

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI CATANIA

Analisi del Rischio derivante dal Percolato di Discarica

Dottorato di Ricerca in Ingegneria Geotecnica XXIV ciclo

Tutor: Prof. Michele MAUGERI

Angelo LIBRANTE

OTTOBRE 2011

INDICE

	Pag.
INTRODUZIONE	5
CAPITOLO 1 - LE DISCARICHE	
1.1. SMALTIMENTO DEI RIFIUTI	7
1.2. NORMATIVA NAZIONALE E COMUNITARIA	9
1.3. CARATTERISTICHE COSTRUTTIVE	26
1.4. IL PERCOLATO	35
1.4.1. Il Processo di formazione del percolato	36
1.4.2. Captazione e raccolta del percolato	40
1.4.3. Trattamento del percolato	43
CAPITOLO 2 – ANALISI DI RISCHIO DEI SITI CONTAMINATI	
2.1. LA VALUTAZIONE DEL RISCHIO	53
2.2. ANALISI DI RISCHIO DEI SITI CONTAMINATI	53
2.2.1. Il principio di cautela o conservatività	56
2.2.2. Il metodo ReBeCcA	57
2.3. MATERIALE DI RIFERIMENTO	62
2.3.1. ASTM E-1739 del 1995 e ASTM PS 104 del 1998	63
2.3.2. Manuale UNICHIM n. 196/1 del 2002	65
2.3.3. Documenti EPA relativi alla determinazione dei SSG	65
2.3.4. CONCAWE: Report n. 2/1997 e Report n. 3/2003	66
2.3.5. Risk Assessment Guidance for Superfunds (RAGS), Volume 1	67
2.4. COSTRUZIONE DEL MODELLO CONCETTUALE	67
2.5. SORGENTE DI CONTAMINAZIONE	68
CAPITOLO 3 – RISCHIO DERIVANTE DAL PERCOLATO: ANALISI BIBLIOGRAFICA	
3.1. VALUTAZIONE DEL RISCHIO DERIVANTE DAL PERCOLATO	72
3.2. ANALISI DELLA LETTERATURA	74
3.3. ARTICOLI SCIENTIFICI RECENTI	88
3.4. CONCLUSIONI SULL'ANALISI DELLA BIBLIOGRAFIA	93

3.5. ANALISI ASSOLUTA DI RISCHIO DELLE DISCARICHE	95
3.6. CRITERI DI STIMA DEI PARAMETRI DI INGRESSO	100

CAPITOLO 4 – CARATTERIZZAZIONE DELLA SORGETE

DISCARICA

4.1. SORGENTI PRIMARIA E SECONDARIA	103
4.2. STORIA DELLA DISCARICA E GENERALITÀ	104
4.3. CARATTERISTICHE GEOMETRICHE DELLA DISCARICA	105
4.4. TIPOLOGIA E CARATTERISTICHE DEI RIFIUTI	107
4.5. CARATTERISTICHE DELLE EMISSIONI	114
4.6. CARATTERISTICHE DEL PERCOLATO	114
4.7. CARATTERISTICHE COSTRUTTIVE DEI SISTEMI TECNOLOGICI	122
4.7.1. Caratteristiche dei sistemi di rivestimento	123
4.7.2. Caratteristiche del sistema di gestione del percolato	129
4.8. INFILTRAZIONE EFFICACE	131
4.8.1. Infiltrazione efficace in assenza di copertura superficiale	131
4.8.2. Infiltrazione efficace in presenza di copertura superficiale	132
4.9. SELEZIONE DEGLI INQUINANTI INDICATORI	133
4.10. CONCENTRAZIONE RAPPRESENTATIVA ALLA SORGENTE	137
4.11. PRODUZIONE DI PERCOLATO NELLA DISCARICA	138
4.12. ATTRAVERSAMENTO DELLA BARRIERA	142

CAPITOLO 5 – CARATTERIZZAZIONE DEI PERCORSI E DELLE VIE

D'ESPOSIZIONE

5.1. PARAMETRI PER IL TRASPORTO DEL PERCOLATO	149
5.1.1. TRASPORTO NELLA ZONA NON SATURA	150
5.1.2. TRASPORTO NELL'ACQUIFERO	161
5.1.3. ALCUNI CASI PARTICOLARI	171
5.2. STIMA DEI FATTORI DI TRASPORTO DEL PERCOLATO	173

