media.

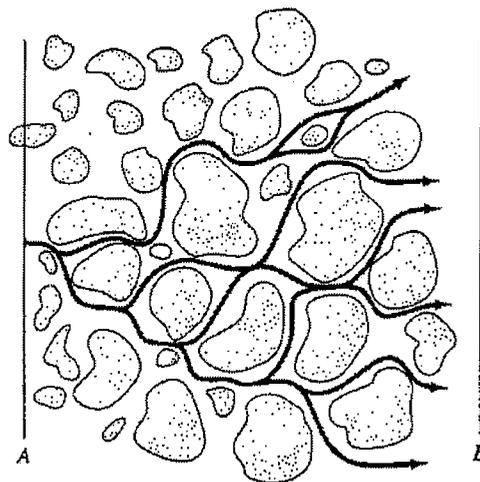


Figura 12: Fattori che causano la dispersione longitudinale alla scala dei pori [8].



In realtà, in una descrizione tridimensionale del trasporto di contaminante bisogna anche considerare il processo di dispersione verticale, perpendicolare alla direzione di flusso dell'acqua. In particolare in mezzi con una stratificazione orizzontale molto pronunciata i valori di dispersività verticale possono essere simili al coefficiente di diffusione. Il fenomeno della dispersione è legato alla presenza di eterogeneità all'interno del mezzo. Tali eterogeneità possono essere distinte in: i) eterogeneità microscopiche alla scala dei pori; ii) eterogeneità macroscopiche o intraformazionali (fratture); iii) eterogeneità megascopiche o interformazionali.

Adsorbimento

Può avvenire che, durante il trasporto, parte dei contaminanti in soluzione vengano trattenuti dalla matrice del mezzo in seguito a fenomeni chimico-fisici che sono chiamati genericamente fenomeni di adsorbimento. Come risultato di tali processi, alcuni contaminanti si muovono attraverso il near-field molto più lentamente dell'acqua che li trasporta; tale effetto è spesso chiamato ritardo.



4.5. *Analisi "far-field"*

Il far-field, chiamato anche geosfera o barriera geologica, è l'ambiente naturale nel quale è collocato il deposito di smaltimento.

Le differenze nella migrazione di radionuclidi nel near-field e nel far-field non sono dovute ai processi fisici, quanto piuttosto alle caratteristiche dei mezzi in cui tali processi avvengono: ad esempio, la porosità della miscela cementizia che costituisce le barriere ingegneristiche del near-field, la presenza di strati argillosi nel ambiente del far-field, le sostanze disciolte nelle acque, ecc.

In fase di simulazione, la specializzazione alla migrazione nel near-field o far-field è implementata per mezzo di una corretta impostazione delle condizioni al contorno e dei parametri fisici del modello.

Per quanto riguarda la migrazione col vettore acqua, la modellizzazione dei processi deve tenere in conto le differenze tra acque di sottosuolo e acque di superficie, poichè queste si trovano a scorrere in ambienti molto diversi tra loro. In generale, le acque di superficie possono essere contaminate i) direttamente, nel caso in cui vengano a contatto con le superfici degradate del deposito (in seguito ad allagamenti ad esempio): tale contributo è trascurabile per depositi costruiti al di sotto del livello del suolo (BGV); oppure ii) indirettamente, qualora vengano a contatto con le acque del sottosuolo. Un'ulteriore differenziazione deve essere fatta in relazione alle acque del sottosuolo, il cui comportamento è condizionato dal fatto che la zona attraversata sia satura o meno [25].

Altri processi, quali la biodegradazione, il decadimento radioattivo o le precipitazioni chimiche, hanno come effetto la diminuzione della concentrazione del contaminante nelle acque, non rallentandone necessariamente la velocità di spostamento.

D'altra parte, vi sono condizioni di trasporto che facilitano il moto dei contaminanti disciolti. È questo per esempio il caso del trasporto in fase colloidale, per il quale i colloidi, cioè particelle dalla composizione chimica simile a quella del substrato acquifero, ma mobili nella fase acquosa, possono adsorbire contaminanti organici ed inorganici e trasportarli nell'acqua, agendo come una "terza fase" (oltre a quella solida del substrato e quella liquida dell'acqua) di cui è necessario tenere conto. Un'altra situazione particolare è quella di trasporto in fratture, per il quale le fratture del substrato creano delle vie preferenziali per la migrazione di radionuclidi disciolti nella fase acquosa, accelerandone il rilascio.



Il trasporto per via aerea è strettamente connesso con il rilascio gassoso. L'analisi di questo processo richiede, in generale, l'approfondimento di considerazioni meteorologiche su scala regionale: in particolare, lo studio deve riguardare a) i modelli di pennacchio in atmosfera (altezza del rilascio, velocità del vento, stabilità dell'atmosfera e ratei di precipitazioni annuali); b) i meccanismi di rimozione dei radionuclidi dall'atmosfera (precipitazioni, deposizione secca, decadimento radioattivo); c) la topografia generale della regione nella quale il sito è costruito [25].

4.6. *Analisi dei percorsi e dosimetria dell'individuo esposto*

Il risultato finale della valutazione delle prestazioni di sicurezza di un deposito ingegneristico di rifiuti a bassa e media attività è la stima delle dosi potenziali agli esseri umani, con riferimento all'individuo medio del gruppo critico. Il risultato integra le informazioni e i risultati ottenuti dai sottomodelli delle caratteristiche, eventi e processi coinvolti negli scenari incidentali, di rilascio, migrazione ed esposizione, includendo: la propagazione dei radionuclidi attraverso la catena alimentare umana ed i processi di metabolizzazione delle sostanze ingerite, cioè la dosimetria interna ed esterna [25].

4.7. *Commenti*

In conclusione, come sottolineato nel Capitolo 2, i rifiuti radioattivi sono caratterizzati da un'elevata variabilità nelle proprietà fisico-chimiche. Tale diversità rende possibili molti processi di rilascio e trasporto di radionuclidi, spesso di difficile caratterizzazione e modellazione. Un'ulteriore complicazione è legata al differente comportamento dei radionuclidi dispersi nelle barriere artificiali (processi near-field) o nell'ambiente nel quale il sito è costruito (processi far-field). Queste differenze sono dovute non solo ai mezzi e materiali coinvolti, ma soprattutto alle loro caratteristiche strutturali, quali la porosità o la fratturazione. L'interazione di più processi di rilascio di radionuclidi può dare luogo a fenomeni termo-meccanici o reazioni chimiche di accoppiamento che introducono nuovi potenziali pericoli per l'integrità delle barriere, dei quali è necessario tenere conto.

Nell'impossibilità di conoscere in dettaglio tutti i processi coinvolti, risulta necessario quantificare l'incertezza di prestazione del deposito, mediante adeguata modellazione stocastica e relativa simulazione dei fenomeni di rilascio e migrazione dei radionuclidi attraverso le barriere protettive, nel near-field e nel far-field. Nel fare ciò, si dovranno affrontare aspetti tecnici specifici dei processi di rilascio e trasporto dei radionuclidi, quali, ad esempio:



- la valutazione delle prestazioni a tempi lunghi delle barriere ingegneristiche nell'ambiente del deposito, tenendo conto dei processi di corrosione, degrado microbico, ecc;
- la resistenza delle barriere ingegneristiche o geologiche ai sismi;
- la stabilità dei rifiuti radioattivi nelle condizioni ambientali di deposito;
- la valutazione del trasporto diffusivo in mezzi a bassa permeabilità;
- la valutazione del trasporto diffusivo ed advettivo in mezzi fratturati;
- la valutazione del trasporto diffusivo in forma colloidale, tenendo conto del processo di formazione e filtraggio dei colloidali nonché della loro stabilità;
- la stabilità a tempi lunghi dei potenziali di ossido-riduzione nelle acque di falda.



5. Scenari incidentali

Uno scenario incidentale è una successione di eventi il cui esito può causare il rilascio di materiale radioattivo dal deposito di contenimento. In fase di progettazione, la valutazione delle prestazioni di un deposito richiede che per ciascuno scenario prevedibile venga valutata la dose assorbita dalle popolazioni locali per verificarne l'accettabilità relativamente ai limiti prescritti.

L'analisi di sicurezza del deposito viene svolta mediante l'individuazione e caratterizzazione degli scenari che possono determinare, in tutte le fasi di vita del deposito ed in condizioni sia normali che più propriamente incidentali, la potenziale diffusione della radioattività all'esterno del deposito ed essere causa di potenziale esposizione per il pubblico e l'ambiente.

La scelta degli scenari da analizzare deve essere soggetta a particolare attenzione sia da parte degli operatori del deposito che da parte delle autorità di controllo, poiché può influenzare notevolmente i risultati dell'analisi di sicurezza. In alcuni Paesi, gli scenari da considerare nell'analisi vengono stabiliti dall'autorità, con eventuali ulteriori scenari aggiunti dall'operatore: in altri Paesi, l'operatore è deputato alla scelta degli scenari che deve giustificare all'autorità. La gamma di scenari considerati deve essere la più ampia possibile, al fine di poter sviluppare una comprensione del comportamento del sistema che supporti la confidenza voluta sulla sua sicurezza [27].

Nel lungo termine, i soli agenti esterni capaci di causare una dispersione della radioattività sono l'acqua e le azioni dell'uomo. Per questo, tipicamente le classi di scenari considerate nelle valutazioni delle prestazioni di un deposito di rifiuti radioattivi di II categoria del tipo "near-surface", indipendentemente dalla tipologia del progetto, sono: evoluzione normale, degrado del contenitore e intrusione umana, riempimento del deposito. Ciascuna delle quattro classi può contenere molteplici casi che descrivono specifici scenari.