CAPITOLO 6 – INDAGINI GEOFISICHE

6.1. INDAGINI GEOFISICHE NON INVASIVE	177
6.2. MODALITÀ DI INDAGINE (PRINCIPI DI FUNZIONAMENTO)	184
6.2.1. INTERPRETAZIONE DEL DIAGRAMMA	185
6.2.2. LA TOMOGRAFIA ELETTRICA	186

6.2.3.STRUMENTAZIONE: STING R1 IP / SWIFT	188
6.3. DISCARICA SITA IN “CONTRADA CAVA DEI MODICANI”	195
6.4. CAMPAGNA DI MISURA ED ACQUISIZIONE DATI	200
6.4.1.ANALISI DELLA DISCARICA DISMESSA	200
6.4.2.ANALISI DELLA DISCARICA IN ESERCIZIO	202
CAPITOLO 7 – MODELLAZIONE MEDIANTE MODULO SEEP	
7.1. CARATTERISTICHE DEL SOFTWARE	206
7.2. MODULO “SEEP”	207
7.2.1.MODALITÀ DI ANALISI	207
7.2.2.SCELTA DELLE FUNZIONI	208
7.3. MODULO CTRAN	209
7.3.1.PROCESSI DI TRASPORTO DI UN INQUINANTE	210
7.3.2.CONDIZIONI AL CONTORNO	215
7.3.3.DATI DI INPUT	216
7.4. MODELLAZIONE DELLA DISCARICA DI MODICA	217
CAPITOLO 8 – IL SOFTWARE LANDSIM 2	
8.1. INTRODUZIONE	227
8.2. STRUTTURA DEL PROGRAMMA	229
8.2.1.COME OPERA IL MODELLO	231
8.2.2.AREA DI DOMINIO (DOMAIN AREA)	233
8.2.3.FASI DELLA DISCARICA	234
8.3. INPUT RELATIVI AL TERMINE SORGENTE	235
8.3.1.INVENTARIO DEL PERCOLATO	236
8.3.2.GEOMETRIA DELLA CELLA	240
8.3.3.INFILTRAZIONE	242
8.3.4.SISTEMA DI DRENAGGIO	244
8.3.5.SISTEMA DI IMPERMEABILIZZAZIONE DI FONDO E LATERALE	248
8.4. IL MODULO TRASPORTO (GEOSPHERE INPUTS)	255
8.4.1.TRASPORTO NELLA ZONA NON SATURA	256
8.4.2.PERCORSO VERTICALE SOPRA FALDA	262
8.4.3.PERCORSO DI FALDA	265
CAPITOLO 9 – MODELLAZIONE TRAMITE LANDSIM 2	

9.1. PARAMETRI GENERALI	270
9.2. IL MODULO RECETTORE	272
9.3. ESECUZIONE DEL MODELLO	277
9.4. FUNZIONE <i>EXPECTED VALUES</i>	279
9.5. PLUME DI INQUINANTE	281
9.6. INTERPRETAZIONE DEI RISULTATI	284
9.7. COMPORTAMENTO IDRAULICO	285
9.8. CONCENTRAZIONE DEI CONTAMINANTI	292
9.9. PROBABILITÀ DI RAGGIUNGIMENTO DELLA FALDA	295
9.10. CONTAMINANT TIME HISTORY	297
BIBLIOGRAFIA	300

INTRODUZIONE

Attuare una gestione sostenibile dei rifiuti significa semplicemente gestirli individuando le priorità da seguire, secondo la gerarchia dei rifiuti dettata dai principi della sostenibilità ambientale. Questa presuppone che la riduzione dei rifiuti sia la massima priorità, ove possibile. Le altre priorità in ordine discendente sono il riutilizzo, il recupero attraverso il riciclo, il compostaggio e l'energia; e in fine lo smaltimento che comprende anche la messa in discarica.

La maggior parte dei rifiuti prodotti, in particolare in Italia e nel Regno Unito (DETR, 2000a), vengono generalmente smaltiti in discarica. Lo smaltimento dei rifiuti in discarica, in generale, è una possibilità di gestione dei rifiuti semplice e relativamente a basso costo, ma che provoca problemi ambientali. Durante il processo di degradazione dei rifiuti, le discariche producono prodotti di scarto in tre fasi. Queste sono solida (ad esempio, rifiuti degradati); liquida (cioè, il percolato, che è acqua inquinata dai rifiuti) e gas (solitamente denominato gas di discarica), i quali possono inquinare i tre principali comparti ambientali: l'atmosfera, la litosfera e l'idrosfera.