- *Evoluzione normale*

In questa classe di scenari si considera che il sistema di barriere protettive del deposito svolga le sue funzioni in accordo con le specifiche di progetto, cioè le barriere prevengono l'acqua dal fluire all'interno del deposito per un periodo specificato, successivo alla chiusura del sito (ad esempio pari a 300 anni, periodo tipicamente sufficiente affinché la radioattività decada a livelli ammissibili). Tale periodo coincide con quello tipicamente assunto per il controllo istituzionale seguente alla chiusura del deposito, durante il quale le caratteristiche di base del sito (come l'integrità del contenitore esterno) sono oggetto di monitoraggio.



Dopo questo periodo, si ammette che l'acqua possa infiltrarsi negli ambienti del deposito. Si assume che i radionuclidi siano dilavati dal deposito, inizialmente ad un rateo governato dal processo di diffusione per effetto del gradiente di concentrazione corrispondente a ciascun radionuclide (attraverso i pori saturati del materiale di contenimento, ad esempio i calcestruzzi) e successivamente per effetto dell'advezione ad un rateo governato dall'infiltrazione naturale (quando compaiono le prime fessurazioni delle barriere). In entrambi i processi devono essere tenuti in conto i tassi di adsorbimento nelle matrici cementizie. Al fondo del deposito, in direzione verticale, si assume che i radionuclidi rilasciati siano trasportati dall'acqua che scende attraverso la zona insatura verso lo strato saturo, e poi si muovano lateralmente allontanandosi dal sito.

L'esposizione finale della popolazione si ipotizza avvenire attraverso "percorsi d'acqua" che normalmente includono:

- il percorso dell'acqua potabile proveniente da un pozzo scavato fino all'acqua di sottosuolo contaminata o da una sorgente contaminata;
- il percorso di un fiume alimentato dal sistema di acque di sottosuolo contaminate e dal quale vengono pescati pesci consumati dalle popolazioni locali.

- *Degrado del contenimento*

Questo scenario è simile al precedente. L'unica differenza è che in questo caso l'infiltrazione (cioè il rateo di precipitazione), e quindi il dilavamento dei radionuclidi, si verificano prima della fine del periodo di controllo istituzionale per una perdita di integrità del contenimento dovuta ad una qualsiasi causa: perdita del monitoraggio istituzionale, grave impatto naturale o umano sul deposito, ecc. L'esposizione della popolazione avviene attraverso gli stessi "percorsi" dello scenario precedente.

- *Intrusione umana*

In questo scenario si assume conservativamente che immediatamente dopo il periodo di monitoraggio istituzionale, il sito del deposito diventi parte di un insediamento umano. Prima che avvenga l'intrusione umana, si assume che le barriere si comportino come previsto, cioè mostrino segni di degrado solo dopo il periodo di controllo istituzionale. Dopo tale periodo, un abitato viene costruito entro un raggio ridotto dal deposito e, durante i lavori, le barriere del deposito vengono intaccate, creando percorsi di spostamento diretto dei radionuclidi all'interno dei sedimenti e del suolo circostante. I suoli, utilizzati per l'agricoltura, costituiscono dunque un nuovo "percorso" di esposizione della popolazione residente che porta al trasferimento di radionuclidi attraverso la catena alimentare (coltivazioni, carni, ecc.), ma anche attraverso l'inalazione di polveri in sospensione e l'irradiazione esterna.



- *Riempimento deposito*

Nella fase di riempimento e sigillatura del deposito, le barriere protettive non sono ancora completate e/o possono essere temporaneamente assenti. I possibili rilasci sono principalmente legati a i) le attività di processamento dei rifiuti e ii) le attività connesse alla loro movimentazione e trasporto. L'esposizione della popolazione può avvenire attraverso il "percorso dell'acqua" (in maniera analoga a quanto succede per gli scenari dell'evoluzione normale), ma anche attraverso un "percorso d'aria" legato all'inalazione di polveri in sospensione e all'irradiazione esterna diretta.

In sintesi, la valutazione delle prestazioni di un deposito di rifiuti radioattivi deve prevedere l'individuazione di tutti gli scenari possibili che possano portare alla fuoriuscita dei radionuclidi contenuti e la conseguente valutazione delle dosi rilasciate al pubblico. In generale, gli scenari possono essere raggruppati in quattro classi, differenziate dalle tempistiche coinvolte e dalla presenza o meno dell'intervento umano: l'evoluzione normale, quando le prestazioni del sistema di barriere protettive del deposito sono in accordo con le specifiche di progetto; il degrado del contenimento, quando una perdita di integrità del contenimento avviene in anticipo rispetto ai tempi delle specifiche di progetto; l'intrusione umana, quando dopo il periodo di monitoraggio istituzionale il sito del deposito diventa parte di un insediamento umano; il riempimento del deposito, quando le barriere protettive non sono ancora complete e/o possono essere temporaneamente assenti.

La specifica definizione degli scenari da analizzare comporta precise indicazioni, in particolare riguardo a:

- il periodo di tempo da considerare;
- il gruppo critico/rappresentativo del pubblico esposto alle conseguenze degli scenari;
- le condizioni sociali che portano alla perdita di controllo istituzionale del deposito;
- le condizioni sociali che portano ad attività e/o intrusione umana nel deposito.

Le suddette specificazioni non hanno un carattere esclusivamente tecnico, ma coinvolgono aspetti decisionali connessi a valutazioni anche di tipo sociale.



6. Struttura concettuale di una metodologia per la valutazione delle prestazioni di sicurezza di un deposito di rifiuti radioattivi di II categoria

6.1. Introduzione

L'analisi di sicurezza di un deposito di rifiuti radioattivi è una procedura sistematica per valutarne le prestazioni rispetto al suo impatto radiologico sulla salute umana e sull'ambiente. Gli usi ed obiettivi dell'analisi sono molteplici. In fase preliminare, i risultati dell'analisi di sicurezza guidano gli studi di fattibilità ed accettabilità del progetto del deposito e la scelta del sito ospitante. Successivamente, l'analisi è di supporto all'ottimizzazione del progetto sia rispetto ai suoi elementi costituenti (manufatti, moduli, ecc.) che rispetto alla loro configurazione e gestione. Infine, la valutazione di sicurezza del deposito riveste un ruolo fondamentale nel processo di approvazione della sua costruzione ed operazione, nel fornire la ragionevole garanzia che il deposito offrirà un sufficiente livello di sicurezza rispetto ai possibili rilasci di radionuclidi e percorsi di esposizione umana ed ambientale. In altre parole, l'accettabilità tecnica del progetto di deposito, che dipende dall'inventario dei rifiuti radioattivi, dalle caratteristiche delle barriere ingegneristiche e dall'adeguatezza del sito ospitante, va valutata sulla base dei risultati di un'analisi di sicurezza volta a fornire ragionevole garanzia che il deposito soddisfi gli obiettivi di progetto, gli standard di prestazione e le norme di legge [27].

I precedenti Capitoli hanno messo in evidenza le complessità ingegneristiche e fenomenologiche associate alla valutazione delle prestazioni delle barriere protettive di, e del rischio connesso ad un deposito ingegneristico di superficie per i rifiuti di II categoria. In generale, la valutazione deve rispondere alle seguenti domande [9][10][11]:

- Quali eventi possono verificarsi e quali scenari possono configurarsi durante la vita del deposito?
- Con che probabilità avvengono?
- Quali sono le conseguenze?

Poiché l'analisi in risposta alle suddette domande è necessariamente fondata sulla modellazione del sistema per la predizione del suo comportamento futuro, occorre verificarne il grado di errore rispondendo alla domanda:

- Qual è il grado di incertezza (o dualmente di confidenza) nelle risposte alle prime tre domande?



Nel caso specifico di un deposito di rifiuti radioattivi, la risposta ai suddetti quesiti si traduce concretamente nel dover [9][10][25]:

- Identificare le caratteristiche, gli eventi ed i processi (Features, Events and Processes – FEPs) che influenzano il comportamento del deposito nel tempo.
- Stimarne le probabilità di accadimento nell’orizzonte temporale oggetto dell’analisi.
- Stimarne le conseguenze sulle prestazioni del deposito e quantificare il rilascio associato, tipicamente in termini del valore atteso della dose rilasciata ad un gruppo di persone (il gruppo critico, identificato in base a norme di legge) a causa dei rilasci dovuti ai FEPs significativi per le probabilità di accadimento.
- Valutare le incertezze associate alle suddette stime.

6.2. Formalizzazione matematica del problema

Nei Capitoli precedenti di questo Rapporto sono stati forniti gli elementi fondamentali che entrano nella valutazione delle prestazioni di un deposito di rifiuti radioattivi di bassa e media attività di tipo “near-surface”. Tali elementi vanno integrati razionalmente in una procedura sistematica di analisi di sistema, fatta di sottomodelli che descrivono quantitativamente gli scenari ed i processi (ad esempio, infiltrazione, degrado delle strutture, flussi d’acqua, trasporto di radionuclidi, propagazione nelle catene alimentari, ecc.) che possono compromettere l’integrità ed efficienza di contenimento dell’impianto di smaltimento. L’analisi del sistema che ne deriva deve necessariamente tenere in debito conto le incertezze associate alla stocasticità degli eventi e fenomeni in gioco (incertezza aleatoria) ed alla loro non completa conoscenza che si traduce in una non perfetta (deterministica) descrizione modellistica e determinazione dei valori dei parametri di modello (incertezza epistemica) [26].

In questo Capitolo è proposta una formalizzazione matematica della struttura metodologica per l’analisi di sistema di un deposito di rifiuti radioattivi di bassa e media attività, del tipo near-surface, in presenza di incertezze aleatorie ed epistemiche. Ciò richiede l’introduzione di un’appropriata struttura probabilistica (cioè di uno *spazio di probabilità*) e la successiva risoluzione di un integrale definito, che coinvolge la struttura precedentemente introdotta, per la valutazione del valore atteso di dose; l’integrazione comprende tutti i possibili scenari e le associate incertezze in una media pesata delle dosi generate nelle condizioni determinate dai diversi FEPs e loro scenari, in cui i pesi sono dati dalle probabilità di loro accadimento.

Per la sistematicità dell’analisi, lo spazio di probabilità deve essere definito in maniera tale da consentire di rappresentare separatamente l’incertezza *aleatoria*, data dall’intrinseca stocasticità dei fenomeni in gioco



(degrado, incendi, ecc) e quella epistemica, data dalla non perfetta conoscenza di quantità o parametri del modello deterministici ma non noti con precisione [26].

Formalmente, sia [9][10]:

$$\mathbf{a} = [n, t_1, \mathbf{p}_1, t_2, \mathbf{p}_2, \dots, t_n, \mathbf{p}_n]$$

la sequenza di n avvenimenti ai tempi $t_1 \leq t_2 \leq \dots \leq t_n$ con associato il vettore di proprietà \mathbf{p}_k (ad es., il numero di moduli allagati, un indicatore booleano del fatto che sia in corso un incendio, ecc). Allora,

$$A(t_0, T) = \{ \mathbf{a} : \mathbf{a} = [n, t_1, \mathbf{p}_1, t_2, \mathbf{p}_2, \dots, t_n, \mathbf{p}_n]; n = 0, 1, 2, \dots; t_0 \leq t_1 \leq t_2 \leq \dots \leq t_n \leq T \}$$

rappresenta l'insieme di tutte le sequenze di avvenimenti nell'intervallo di tempo $[t_0, T]$ di interesse per l'analisi. Nella terminologia standard della teoria delle probabilità, $A(t_0, T)$ è lo spazio campionario per le sequenze di avvenimenti nell'intervallo di tempo $[t_0, T]$ e ogni sequenza \mathbf{a} rappresenta un evento elementare di questo spazio.

Le probabilità $p_{al}[A_n(t_0, T)]$ possono ora essere definite per i sottoinsiemi $A_n(t_0, T)$ di $A(t_0, T)$.

$$A_n(t_0, T) = \{ \mathbf{a} : \mathbf{a} = [n, t_1, \mathbf{p}_1, t_2, \mathbf{p}_2, \dots, t_n, \mathbf{p}_n]; t_0 \leq t_1 \leq t_2 \leq \dots \leq t_n \leq T \}$$

per $n = 0, 1, 2, \dots$; il pedice *al* sottolinea che tale probabilità è legata all'incertezza aleatoria. I sottoinsiemi $A_n(a, b)$, detti anche "classi di scenario", contengono dunque tutte le sequenze nelle quali avvengono esattamente n avvenimenti nell'intervallo di tempo $[a, b]$.

In generale è possibile introdurre lo spazio di probabilità (A, \mathbb{S}, p_{al}) , in cui \mathbb{S} è l'insieme di tutti i sottoinsiemi di A (con $A_n(t_0, T) \subset \mathbb{S}$) e p_{al} è la probabilità degli elementi contenuti in \mathbb{S} . A questo punto è possibile introdurre formalmente il calcolo del valore atteso della dose.



Ad ogni elemento \mathbf{a} dello spazio campionario $A(t_0, T)$ è associata una dose al gruppo critico dipendente dal tempo $D(\tau|\mathbf{a})$, che dunque si configura come una variabile aleatoria. Per definizione, il valore atteso di $D(\tau|\mathbf{a})$ è:

$$E_{al}[D(\tau|\mathbf{a})] = \int_{A(t_0, T)} D(\tau|\mathbf{a}) d_{al}(\mathbf{a}) dA$$

in cui $d_{al}(\mathbf{a})$ è la funzione densità di probabilità associata allo spazio di probabilità per \mathbf{a} ed è tale per cui

$$p_{al}(A_n) = \int_{A_n(t_0, T)} d_{al}(\mathbf{a}) dA$$

Data la complessità dei processi coinvolti, non è in generale possibile calcolare il valore atteso della dose per via analitica. Al contrario, l'approccio di simulazione Monte Carlo [12][13][14][15][16][17] permette invece di stimare tale quantità attraverso una procedura che in generale prevede:

- la generazione di nS sequenze $\mathbf{a}_i, i=1, \dots, nS$ di campioni casuali da $A(t_0, T)$ in accordo con le distribuzioni di probabilità che caratterizzano i singoli elementi di \mathbf{a} ;
- il calcolo, per mezzo di opportuni modelli di trasporto (vedi il successivo Paragrafo 6.3), della dose $D(\tau|\mathbf{a}_i)$ in corrispondenza di queste sequenze (scenari);
- la stima del valore atteso della dose come

$$E_{al}[D(\tau|\mathbf{a})] = \frac{1}{nS} \sum_{i=1}^{nS} D(\tau|\mathbf{a}_i)$$

Il vantaggio dell'approccio di simulazione Monte Carlo è la flessibilità di modellazione offerta e la naturale inclusione della propagazione delle incertezze, sia aleatorie che epistemiche (come illustrato in seguito). L'inconveniente della procedura risiede nella scarsa efficacia computazionale legata al numero dei campioni richiesti per assicurare un'adeguata rappresentazione degli elementi di $A(t_0, T)$ che contribuiscono maggiormente al rilascio di radionuclidi e conseguente dose, ma che per questo sono eventi rari (terremoti, incendi, ecc).

Una possibile procedura per risolvere questo problema è la seguente [9]:



- lo spazio campionario $A(t_0, T)$ è suddiviso in sottoinsiemi disgiunti (cioè le *classi di scenario*);
- per ciascuno di questi sottoinsiemi è stimato il valore atteso della dose corrispondente;
- la stima del valore atteso della dose totale è ottenuta combinando opportunamente le dosi precedentemente calcolate e le probabilità delle classi di scenario.

Formalmente è possibile dimostrare che:

$$E_{at} [D(\tau|\mathbf{a})] = \sum_{n=0}^{\infty} E_{at} [D(\tau|\mathbf{a} \in A_n(t_0, T))] \cdot P_{at} [A_n(t_0, T)] = \\ \approx \sum_{n=0}^{\infty} \hat{E}_{at} [D(\tau|\mathbf{a} \in A_n(t_0, T))] \cdot P_{at} [A_n(t_0, T)]$$

dove $E_{at} [D(\tau|\mathbf{a} \in A_n(t_0, T))]$ è il valore atteso di $D(\tau|\mathbf{a})$ condizionato al fatto che $\mathbf{a} \in A_n(t_0, T)$, cioè condizionato alla realizzazione della classe di scenario $A_n(t_0, T)$.

In pratica, poiché gli eventi considerati hanno in generale probabilità molto basse, è sufficiente valutare:

$$E_{at} [D(\tau|\mathbf{a})] = \sum_{n=0}^1 E_{at} [D(\tau|\mathbf{a} \in A_n(t_0, T))] \cdot P_{at} [A_n(t_0, T)] = \\ = \sum_{n=0}^1 \hat{E}_{at} [D(\tau|\mathbf{a} \in A_n(t_0, T))] \cdot P_{at} [A_n(t_0, T)]$$

Tuttavia, molte delle quantità utilizzate nella valutazione delle prestazioni del deposito sono affette da un'incertezza epistemica. Tali quantità possono essere divise in due tipologie: quelle coinvolte direttamente nel calcolo delle dosi, che saranno rappresentate dal vettore \mathbf{e}_D di dimensione nD , e quelle legate alla caratterizzazione dell'incertezza aleatoria (ad es. i ratei di cedimento delle strutture), rappresentate dal vettore \mathbf{e}_A di dimensione nA .

Diversi valori degli elementi di $\mathbf{e} = [\mathbf{e}_A, \mathbf{e}_D]$ generano diversi risultati per il valore atteso della dose $E_{at} [D(\tau|\mathbf{a})]$, che dunque si configura come una funzione di \mathbf{e} (una distribuzione di valore atteso di dose). L'incertezza epistemica associata ad ogni elemento $e_i, i=1, \dots, nA+nD=nE$ di \mathbf{e} è in generale caratterizzabile da una densità di probabilità $D_i, i=1, \dots, nE$.



La caratterizzazione probabilistica dell'incertezza epistemica implica che si possa definire un valore atteso della dose al gruppo critico che deriva sia dall'incertezza aleatoria che da quella epistemica:

$$E_{ep} \left[E_{at} \left[D(\tau | \mathbf{a}, \mathbf{e}_D) | \mathbf{e}_A \right] \right] = \int_E E_{at} \left[D(\tau | \mathbf{a}, \mathbf{e}_D) | \mathbf{e}_A \right] d_{ep}(\mathbf{e}) dE$$

in cui E è lo spazio campionario per l'incertezza epistemica contenente i possibili valori di \mathbf{e} e $d_{ep}(\mathbf{e})$ è la distribuzione di probabilità associata ad \mathbf{e} .