Tale tipo di inquinamento sarà trasmesso attraverso tali comparti e avrà un impatto, direttamente o indirettamente, su l'uomo, l'ambiente naturale (compresi flora e fauna acquatiche e terrestri) e l'ambiente costruito.

Nell'unione europea e in diversi paesi in tutto il mondo, l'attuazione del significato e dell'efficacia della valutazione o dell'analisi del rischio (abbreviata in RA nel presente documento) in materia di gestione ambientale ha raggiunto anche la normativa ambientale, la quale ha cominciato ad imporre la valutazione del rischio, anche come strumento per soddisfare le prescrizioni giuridiche connesse con i rischi dei rifiuti.

Indipendentemente dal tipo di valutazione del rischio ambientale e dal settore di applicazione, il tema di base o i principi fondamentali sono gli stessi. Tuttavia, l'obiettivo principale del presente lavoro è stato la rassegna della letteratura sulla valutazione del rischio legato alle problematiche ambientali e, in particolare, al percolato delle discariche.

Un'altra parte dello studio ha riguardato l'approfondimento del programma di calcolo LandSim, specifico per l'analisi di rischio derivante dal percolato di discarica.

Infine, è stato effettuato lo studio di una discarica per rifiuti urbani ubicata nella città di Ragusa, in Sicilia, attraverso l'applicazione di prove geofisiche e successiva modellazione.

CAPITOLO 1

LE DISCARICHE

CAPITOLO 1

1.1. SMALTIMENTO DEI RIFIUTI

Lo smaltimento dei rifiuti in Italia rappresenta un problema di notevole entità dovuto principalmente alla grande quantità prodotta ed alla presenza di discariche non propriamente idonee alle esigenze attuali. Allo stato attuale è presente un sistema di smaltimento dei rifiuti solidi urbani e di quelli speciali basato sul conferimento in discarica e sullo stoccaggio dei materiali di rifiuto. tale situazione, in prospettiva futura, non potrà essere ancora sostenibile a causa delle grandi quantità di rifiuti da smaltire e del continuo aumentare dei costi di gestione per lo stoccaggio e per la salvaguardia dell'ambiente. Inoltre l'Italia rappresenta uno degli stati che attua sistemi di riciclaggio poco efficienti, pertanto la diversificazione dei rifiuti, ovvero suddivisione in materiali plastici - organici - vetro - alluminio - ecc., non viene effettuata in modo corretto e pertanto la grande maggioranza dei materiali, anziché essere riciclati per la produzione di altri prodotti, viene condotta in discarica e smaltita. una situazione di tale entità comporta, inevitabilmente, la crescente necessità di realizzare strutture idonee allo smaltimento dei rifiuti e aggiornate alle tecniche più moderne per la gestione ed il controllo delle attività in essa presente. La diversificazione delle tipologie di discariche secondala normativa vigente (vedi paragrafo 1.2) rappresenta un ulteriore ostacolo al corretto svolgimento delle attività di smaltimento dovendo diversificare i rifiuti in funzione della loro pericolosità. Verificato lo stato delle cose nel territorio nazionale è evidente che il problema principale non sia rappresentato dalla presenza delle discariche e dei materiali in esse stoccati, bensì dalle conseguenze che questi potrebbero avere sull'ambiente, ovvero sul territorio e sulle falde limitrofe al sito della discarica, a causa delle sostanze che si generano dai processi anaerobici ed aerobici interni al corpo dei rifiuti. Si considera allora necessario definire il concetto di rifiuto e di smaltimento associandone una definizione precisa ed inequivocabile:

- Si definisce rifiuto *“qualsiasi sostanza di cui il detentore si disfi o abbia l'obbligo di disfarsi o qualsiasi sostanza od oggetto derivante da attività umane o da cicli naturali. abbandonato o destinato all'abbandono”*
- Si definisce Smaltimento dei rifiuti *“ la raccolta, la cernita, il trasporto, il trattamento dei rifiuti, nonché l'ammasso e il deposito dei medesimi sul suolo*

o nel suolo, le operazioni di trasformazione necessarie per il riutilizzo, il recupero o il riciclo dei medesimi”.