Questo formalismo, in analogia al caso precedentemente descritto in cui era considerata solo l'incertezza aleatoria, rende naturale l'approccio di simulazione Monte Carlo per la stima della distribuzione di $E_{at} \left[D(\tau | \mathbf{a}) \right]$ basato sul campionamento o, a seguito di un'ulteriore integrazione rispetto all'incertezza epistemica, di un valore puntuale del valore atteso della dose che incorpori entrambe le tipologie di incertezza.

6.3. I modelli di trasporto

Tra i passi della procedura generale precedentemente descritta, la modellazione dei processi di migrazione di contaminanti riveste un ruolo di primaria importanza nella comprensione del comportamento del deposito e della sua interazione con l'ambiente naturale (Capitolo 4). Il livello adeguato di complessità dei modelli impiegati dipende dagli obiettivi dell'analisi e va considerato attentamente, in vista del fatto che non è detto che i più sofisticati e dettagliati modelli siano necessariamente più adeguati al raggiungimento degli obiettivi.

In termini generali, i modelli di trasporto possono essere suddivisi in tre categorie principali:

- a) Deterministici
- b) Stocastici
- c) Empirici

a) I modelli *deterministici* assumono che un processo porti ad un unico risultato possibile, date certe condizioni al contorno e iniziali. Essi si suddividono in modelli *analitici* e modelli *numerici*.



- I modelli analitici sono basati sulla soluzione in forma chiusa delle equazioni differenziali che descrivono l'evoluzione dinamica del sistema in esame. Sono modelli facili da usare, ma che spesso richiedono il ricorso a numerose ipotesi semplificative che discostano le descrizioni dei processi dalla realtà.
- I modelli numerici, grazie all'impiego dei calcolatori, permettono invece di descrivere condizioni più realistiche di geometrie complesse, mezzi eterogenei, reazioni chimiche, decadimenti radioattivi, accoppiamenti tra processi, ecc.

b) I modelli stocastici assumono che tutti i risultati siano intrinsecamente incerti e debbano essere caratterizzati in termini di distribuzioni di probabilità.

c) I modelli empirici sono strutture generali che possono essere "addestrate" a riprodurre le relazioni funzionali esistenti tra gli ingressi e le uscite di un sistema o processo sulla base di opportune misure ottenute dal sistema stesso (ad es. le reti neurali o i modelli basati sulla logica fuzzy).

Tipicamente i modelli per il trasporto di contaminante radioattivo si basano su una suddivisione in *compartimenti* dello spazio di migrazione: uno o più modelli locali sono utilizzati per stimare i ratei (o le probabilità) di ingresso e uscita da ogni singolo compartimento, tenendo in considerazione le proprietà locali o microscopiche del sottosistema; tali informazioni sono successivamente integrate da un altro modello che permette la rappresentazione del comportamento dinamico del sistema su scala globale o macroscopica [18].

In termini del tutto generali, l'applicazione di un modello prevede in generale quattro fasi: (1) la scelta del codice, (2) la costruzione del modello, (3) la calibrazione del modello e (4) l'analisi di sensitività e incertezza.

- 1) La scelta del codice più efficace per un dato obiettivo di analisi è in generale un'operazione difficile e dipende dal dettaglio che si vuole descrivere e dai risultati che si vogliono ottenere nell'analisi. In Appendice sono riportate le descrizioni sintetiche di alcuni codici di trasporto utilizzati nell'ambito delle analisi di deposito di rifiuti radioattivi.
- 2) La costruzione del modello comporta l'identificazione di un modello concettuale e la sua traduzione in un modello di equazioni matematiche che soddisfino le condizioni al contorno e le leggi di evoluzione dinamica. Errori nella descrizione del comportamento reale del deposito possono essere introdotti a causa di semplificazioni, approssimazioni, ipotesi di modello o approcci di risoluzione



delle equazioni. In questo ambito rientrano anche scelte critiche quali quelle della dimensionalità e discretizzazione dello spazio o della scelta del passo temporale di analisi.

- 3) La calibrazione del modello si riferisce al processo di identificazione del valore dei parametri del modello basato sul confronto tra i dati misurati e le uscite del modello stesso. I dati necessari ad alimentare il modello ed alla sua calibrazione provengono da diverse fonti e sono caratterizzati da diversi livelli di dettaglio ed incertezza. Le relative attività di raccolta dati devono essere attentamente definite sulla base del progetto concettuale di deposito e sull'attuale grado di conoscenza del sito. Un legame diretto andrebbe stabilito tra la procedura di analisi di sicurezza ed il programma di reperimento dati per la caratterizzazione del sito, al fine di veicolare gli sforzi laddove questi siano maggiormente necessari (ad esempio nella caratterizzazione delle fratture, dell'adsorbimento dei mezzi geologici, delle proprietà di stabilità dei manufatti, ecc.) [27].
- 4) L'analisi di sensitività deve essere effettuata iterativamente con la calibrazione del modello, per determinare l'influenza della variazione o dell'incertezza dei parametri di modello sulle uscite del modello stesso [26]. Una pratica comune è quella di effettuare una serie di simulazioni basate su valori dei parametri di input scelti opportunamente in un intervallo attorno ai valori di calibrazione e di ricostruire le risultanti distribuzioni delle uscite. L'analisi di queste distribuzioni può permettere di identificare quali parametri contribuiscono maggiormente alle variazioni (o all'incertezza) dei risultati del modello. Metodi più sofisticati permettono l'estrazione di informazioni più precise e significative, a fronte di maggiori sforzi di modellazione [19].

6.4. Struttura metodologica per il progetto di un deposito ingegneristico di superficie per lo smaltimento di rifiuti radioattivi di II categoria

Dal punto di vista operativo, la specializzazione della struttura metodologica al caso di un deposito ingegneristico di superficie per i rifiuti di bassa e media attività porta al seguente approccio generale (Figura 13) [23]:

- Il punto di partenza è dato dal progetto iniziale del deposito e dalla descrizione dettagliata del sito nel quale esso dovrebbe sorgere.
- Successivamente deve essere valutato l'inventario radioattivo, cioè la quantità, la tipologia, l'attività, la forma fisico-chimica dei rifiuti radioattivi che il deposito deve contenere. Tale attività contribuisce



alla prima fase di identificazione delle caratteristiche che il deposito deve avere (Capitolo 6.1) e conseguentemente pone le basi per la definizione delle classi di scenario $A_n(t_0, T)$ (Paragrafo 6.2).

- Contemporaneamente devono essere stabiliti:
 - lo scenario evolutivo nominale del deposito, e cioè la durata e le modalità della sua gestione supervisionata prima che l'attività di controllo cessi quando esso non rappresenta più un pericolo per il gruppo critico;
 - gli scenari incidentali o di intrusione umana.

Tale attività soddisfa la definizione delle classi di scenario $A_n(t_0, T)$ (Capitolo 5 e Paragrafo 6.2) e necessita di una precisa decisione e definizione normativa.

- A questo punto è necessario procedere alla modellazione dei processi di migrazione dei radionuclidi nel *near-field*, al fine di determinare le possibili conseguenze degli scenari definiti (Paragrafo 6.2):
 - innanzitutto devono essere sviluppati modelli stocastici di infiltrazione e di degrado o cedimento delle strutture di near-field per la stima delle probabilità (o dei ratei) e delle intensità dei rilasci di contaminante radioattivo (Paragrafi 4.1 e 4.2): questo contribuisce a definire le probabilità degli eventi in gioco $P_{at}[A_n(t_0, T)]$ (Capitolo 5 e Paragrafo 6.2);
 - sulla base dei risultati dell'attività precedente, è possibile individuare quei particolari radionuclidi che, per le loro caratteristiche fisico-chimiche e nucleari, sono in grado di migrare dal deposito e costituiscono un potenziale pericolo per il gruppo critico; questa porta alla definizione dell'inventario "utile" o termine di sorgente, oggetto dell'analisi successiva; quest'attività rientra nella definizione delle classi di scenario $A_n(t_0, T)$ (Capitolo 5 e Paragrafi 4.3 e 6.2).
 - infine, devono essere individuati i principali processi fisico-chimici che determinano il trasporto dei contaminanti attraverso le strutture del deposito e conseguentemente devono essere sviluppati i modelli (analitici, numerici, stocastici, ecc.) attraverso i quali sia possibile stimare i ratei di fuoriuscita dei radionuclidi dal near-field (Paragrafi 4.3 e 4.4). Tale attività contribuisce a caratterizzare le conseguenze degli scenari incidentali (Paragrafo 6.1).
- Dopo aver attraversato le barriere ingegneristiche (near-field), i radionuclidi migrano nell'ambiente naturale nel quale il deposito è costruito (*far-field*) (Paragrafo 4.5) [27]. Come precisato a chiusura del Capitolo 3, l'ambiente naturale in cui collocare un deposito di rifiuti radioattivi viene scelto in



partenza con caratteristiche favorevoli rispetto alla protezione da possibili scenari incidentali (ad esempio i sismi) e all'ostacolamento della migrazione di radionuclidi (ad esempio, per le proprietà dei mezzi in cui tale migrazione deve aver luogo). Queste funzioni di protezione legate all'ambiente del sito di deposito non vengono tipicamente conteggiate per la valutazione di sicurezza del deposito, il quale deve garantire la funzione di contenimento grazie alle sole barriere ingegneristiche. Ovviamente questo non dispensa dal dover valutare la migrazione dei radionuclidi nel far-field. Come descritto nel Paragrafo 4.5, l'analisi del trasporto dei radionuclidi nel far-field procede in maniera analoga a quella del near-field. Le differenze risiedono nelle condizioni al contorno, cioè le geometrie e i materiali coinvolti. Il termine di sorgente è dato dalle stime di rilascio attraverso le barriere ingegneristiche. Analogamente all'analisi near-field, nella quale sono studiati i modelli di degrado e di incidente delle barriere ed i possibili processi di trasporto al fine di individuare i "percorsi" di fuga del contaminante, così nel far-field sono evidenziate le possibili vie di migrazione, ad esempio il percorso dell'acqua che porta alla contaminazione della falda acquifera, il percorso dell'aria che porta alla contaminazione dell'atmosfera, ecc. Tale attività contribuisce alla definizione delle classi di scenario $A_n(t_0, T)$ (Capitolo 5 e Paragrafi 4.5 e 6.2).

- Ai percorsi di trasporto della contaminazione devono poi essere associati i possibili scenari di utilizzazione dell'ambiente nel quale è collocato il deposito da parte della popolazione umana: sfruttamento delle acque di falda, di quelle di superficie, del suolo, del sottosuolo o dell'aria e della catena alimentare. Anche questa attività contribuisce alla definizione delle classi di scenario $A_n(t_0, T)$ (Capitolo 5 e Paragrafi 4.6 e 6.2).
- L'approccio descritto nei paragrafi precedenti permette a questo punto di utilizzare le informazioni individuate nei passi precedenti per stimare il valore atteso della dose rilasciata al gruppo critico ($E_{al} \left[D(\tau | a \in A_n(t_0, T)) \right]$) e l'incertezza ad esso associata ($E_{ep} \left[E_{al} \left[D(\tau | a, e_D) | e_d \right] \right]$) (Paragrafi 4.6 e 6.2).
- Qualora i requisiti minimi di sicurezza specificati per legge non fossero garantiti, è necessario tornare al punto iniziale della procedura per apportare migliorie al progetto del deposito sulle base delle criticità emerse dall'analisi.



Le suddette fasi di analisi vengono condotte in maniera iterativa, con continue sovrapposizioni e con massima trasparenza delle ipotesi fatte, al fine di conseguire la necessaria confidenza nei risultati in piena condivisione tra le diverse realtà tecniche e sociali interessate.

Nella valutazione quantitativa, la validità dei risultati dei modelli matematici utilizzati va specificata in relazione alle incertezze nei valori di input ai modelli, nelle ipotesi che supportano i modelli e le loro interfacce, nel comportamento evolutivo del deposito a lungo termine. Queste incertezze vanno analizzate mediante consolidate analisi di incertezza e sensitività, supplementate da altri metodi per la costruzione della confidenza nei risultati e da giudizio esperto, laddove opportuno.

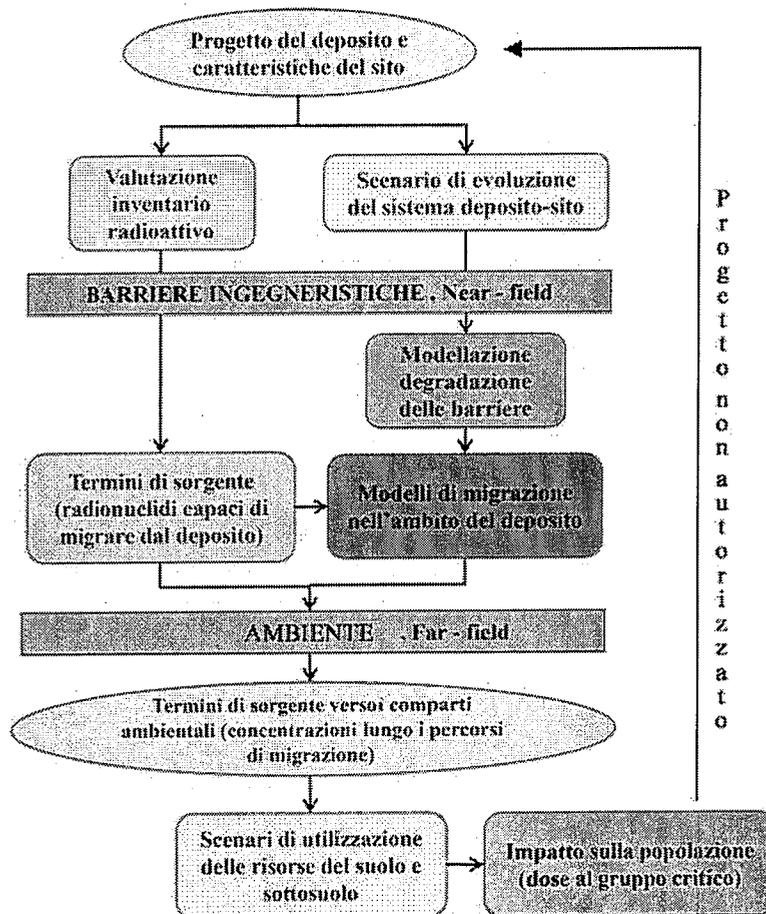


Figura 13: Schema di applicazione della metodologia di performance assessment specializzata ad un deposito ingegneristico di superficie per i rifiuti di II categoria [23].

6.5. Commenti



La struttura metodologica proposta per la valutazione delle prestazioni di un deposito ingegneristico di rifiuti radioattivi di bassa e media attività del tipo “near-surface” risponde ai quattro quesiti fondamentali oggetto dell’analisi di rischio di un qualunque sistema complesso [9][10][11][25][26]:

- Che cosa può accadere? La risposta consiste nella definizione dei sottoinsiemi o classi di scenario $A_n(t_0, T)$.
- Con che probabilità può accadere? La risposta consiste nella definizione e/o stima delle probabilità “aleatorie” degli scenari $P_{al}[A_n(t_0, T)]$.
- Quali sono le conseguenze se accade? La risposta consiste nella stima del valore atteso delle dose $E_{al}[D(\tau|a \in A_n(t_0, T))]$.
- Qual è l’incertezza (o equivalentemente qual è il grado di confidenza) nelle risposte alle prime tre domande? La risposta consiste nella stima del valore atteso “epistemico” della dose $E_{ep}[E_{al}[D(\tau|a, e_D)|e_A]]$.

La risposta a queste quattro domande implica:

- la caratterizzazione probabilistica di ciò che può accadere nel sistema analizzato (incertezza aleatoria);
- il modello per la previsione del comportamento del sistema data una sua particolare configurazione;
- la rappresentazione probabilistica dell’incertezza dei parametri in ingresso al modello, che hanno valori costanti ma non noti con precisione (incertezza epistemica).

Data la complessità dei processi individuali e le notevoli incertezze associate, sembra ragionevole prevedere che l’analisi venga condotta in uno schema di simulazione Monte Carlo in cui i modelli dei singoli processi dei singoli componenti del deposito vengono ripetutamente risolti per diversi valori dei parametri incerti (incertezza epistemica) e per tener conto delle aleatorietà degli scenari (incertezze aleatorie). Il peso computazionale associato ad una siffatta analisi può diventare molto rilevante se questa viene condotta con i codici deterministici di dettaglio per la simulazione dei processi. Per questo si dovrà ricorrere a:

- Metodi avanzati di simulazione Monte Carlo per l’efficiente campionamento degli scenari incidentali che maggiormente contribuiscono al rilascio di radionuclidi ed alla dose associata:



- Poche simulazioni di processo con codici deterministici di dettaglio dei singoli componenti (compartimenti) del deposito;
- Modelli semplificati e/o empirici per la ripetuta, rapida simulazione dei principali processi, ai fini della propagazione delle incertezze associate;
- Metodi avanzati di analisi di sensitività ed incertezza.

Lo sviluppo ed integrazione di questi strumenti consentirà un'efficace, sistematica analisi delle prestazioni di un deposito di rifiuti radioattivi tenendo correttamente conto delle incertezze. I problemi pratici legati all'analisi riguardano principalmente:

- la capacità di gestire la complessità dell'analisi;
- la necessità di dimensionare l'analisi in maniera tale da offrire il giusto compromesso tra semplificazione e realismo;
- la capacità di valutare l'impatto che le ipotesi conservative introdotte hanno sui risultati, da un lato, e sulla possibilità di rappresentare e quantificare adeguatamente le incertezze, dall'altro;
- la capacità di implementazione delle strutture computazionali necessarie a condurre analisi probabilistiche di sicurezza di sistemi di dimensioni notevoli;
- la capacità di documentare, analizzare, interpretare e presentare la copiosa mole di informazioni derivanti dall'analisi.



7. Conclusioni

Il presente studio si è posto come obiettivo quello di inquadrare il problema dello smaltimento dei rifiuti radioattivi in Italia, ponendo le basi tecniche per la quantificazione del rischio associato ad un progetto di deposito ingegneristico per rifiuti radioattivi di bassa e media attività.

Un primo lavoro associato allo studio è consistito in una sintesi sistematica delle informazioni già esistenti a livello nazionale ed internazionale sui rifiuti e sui depositi preposti al loro contenimento. In sintesi, dall'analisi dell'inventario di materiale radioattivo emerge che in termini volumetrici il problema dello smaltimento dei rifiuti radioattivi attualmente esistenti non appare rilevante; tuttavia, vi sono elementi di complessità non trascurabile legati alla gamma altamente diversificata di rifiuti caratterizzati da stadi di trattamento e condizionamento molto differenti. Inoltre, lo smantellamento delle centrali nucleari aggiungerà nei prossimi anni elevati volumi di rifiuti di II categoria all'inventario nazionale. Pertanto, la costruzione di un deposito nazionale centralizzato per lo smaltimento definitivo, e l'adeguamento delle necessarie normative, appaiono attività inderogabili per la gestione in sicurezza dei rifiuti radioattivi di bassa e media attività.