A queste due definizioni si deve aggiungere il concetto relativo alla Gestione dei Rifiuti, ovvero atto a minimizzare il rischio per gli operatori, per la salute pubblica e per l'ambiente, è definito secondo la seguente dicitura:

- A livello della produzione: minimizzare le quantità prodotte per ogni tipologia;
- A livello della raccolta interna: differenziare e separare i contenitori rispettando le tipologie, individuare le zone di raccolta ed i percorsi idonei;
- A livello di stoccaggio provvisorio: smistamento delle tipologie nella zona adibita a deposito rifiuti e accorta gestione degli stessi;
- A livello di trattamento: individuare il metodo più efficace nel rispetto dei principi di economia e delle legislazioni nazionali.

Infatti lo stoccaggio di materiali organici assieme ad altri prodotti di natura diversa genera dei processi chimici tali da portare alla formazione del PERCOLATO e del concentrazioni elevatissime di sostanze tra loro eterogenee e facilmente disperdibili nell'ambiente, avendo il primo forma liquida ed il secondo forma gassosa. In conseguenza di tale formazione allora le discariche devono essere progettate e controllate al fine di evitare possibili dispersioni di queste sostanze nel terreno e nell'aria; oltre ad avere la capacità di gestire e procedere a sistemi di smaltimento del percolato e del biogas al fine di minimizzare i rischi ambientali. Si deve considerare che nel territorio nazionale non tutte le discariche si possono definire “Controllate”, ma esistono numerose discariche, anche di non recente costruzione che non presentano le condizioni di sicurezza minime per evitare inquinamenti ambientali, pur essendo già state destinate allo stoccaggio di materiali di rifiuto. Una situazione del genere è solo un modo per aumentare esponenzialmente il rischio di inquinamento ambientale ed il possibile danno al territorio circostanze causerebbe problemi irreversibili per la zona interessata. Pertanto lo studio che ci si è prefissi è principalmente rivolto alla gestione e controllo di tutte quelle strutture definite “Discariche non controllate”.

Di seguito verranno espone

- la Normativa vigente in materia di smaltimento dei rifiuti, con la classificazione di questi e suddivisione delle discariche a seconda della destinazione d'uso;
- le metodologie costruttive per un corretto funzionamento delle discariche.

1.2. NORMATIVA NAZIONALE E COMUNITARIA

La normativa vigente e da attuare sul territorio nazionale è rivolta principalmente alla definizione dei rifiuti, alla classificazione delle discariche ed ai metodi di stoccaggio. In particolare le normative fanno riferimento a direttive CE nelle quali si definiscono le linee guida che i paesi della Comunità Europea devono seguire per poi adottarle e renderle leggi nel territorio nazionale.

Il più importante strumento legislativo italiano è rappresentato dal

Decreto Legislativo del 5 Febbraio 1997 n° 22 (Decreto Ronchi)

Attuazione delle direttive 91/156/CEE sui rifiuti, 91/689/CEE sui rifiuti pericolosi e 94/62/CE sugli imballaggi e sui rifiuti di imballaggio.

In esso sono state definite le definizioni e le classificazioni dei rifiuti; le competenze dello Stato, delle Regioni, delle Province e dei Comuni; oltre alla identificazione dei rifiuti di ogni genere negli allegati.

A questo Decreto si deve associare il

Decreto Legislativo 13 gennaio 2003 N°36 – Attuazione della direttiva 1999/31/CE relativa alle discariche di rifiuti.