Peraltro, dall'analisi qui condotta di un tipico progetto di deposito emerge una tipica strategia ingegneristica per garantire che l'impatto radiologico rientri nei limiti stabiliti in ogni prevedibile situazione di normale funzionamento o incidentale. In particolare, il confinamento viene realizzato mediante una successione di barriere fisiche poste tra i rifiuti radioattivi e l'uomo e tra i rifiuti e quegli agenti naturali che possono dare origine alla dispersione della radioattività. La preoccupazione maggiore è data dall'azione dell'acqua, in qualunque sua forma. Le barriere sono una combinazione di sistemi di contenimento artificiali, in generale costruiti con materiali a base cementizia, e naturali, cioè l'ambiente nel quale il sito è costruito. Il deposito deve essere completato da un insieme di sistemi per l'eventuale intercettazione e successivo smaltimento di acque di infiltrazione che abbiano penetrato una o più barriere.

Dal punto di vista della valutazione delle prestazioni del deposito, l'obiettivo primario consiste nel rispondere ai quattro quesiti fondamentali oggetto, in generale, dell'analisi di rischio di un qualunque sistema complesso: i) che cosa può accadere, cioè la definizione delle classi di scenario; ii) con che probabilità può accadere, cioè la definizione e/o stima delle probabilità "aleatorie" degli scenari; iii) quali sono le conseguenze se accade, cioè la stima del valore atteso delle dosi rilasciate ad un gruppo di persone (il gruppo critico, identificato in base a norme di legge); iv) qual è l'incertezza (o equivalentemente qual è il grado di confidenza) nelle risposte alle prime tre domande, cioè la stima del valore atteso "epistemico" delle dosi. Operativamente, la risposta a tali quesiti si traduce nel dover i) identificare le caratteristiche, gli eventi ed i



processi (Features, Events and Processes – FEPs) che influenzano il comportamento del deposito nel tempo; ii) stimarne le probabilità di accadimento nell'orizzonte temporale oggetto dell'analisi; iii) stimarne le conseguenze sulle prestazioni del deposito e quantificare il rilascio associato, tipicamente in termini del valore atteso della dose al gruppo critico; iv) valutare le incertezze associate alle suddette stime.

In generale, i FEPs possono essere raggruppati in quattro classi di scenario, differenziate dalle tempistiche coinvolte e dall'intervento umano: l'evoluzione normale, quando le prestazioni del sistema di barriere protettive del deposito sono in accordo con le specifiche di progetto, il degrado del contenimento, quando una perdita di integrità del contenimento avviene in anticipo rispetto ai tempi delle specifiche di progetto, l'intrusione umana, quando dopo il periodo di monitoraggio istituzionale il sito del deposito diventa parte di un insediamento umano e infine il riempimento del deposito, quando le barriere protettive non sono ancora complete e/o possono essere temporaneamente assenti. La definizione dei domini di intervento degli scenari incidentali è un problema socio-normativo che va affrontato con razionalità e realismo, al fine di rendere credibile l'analisi.

L'identificazione dei FEPs deve inoltre essere affiancata da una contestuale attività di stima delle probabilità di accadimento, basata sull'analisi di dati storici e sulla modellazione deterministica e stocastica di fenomeni "naturali", quali ad esempio i terremoti, gli incendi, il degrado delle strutture, ecc., o "umani", quali ad esempio gli errori di progettazione, l'intrusione umana, ecc.

Per la valutazione delle conseguenze degli scenari incidentali sulle prestazioni di contenimento del deposito è necessario modellare i processi di rilascio e di migrazione dei radionuclidi sia nelle barriere artificiali (near-field) che nell'ambiente attorno al sito (far-field). Le differenze dei processi che avvengono sono dovute non solo ai materiali coinvolti, ma soprattutto alle loro caratteristiche strutturali, quali la porosità o la fratturazione. Inoltre, l'interazione di più processi di rilascio di radionuclidi può dare luogo a fenomeni termo-meccanici o reazioni chimiche di accoppiamento che introducono nuovi potenziali pericoli per l'integrità delle barriere, di cui è necessario tenere conto.

Infine, la stima delle dosi potenziali agli esseri umani, con riferimento all'individuo medio del gruppo critico, deve integrare le informazioni e i risultati ottenuti dai sottomodelli delle caratteristiche, eventi e processi coinvolti negli scenari incidentali, di rilascio, migrazione ed esposizione, includendo inoltre la propagazione dei radionuclidi attraverso la catena alimentare umana ed i processi di metabolizzazione delle sostanze ingerite, cioè la dosimetria interna ed esterna.



Data la complessità dei processi individuali e le notevoli incertezze associate, sembra ragionevole prevedere che l'analisi venga condotta in una schema di simulazione Monte Carlo in cui i modelli dei singoli processi dei singoli componenti del deposito vengono ripetutamente risolti per diversi valori dei parametri incerti (incertezza epistemica) e per tener conto delle aleatorietà degli scenari (incertezze aleatorie). Il peso computazionale associato ad una siffatta analisi può diventare molto rilevante se questa viene condotta con i codici deterministici di dettaglio per la simulazione dei processi. Per questo si dovrà ricorrere a:

- Metodi avanzati di simulazione Monte Carlo per l'efficiente campionamento degli scenari incidentali che maggiormente contribuiscono al rilascio di radionuclidi ed alla dose associata;
- Poche simulazioni di processo con codici deterministici di dettaglio dei singoli componenti (compartimenti) del deposito;
- Modelli semplificati e/o empirici per la ripetuta, rapida simulazione dei principali processi, ai fini della propagazione delle incertezze associate;
- Metodi avanzati di analisi di sensitività ed incertezza.

Lo sviluppo ed integrazione di questi strumenti consentirà un'efficace, sistematica analisi delle prestazioni di un deposito di rifiuti radioattivi tenendo correttamente conto delle incertezze. I problemi pratici legati all'analisi riguardano principalmente:

- la capacità di gestire la complessità dell'analisi;
- la necessità di dimensionare l'analisi in maniera tale da offrire il giusto compromesso tra semplificazione e realismo;
- la capacità di valutare l'impatto che le ipotesi conservative introdotte hanno sui risultati, da un lato, e sulla possibilità di rappresentare e quantificare adeguatamente le incertezze, dall'altro;
- la capacità di implementazione delle strutture computazionali necessarie a condurre analisi probabilistiche di sicurezza di sistemi di dimensioni notevoli;
- la capacità di documentare, analizzare, interpretare e presentare la copiosa mole di informazioni derivanti dall'analisi.

Infine, l'attività di ricerca futura non potrà prescindere dall'indagare e approfondire aspetti importanti per la riduzione dell'incertezza sulla valutazione delle prestazioni di un deposito di rifiuti radioattivi; tali aspetti, sia tecnici che socio-normativi, riguardano ad esempio:



- *Processi di trasporto*: la modellazione deve tenere conto di processi specifici che possono influenzare il comportamento dei radionuclidi nei mezzi che li ospitano: l'effetto delle fratture nel suolo, della porosità dei materiali, della presenza di colloidali o gli effetti termici, solo per citarne alcuni.
- *Definizione degli scenari*: l'evoluzione delle condizioni sociali, la percezione pubblica del rischio e la relativa normativa hanno una forte influenza, non facilmente determinabile, su questioni chiave quali la perdita del controllo istituzionale del sito e l'intrusione umana, la definizione del gruppo critico esposto alla dose, la definizione degli orizzonti temporali di analisi delle prestazioni del deposito.
- *Analisi delle prestazioni*: la credibilità dei risultati di valutazione del deposito dipendono dalla capacità di affrontare la complessità dell'analisi, mediante i) l'appropriata combinazione di approcci semplificati e modellazioni realistiche del sistema, tenendo conto dell'impatto sull'incertezza dei risultati delle conservatività introdotte adottando le metodologie più opportune per trattare l'intrinseca stocasticità dei processi coinvolti, e ii) l'organizzazione/utilizzo efficace di una grande quantità di informazioni di natura diversa, relativi alla caratterizzazione del sistema.



8. Sviluppi futuri

Il proseguimento del lavoro prevede le seguenti azioni:

a) *Individuazione dei processi che regolano il fenomeno di dispersione dei radionuclidi, selezione dei processi da modellare e stima dei parametri*

I processi dei quali tenere conto in un modello da acquisire o sviluppare nel futuro saranno scelti sulla base di quelli adottati nelle analisi di dispersione di contaminanti radioattivi per la valutazione della sicurezza dei depositi esistenti e di quelli tipicamente modellati nei codici di progetto attualmente più diffusi. In questa fase, per la buona riuscita della ricerca, è essenziale limitare al massimo il numero di processi selezionando accuratamente i più importanti mediante un processo decisionale sistematico e trasparente, basato sull'opinione degli esperti. Parallelamente si seguirà una procedura analoga per l'individuazione dei parametri che regolano i processi selezionati, con particolare attenzione alle incertezze che li caratterizzano.

b) *Acquisizione e/o sviluppo di un modello di trasporto*

In questa fase, si procederà ad un esame di alcuni codici commercialmente disponibili per la simulazione di processi di trasporto selezionati al precedente punto a) come maggiormente caratterizzanti la dispersione dei contaminanti radioattivi di interesse. Le caratteristiche dei diversi modelli verranno confrontate. Al termine dello studio, si procederà alla selezione del codice di riferimento e/o se ne considererà lo sviluppo autonomo. In quest'ultimo caso, l'eterogeneità del sistema e la complessità dei fenomeni di cui al punto a), suggeriscono di adottare un approccio stocastico nel quale considerare le principali interazioni subite da una particella inquinante in moto in una matrice solida, tenendo conto delle incertezze associate alle ipotesi di modello ed ai relativi parametri concentrati.

c) *Individuazione delle sequenze incidentali, selezione dei relativi processi di rottura delle barriere protettive e di conseguente dispersione dei radionuclidi da modellare e stima dei relativi parametri*

L'analisi verrà svolta mediante i classici approcci sistematici di analisi del rischio (quali l'analisi ad albero degli eventi e altri metodi di identificazione di sequenze incidentali). Le sequenze incidentali da considerare in un modello di simulazione da acquisire o sviluppare nel futuro saranno scelti sulla base dei criteri adottati in analoghe analisi di performance assessment di depositi esistenti e di quelli tipicamente adottati nelle analisi di rischio di sistemi complessi. Per la successiva fase di simulazione degli scenari incidentali è essenziale limitarne al massimo il numero, selezionando accuratamente i più importanti mediante un processo decisionale sistematico e trasparente. Ciò si rende necessario al fine di mantenere gestibile l'analisi



in termini di tempi di calcolo. Parallelamente si seguirà una procedura analoga per l'individuazione dei parametri che regolano i processi selezionati, con particolare attenzione alle incertezze che li caratterizzano.

d) Acquisizione e/o sviluppo di una metodologia di performance assessment e relativo codice di calcolo.

In questa fase, si procederà ad un esame delle metodologie 'scenario-based' e 'simulation-based' più comunemente adottate e si prenderà visione di alcuni codici commercialmente disponibili per la valutazione degli scenari selezionati al precedente punto c) come maggiormente caratterizzanti il rischio di un deposito radioattivo. Le caratteristiche delle diverse metodologie, e relativi codici, verranno messe a confronto mediante un processo decisionale sistematico e trasparente. Al termine dello studio, si procederà alla selezione della metodologia e codice di riferimento e/o se ne considererà lo sviluppo autonomo.

e) Attività di comunicazione nell'ambito della valutazione di sicurezza e gestione della sicurezza di un deposito di rifiuti radioattivi.

L'attività è finalizzata a sviluppare una strategia partecipativa di comunicazione per il coinvolgimento degli attori interessati dal problema della gestione dei rifiuti radioattivi. Tale coinvolgimento deve iniziare sin dalle prime fasi di sviluppo delle attività ed essere mantenuto vivo in tutte le fasi di studio, sviluppo, implementazione ed operazione del deposito. In tal senso, verranno progettate alcune iniziative ed attività, ed il relativo materiale di supporto.

Inoltre, a supporto delle attività computazionali previste nelle varie fasi del lavoro, verranno sviluppati studi di ricerca metodologica inerenti:

- La modellazione topologica di sistemi a rete, quali le reti di fratture nei mezzi idrogeologici in cui avviene il trasporto di contaminanti radioattivi;
- La trattazione delle incertezze epistemiche ed aleatorie in modelli di analisi di scenario incidentale ed alberi di evento per analisi di sicurezza: un'adeguata trattazione di questa problematica garantirà la qualità della metodologia di analisi di rischio del deposito;
- Lo sviluppo di metodi avanzati di campionamento Monte Carlo di variabili incerte: questi avanzamenti potranno essere utilizzati per propagare adeguatamente l'incertezza nei modelli utilizzati per l'analisi di rischio del deposito;
- Lo sviluppo di metodi di modellazione empirica avanzati, ad esempio mediante reti neurali: questi avanzamenti dovranno essere utilizzati nelle analisi di incertezza e sensibilità dei modelli utilizzati per l'analisi di rischio del deposito;



- Lo sviluppo di modelli di trasporto di contaminanti a compartimenti e a Lattice Boltzmann, per poter descrivere i processi che avvengono in un deposito su diverse scale (di componente e di intero deposito).

Il prodotto delle suddette attività sarà documentato in almeno un Rapporto tecnico.



9. Appendice A

La Tabella 4 fornisce una lista di codici tipicamente utilizzati nella modellazione dei processi legati alla migrazione di contaminanti radioattivi ed una breve descrizione dei più importanti:

Tabella 4: Codici di calcolo e processi implementati.

Codice	Infiltrazione delle acque	Modellazione delle degradazione del fusto	Modellazione degradazione delle barriere cementizie	Trasporto in zone non sature	Trasporto in zone sature	Termine di sorgente di un deposito LLW
4SIGHT			√			
AMBER	√			√	√	√
AQUA3D					√	
BARRIER			√			√
BIOE&T-3D					√	
BLT						√
BLT-EC						√
BLT-MS						√
CEMENT			√			
CFEST				√		
DUST-BLT		√				
DUST-MS						√
FEHM					√	
FEMWASTE	√					
FEMWATER					√	
FRAC3DVS					√	
GWSCREEN						√
HELP	√			√		
HYDUS				√		
HST3D					√	
IMPACTS						√
MCOTAC			√		√ (1D)	
MOC					√	
MODELOW					√	
MODELOWT					√	
MSTS	√					
NEETRAN						√
NUFT					√	
PAGAN						√
PARELOW					√	
PATHRAE						√
PORELOW	√					
PRESTO	√	√				√
PTC				√		
RANDOM					√	
RAESTRICT			√			
STORM		√	√	√	√	√
TOUGH				√		
UNSATH				√		
UNSAT-H	√					
VAM2D	√					
VS2DT				√		



9.1. Codice AMBER

Il codice AMBER [20] [33] è un codice in grado di simulare il trasporto dei contaminanti nell'ipotesi che questi siano uniformemente (ovvero in modo omogeneo) distribuiti all'interno dei compartimenti o celle. Ogni trasferimento è 'controllato dal compartimento donatore perché dipende direttamente dalla quantità di materiale presente nel compartimento dal quale il materiale si muove.

L'evoluzione della quantità di contaminante I_i^m di tipo m nell' i -esimo compartimento è data da:

$$\frac{dI_i^m}{dt} = - \left[\lambda_r^m + \sum_j \lambda_{ij} \right] I_i^m + \lambda_r^{m+1} I_i^{m+1} + \sum_j \lambda_{ji} I_j^m$$

dove λ_{ij} è il rateo di scambio tra il compartimento i ed il compartimento j , λ_r^{m+1} è il rateo di decadimento del contaminante progenitore $m+1$, e λ_r^m è il rateo di decadimento del contaminante m .

Sebbene il trasferimento tra compartimenti sia lineare, questo codice può essere applicato a molti tipi di problemi come ad esempio i processi di diffusione che dipendono dalle quantità di materiale nei compartimenti tra i quali si ha la diffusione: questo fenomeno può essere modellato semplicemente inserendo opportune transizioni tra il compartimento donore ed accettore e viceversa.

Tabella 5: Caratteristiche del codice AMBER presenti nelle ultime versioni.

Caratteristiche del codice AMBER	
Release 4.0	<p>Espressioni algebriche per rappresentare il trasferimento di contaminante tra compartimenti ed il prelievo di radionuclidi da parte dell'uomo e di altri biorganismi</p> <p>Numero di compartimenti arbitrario</p> <p>Parametri deterministici e probabilistici varianti nel tempo</p>



Release 4.1	<p>Il rateo di decadimento può essere diverso in ogni compartimento per poter modellare anche processi con decadimento non radioattivo come ad esempio la degradazione di composti organici</p> <p>Quantità di materia all'interno dei compartimenti può essere specificata in funzione del tempo</p> <p>Le miglior stime dei parametri possono essere associate ad ogni valore campionato e usate nel calcolo deterministico</p> <p>Possono essere create funzioni del tempo lineari a tratti (per le pdf e i valori dei ratei di transizione)</p>
Release 4.2	<p>Si può introdurre un particolare tipo di non-linearità in grado di coprire i principali casi in cui è importante considerare il limite di solubilità. Questa caratteristica è ottenuta introducendo il concetto di disponibilità del contaminante. La disponibilità è legata al rateo di trasferimento e non al compartimento.</p> <p>Possibilità di creare sottomodelli per determinare l'evoluzione delle concentrazioni di contaminanti all'interno dei singoli compartimenti.</p>
Release 5.2	Ultima versione disponibile sul mercato [33].

9.2. Codice STORM

Il codice STORM è un codice in grado di simulare il trasporto di un flusso soggetto a reazioni chimiche. I flussi che possono essere simulati sono: gas (aria), acqua, sistemi multifase e sistemi liquidi non acquosi. Il trasporto di ogni fase avviene per advezione, diffusione molecolare e dispersione meccanica. Il codice è in grado di simulare le interazioni tra la fase solida e quella liquida dovuti a cambiamenti di fase (condensazione/volatilizzazione), reazioni chimiche eterogenee (dissoluzione/precipitazione) o decadimento radioattivo.

Nella valutazione del rilascio di radionuclidi da un deposito di rifiuti radioattivi, il codice STORM incorpora ed accoppia importanti fenomeni come la dissoluzione dei rifiuti radioattivi, la corrosione dei contenitori (fusti), adsorbimento sulla matrice solida, il limite di solubilità ed il trasporto. Il codice è in grado di stimare le variazioni spazio-temporali delle condizioni chimiche in un ambiente insaturo.

Il codice Storm si basa su un set di equazioni accoppiate non-lineari alle derivate parziali in grado di descrivere l'andamento nel tempo delle concentrazioni di soluto dell'acqua interstiziale in un mezzo poroso insaturo senza l'ipotesi di isoterma lineare di equilibrio tra la fase disciolta e quella adsorbita.