Il quale, nell'art. 1, indica che

“per conseguire le finalità di cui all'art. 2 del Decreto Legislativo del 5 Febbraio 1997 n° 22, il presente decreto stabilisce requisiti operativi e tecnici per i rifiuti e le discariche, misure, procedure e orientamenti tesi a prevenire o a ridurre il più possibile le ripercussioni negative sull'ambiente, in particolare l'inquinamento delle acque superficiali, delle acque sotterranee, del suolo e dell'atmosfera, e sull'ambiente globale, compreso l'effetto serra, nonché i rischi per la salute umana risultanti dalle discariche di rifiuti, durante l'intero ciclo di vita della discarica”

Basandosi su questi due decreti, i quali rappresentano il principale strumento d'attuazione assieme alla Legge 471/99 riguardante i metodi di bonifica dei siti contaminati, è possibile definire una classificazione dei rifiuti e delle discariche in funzione della pericolosità ed in funzione delle caratteristiche geomorfologiche del terreno, nonché le procedure per lo

smaltimento e lo stoccaggio dei rifiuti medesimi. In particolare si cita nell'art. 5 - "Smaltimento dei rifiuti" - del D. Lgs 05/02/99 n°22

"1. Lo smaltimento dei rifiuti deve essere effettuato in condizioni di sicurezza e costituisce la fase residuale della gestione dei rifiuti.

2. I rifiuti da avviare allo smaltimento finale devono essere il più possibile ridotti potenziando la prevenzione e le attività di riutilizzo, riciclaggio e recupero.

3. Lo smaltimento dei rifiuti è attuato con il ricorso ad una rete integrata ed adeguata di impianti di smaltimento, che tenga conto delle tecnologie più perfezionate a disposizione che non comportino costi eccessivi, al fine di:

a) realizzare l'autosufficienza nello smaltimento dei rifiuti urbani non pericolosi in ambiti territoriali ottimali;

b) permettere lo smaltimento dei rifiuti in uno degli impianti appropriati più vicini, al fine di ridurre i movimenti dei rifiuti stessi, tenendo conto del contesto geografico o della necessità di impianti specializzati per determinati tipi di rifiuti;

c) utilizzare i metodi e le tecnologie più idonei a garantire un alto grado di protezione dell'ambiente e della salute pubblica."

Successivamente nell'art 7 del suddetto decreto viene definita una chiara classificazione dei rifiuti in funzione della loro provenienza e delle sostanze che li compongono:

"1. Ai fini dell'attuazione del presente decreto i rifiuti sono classificati, secondo l'origine, in rifiuti urbani e rifiuti speciali, e, secondo le caratteristiche di pericolosità, in rifiuti pericolosi e rifiuti non pericolosi.

2. Sono rifiuti urbani:

a) i rifiuti domestici, anche ingombranti, provenienti da locali e luoghi adibiti ad uso di civile abitazione;

b) i rifiuti non pericolosi provenienti da locali e luoghi adibiti ad usi diversi da quelli di cui alla lettera a), assimilati ai rifiuti urbani per qualità e quantità, ai sensi dell'articolo 21, comma 2, lettera g);

c) i rifiuti provenienti dallo spazzamento delle strade;

d) i rifiuti di qualunque natura o provenienza, giacenti sulle strade ed aree pubbliche o sulle strade ed aree private comunque soggette ad uso pubblico o sulle spiagge marittime e lacuali e sulle rive dei corsi d'acqua;

- e) i rifiuti vegetali provenienti da aree verdi, quali giardini, parchi e aree cimiteriali;*
- f) i rifiuti provenienti da esumazioni ed estumulazioni, nonché gli altri rifiuti provenienti da attività cimiteriale diversi da quelli di cui alle lettere b), c) ed e).*

3. Sono rifiuti speciali:

- a) i rifiuti da attività agricole e agro-industriali;*
- b) i rifiuti derivanti dalle attività di demolizione, costruzione, nonché i rifiuti pericolosi che derivano dalle attività di scavo;*
- c) i rifiuti da lavorazioni industriali, fatto salvo quanto previsto dall'articolo 8, comma 1, lettera f-quater);*
- d) i rifiuti da lavorazioni artigianali;*
- e) i rifiuti da attività commerciali;*
- f) i rifiuti da attività di servizio;*
- g) i rifiuti derivanti dalla attività di recupero e smaltimento di rifiuti, i fanghi prodotti dalla potabilizzazione e da altri trattamenti delle acque e dalla depurazione delle acque reflue e da abbattimento di fumi;*
- h) i rifiuti derivanti da attività sanitarie;*
- i) i macchinari e le apparecchiature deteriorati ed obsoleti;*
- l) i veicoli a motore, rimorchi e simili fuori uso e loro parti.*
- l-bis) il combustibile derivato da rifiuti qualora non rivesta le caratteristiche qualitative individuate da norme tecniche finalizzate a definirne contenuti e usi compatibili con la tutela ambientale.*

4. Sono pericolosi i rifiuti non domestici precisati nell'elenco di cui all'allegato D sulla base degli allegati G, H ed I.”.