Le reazioni ed i processi implementati nel codice Storm sono le seguenti:

- cinetica di dissoluzione dei rifiuti
- cinetica di dissoluzione della roccia
- cinetica di precipitazione e dissoluzione della fase secondaria
- equilibrio delle reazioni acquose
- equilibrio gas-acqua
- reazioni di ossidoriduzione
- flusso bifasico (acqua e vapore)
- dinamica delle proprietà idrauliche
- variazioni nella porosità della matrice e della conduttività idraulica in seguito alla precipitazione di minerali e alla dissoluzione
- trasporto nella fase acquosa e gassosa
- consumo/produzione di gas e acqua in seguito a reazioni chimiche accoppiate con il flusso bifasico
- reazioni di dissoluzione incongruente
- variazione spaziale dei minerali nella fase solida

Le principali variabili che il codice STORM è in grado di fornire, nel dominio monodimensionale (asse verticale) e bidimensionale (verticale ed orizzontale) sono le concentrazioni delle fasi liquide, le variazioni di pH e Eh e della frazione di solidi, i ratei di dissoluzione/precipitazione, la temperatura e le variazioni di permeabilità e porosità.

9.3. Codice TOUGH2

Il codice di calcolo Tough2 è un programma in grado di simulare il trasporto di fluidi di diversa composizione attraverso mezzi porosi e fratturati. Una caratteristica di Tough2 è quella di poter simulare il trasporto di calore.

Il codice Tough2 è in grado di simulare il trasporto in un mezzo fratturato utilizzando per le fratture dei parametri idraulici (porosità, conduttività) equivalenti. È possibile simulare il trasporto di acqua, acqua e traccianti, CO₂, aria, idrogeno e flussi insaturi ecc.



Il codice Tough2 è in grado di implementare i fenomeni di precipitazione e dissoluzione e quindi i cambiamenti di conducibilità idraulica e porosità del mezzo inoltre in questo codice vengono considerati tutti i possibili fenomeni di conduzione del calore (conduzione, convezione ed irraggiamento).

9.4. Codice MCOTAC

Il codice di calcolo MCOTAC è un codice a struttura modulare ed accoppia un calcolo per il trasporto in un mezzo monodimensionale basato sull'advection, la dispersione e la diffusione con reazioni chimiche di equilibrio e reazioni di precipitazione/dissoluzione. Il trasporto è descritto utilizzando cammini casuali di particelle fittizie che rappresentano le varie specie simulate. Le reazioni di equilibrio chimico sono risolte separatamente ed accoppiate con il codice di trasporto semplicemente attraverso uno scambio di termini. La struttura modulare del codice può essere applicata per la simulazione della degradazione delle barriere cementizie (dissoluzione incongruente del gel-silicato) e per il calcolo del potenziale redox.

9.5. Altri codici

- MODFLOW è un codice deterministico numerico che permette la modellazione 3D dei flussi di contaminante nel sottosuolo [21].
- MT3DMS è un codice deterministico numerico che permette la modellazione 3D del trasporto di massa [21].
- MASCOT è un codice stocastico (Monte Carlo) per la simulazione del trasporto di contaminante in mezzi porosi e/o fratturati [22].

In una successiva fase operativa dell'analisi, questi ed altri codici verranno presi in considerazione ed esaminati al fine di individuare quelli più adatti allo scopo dell'analisi, nell'ambito della metodologia proposta.



10. Referenze

- [1] *“Gestione dei rifiuti radioattivi”*, Guida Tecnica n° 26, ENEA, 1987.
- [2] *“Guidelines for sea dumping packages of radioactive waste”*, NEA, April 1979.
- [3] *“Rapporto del Gruppo di Lavoro sulle condizioni per la gestione in sicurezza dei rifiuti radioattivi”*, Conferenza Stato-Regioni, 25 Maggio 2001.
- [4] *“Inventario nazionale dei rifiuti radioattivi”*, Task Force per il sito nazionale di deposito dei materiali radioattivi, 3^a edizione, ENEA, 2000.
- [5] *“Il deposito di superficie. Barriere artificiali del sistema e ruolo del sito”*, P. Risoluti, Presentazione ENEA – Task Force per il Sito Nazionale di Deposito dei Materiali Radioattivi.
- [6] <http://info.casaccia.enea.it/gsp3/>
- [7] *“The scientific and regulatory basis for the geological disposal of radioactive waste”*, D. Savage Ed., Wiley&Sons, 1995.
- [8] *“Trasporto di solute in mezzi saturi: principi”*, Prof. Domenico A. De Luca, 2005
- [9] *“Conceptual basis for the definition and calculation of expected dose in performance assessment for the proposed high-level radioactive waste repository at Yucca Mountain, Nevada”*, J. C. Helton and C. J. Sallaberry, Reliability Engineering and System Safety, 2008.
- [10] *“Yucca mountain 2008 performance assessment: summary”*, P. N. Swift, K. Knowles, J. McNeish, C. W. Hansen, R. L. Howard, R. MacKinnon, S. D. Sevougian, Las Vegas, NV, September 7-11,2008.
- [11] *“Risk analysis”*, S. Kaplan and B. J. Garrick, 1, p. 1-11, 1984.
- [12] *“Basics of the Monte Carlo Method with Application to System Reliability”*, M. Marseguerra and E. Zio, LiLoLe-Verlag GmbH, Hagen, Germany, 2002.
- [13] *“Contaminant Transport in Bidimensional Porous Media Via Biased Monte Carlo Simulation”*, M. Marseguerra and E. Zio, Annals of Nuclear Energy, Vol. 25, No. 16, 1998. pp. 1301-1316.
- [14] *“Looking at Monte Carlo simulation for describing nonlinear sorption in groundwater contaminant transport”*, M. Marseguerra and E. Zio, Mathematics and Computers in Simulation, 55, 2001. pp. 167-176.
- [15] *“Modeling the effects of the engineered barriers of a radioactive waste repository by Monte Carlo simulation”*, M. Marseguerra, E. Zio, E. Patelli, F. Giacobbo, P. Risoluti, G. Ventura and G. Mingrone, Annals of Nuclear Energy, 30, 4, Mar 2003, pp.473-496.
- [16] *“Monte Carlo simulation of contaminant release from a radioactive waste deposit”*, M. Marseguerra, E. Zio, E. Patelli, F. Giacobbo, G. Ventura and G. Mingrone. Mathematics and Computers in Simulation, 62, 2003, pp 421–430.



- [17] “*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*”, Jon C. Helton and Cedric J. Sallaberry, Reliability Engineering and System Safety, In press, Corrected Proof, Available online 4 July 2008.
- [18] “*Markov chain model for particle migration at the repository scale*”, D. Kawasaki, J. Ahn and P. L. Chambre, Proceedings of GLOBAL 2005, Tsukuba, Japan, Oct 9-13, Paper No. 306.
- [19] “*Sensitivity analysis in practice*”, A. Saltelli, S. Tarantola, F. Campolongo and M. Ratto, Halsted Press, New York, NY, USA, 2004.
- [20] “*AMBER 4.0 Getting started manual*”, QuantiSci Ltd, 1998, Henley-on-Thames, UK.
- [21] “*Prognosis of radionuclide contamination spreading on the site of Temporary Waste Storage of RRC ‘Kurchatov Institute’*”, A. Rastorguev, K. Buharin, V. Volkov, D. Tsurikov, Yu. Zverkov, I. Rastorguev and E. Volkova, Radioprotection, Suppl. 1, Vol. 40 (2005), S367-S370.
- [22] <http://lasar.cesnef.polimi.it>
- [23] “*ENEA - GSP3 - Sito Nazionale di Deposito dei Materiali Radioattivi*”, Rapporti interni ENEA, <http://info.casaccia.enea.it/gsp3/UnitaSito/Miscell>.
- [24] Siti web delle Agenzie nazionali e internazionali, di società coinvolte nella gestione e nello smaltimento dei rifiuti:
- ENEA <http://www.enea.it/>
 - IAEA <http://www.iaea.org/>
 - NEA <http://www.nea.fr/>
 - SOGIN <http://www.sogin.it/Pagine/default.aspx>
 - <http://www.zonanuclcare.com>
- [25] “*A performance assessment methodology for low-level radioactive waste disposal facility*”, NUREG-1573, October 2000
- [26] “*Near surface disposal of radioactive waste*”, IAEA Safety Standards Series – Requirements, WS-R-1, Vienna 1999
- [27] “*Safety assessment of near surface disposal of radioactive waste*”, IAEA Safety Standards Series – Safety Guide, WS-G-1.1, Vienna 1999
- [28] “*Classification of Radioactive Waste*”, IAEA Series – A safety guide, 111-G-1.1, Vienna 1994
- [29] “*Sviluppo di un modello stocastico e sua implementazione in un codice Monte Carlo*”, M. Marseguerra, E. Zio, E. Patelli, F. Giacobbo, Relazione Finale, Novembre 2001
- [30] “*Il Deposito di superficie: Barriere artificiali del sistema e ruolo del sito*”, P. Risoluti, presentazione della ENEA Task-Force per il Sito Nazionale di Deposito dei Materiali Radioattivi.
- [31] “*Performance Assessment Models for Low Level Radioactive Waste Disposal Facilities: A Review*”, M.-S. Yim, S. A. Simonson, Progress in Nuclear Energy, Vol. 36, No 1, pp. 1_38, 2000



- [32] Working Material, Model Formulation Implementation and Data for Safety Assessment of Near Surface Disposal Facilities, version 0.3, November 1999. IAEA, 2000
- [33] "AMBER 5.2 Reference Guide", Scientific Software & Modelling Solutions, v. 1.0. Settembre 2008