Tale classificazione è di grande aiuto per gli addetti ai lavori per poter discernere gli agenti inquinanti presenti ed i tipi di interventi che si potrebbero attuare per fronteggiare un rischio di inquinamento ambientale.

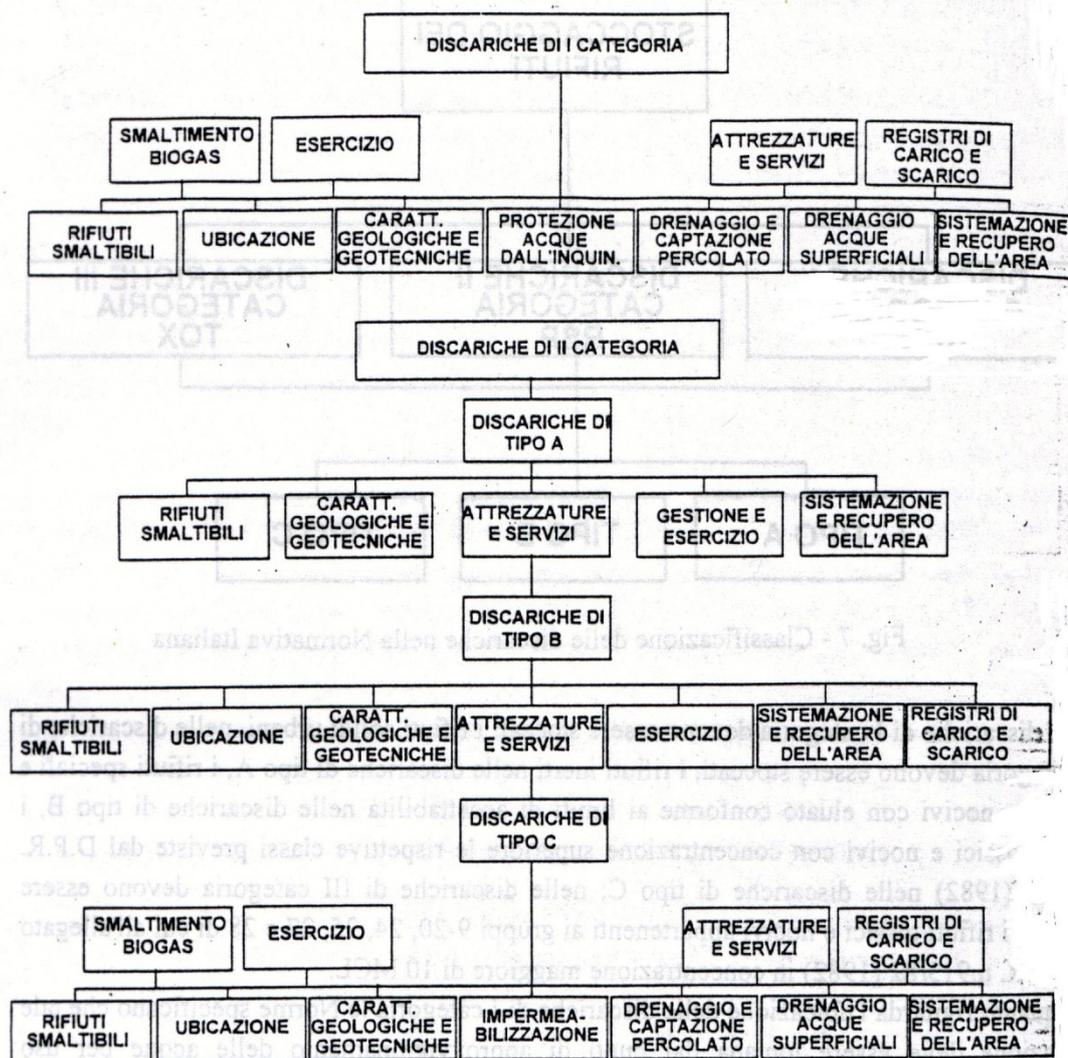


Figura 1.1: Tipologie di discariche

Di maggiore interesse è invece il decreto Lgs 13 gennaio 2003, n. 36, concernente le norme d’attuazione della direttiva 1999/31/CE relativa alle discariche di rifiuti, in cui si definiscono gli aspetti tecnici per la classificazione e realizzazione delle discariche. In particolare si indicano nell’art. 4 – classificazione delle discariche –

“1. Ciascuna discarica è classificata in una delle seguenti categorie:

- a) discarica per rifiuti inerti;
- b) discarica per rifiuti non pericolosi;
- c) discarica per rifiuti pericolosi.”

Viene indicato, inoltre, quali siano i rifiuti ammissibili nelle diverse discariche nell'art.

7 – Rifiuti Ammessi in discarica –

“1. I rifiuti possono essere collocati in discarica solo dopo trattamento. Tale disposizione non si applica:

a) ai rifiuti inerti il cui trattamento non sia tecnicamente fattibile;
b) ai rifiuti il cui trattamento non contribuisce al raggiungimento delle finalità di cui all'art. 1, riducendo la quantità dei rifiuti o i rischi per la salute umana e l'ambiente, e non risulta indispensabile ai fini del rispetto dei limiti fissati dalla normativa vigente.

2. Nelle discariche per rifiuti inerti possono essere ammessi esclusivamente i rifiuti inerti che soddisfano i criteri della normativa vigente.

3. Nelle discariche per i rifiuti non pericolosi possono essere ammessi i seguenti rifiuti:

a) rifiuti urbani;

b) rifiuti non pericolosi di qualsiasi altra origine che soddisfano i criteri di ammissione dei rifiuti previsti dalla normativa vigente;

c) rifiuti pericolosi stabili e non reattivi che soddisfano i criteri di ammissione previsti dal decreto di cui al comma 5.

4. Nelle discariche per rifiuti pericolosi possono essere ammessi solo rifiuti pericolosi che soddisfano i criteri fissati dalla normativa vigente.....”.

L'aspetto più importante per la realizzazione delle discariche al fine di avere un quadro completo del problema è indicato nell'allegato del decreto. In particolare si fa riferimento nell'Allegato 1 ai CRITERI COSTRUTTIVI E GESTIONALI DEGLI IMPIANTI DI DISCARICA , definendo tutti i parametri necessari affinché una discarica sia conforme e pertanto autorizzata allo smaltimento dei rifiuti. Si fa, inoltre, riferimento ai luoghi in cui è possibile realizzare una discarica ed alle caratteristiche geologiche e geotecniche dei siti interessati, oltre allo studio delle falde sotterranee. Si definiscono ancora le condizioni di chiusura e copertura delle discariche non più in servizio. Di seguito si riporterà solamente l'estratto dell'allegato riferito alle discariche per lo smaltimento di rifiuti solidi urbani (RSU):

*“IMPIANTI PER RIFIUTI NON PERICOLOSI E PER RIFIUTI PERICOLOSI**2.1. UBICAZIONE*

Di norma gli impianti di discarica per rifiuti pericolosi e non pericolosi non devono ricadere in:

- aree individuate ai sensi dell'articolo 17, comma 3, lettera m), della legge 18 maggio 1989, n. 183;*
- aree individuate dagli articoli 2 e 3 del d.P.R. 8 settembre 1997, n. 357;*
- territori sottoposti a tutela ai sensi del decreto legislativo 29 ottobre 1999, n. 490 (ora decreto legislativo n. 42 del 2004 - n.d.r.);*
- aree naturali protette sottoposte a misure di salvaguardia ai sensi dell'articolo 6, comma 3, della legge 6 dicembre 1991, n. 394;*
- aree collocate nelle zone di rispetto di cui all'articolo 21, comma 1, del decreto legislativo 29 ottobre 1999, n. 490*

Gli impianti non vanno ubicati di norma:

- in aree interessate da fenomeni quali faglie attive, aree a rischio sismico di 1^a categoria così come classificate dalla legge 2 febbraio 1974, n. 64, e provvedimenti attuativi, e aree interessate da attività vulcanica, ivi compresi i campi solfatarici, che per frequenza ed intensità potrebbero pregiudicare l'isolamento dei rifiuti;*
- in corrispondenza di doline, inghiottitoi o altre forme di carsismo superficiale;*
- in aree dove i processi geologici superficiali quali l'erosione accelerata, le frane, l'instabilità dei pendii, le migrazioni degli alvei fluviali potrebbero compromettere l'integrità della discarica;*
- in aree soggette ad attività di tipo idrotermale;*
- in aree esondabili, instabili e alluvionabili; deve, al riguardo, essere presa come riferimento la piena con tempo di ritorno minimo pari a 50 anni. Le Regioni definiscono eventuali modifiche al valore da adottare per il tempo di ritorno sopra riportato in accordo con l'autorità di bacino laddove costituita.*

Con provvedimento motivato le regioni possono autorizzare la realizzazione di discariche per rifiuti non pericolosi nei siti sopradescritti.

La discarica può essere autorizzata solo se le caratteristiche del luogo, per quanto riguarda le condizioni di cui sopra, o le misure correttive da adottare, indichino che la discarica non costituisca un grave rischio ecologico.

Per ciascun sito di ubicazione devono essere esaminate le condizioni locali di accettabilità dell'impianto in relazione a:

- *distanza dai centri abitati;*
- *collocazione in aree a rischio sismico di 2^a categoria così come classificate dalla legge 2 febbraio 1974, n. 64, e provvedimenti attuativi, per gli impianti di discarica per rifiuti pericolosi sulla base dei criteri di progettazione degli impianti stessi;*
- *collocazione in zone di produzione di prodotti agricoli ed alimentari definiti ad indicazione geografica o a denominazione di origine protetta ai sensi del regolamento (CEE) n. 2081/92 e in aree agricole in cui si ottengono prodotti con tecniche dell'agricoltura biologica ai sensi del regolamento (CEE) n. 2092/91;*
- *presenza di rilevanti beni storici, artistici, archeologici.....*

2.2. PROTEZIONE DELLE MATRICI AMBIENTALI

Al fine di garantire l'isolamento del corpo dei rifiuti dalle matrici ambientali, la discarica deve soddisfare i seguenti requisiti tecnici:

- *sistema di regimazione e convogliamento delle acque superficiali;*
- *impermeabilizzazione del fondo e delle sponde della discarica;*
- *impianto di raccolta e gestione del percolato;*
- *impianto di captazione e gestione del gas di discarica (solo per discariche dove sono smaltiti i rifiuti biodegradabili);*
- *sistema di copertura superficiale della discarica.*

Deve essere garantito il controllo dell'efficienza e dell'integrità dei presidi ambientali (sistemi di impermeabilizzazione, di raccolta del percolato, di captazione gas, etc.), e il mantenimento di opportune pendenze per garantire il ruscellamento delle acque superficiali.

2.3. CONTROLLO DELLE ACQUE E GESTIONE DEL PERCOLATO

Devono essere adottate tecniche di coltivazione e gestionali atte a minimizzare l'infiltrazione dell'acqua meteorica nella massa dei rifiuti.

Per quanto consentito dalla tecnologia, tali acque meteoriche devono essere allontanate dal perimetro dell'impianto per gravità, anche a mezzo di idonee canalizzazioni dimensionate sulla base delle piogge più intense contempo di ritorno di 10 anni.

Il percolato e le acque di discarica devono essere captati, raccolti e smaltiti per tutto il tempo di vita della discarica, secondo quanto stabilito nell'autorizzazione, e comunque per un tempo non inferiore a 30 anni dalla data di chiusura definitiva dell'impianto.

Il sistema di raccolta del percolato deve essere progettato e gestito in modo da:

- minimizzare il battente idraulico di percolato sul fondo della discarica al minimo compatibile con i sistemi di sollevamento e di estrazione;*
- prevenire intasamenti od occlusioni per tutto il periodo di funzionamento previsto;*
- resistere all'attacco chimico dell'ambiente della discarica;*
- sopportare i carichi previsti.*

Il percolato e le acque raccolte devono essere trattate in impianto tecnicamente idoneo di trattamento al fine di garantirne lo scarico nel rispetto dei limiti previsti dalla normativa vigente in materia. La concentrazione del percolato può essere autorizzata solo nel caso in cui contribuisca all'abbassamento del relativo battente idraulico; il concentrato può rimanere confinato all'interno della discarica.

2.4. PROTEZIONE DEL TERRENO E DELLE ACQUE

2.4.1. Criteri generali

L'ubicazione e la progettazione di una discarica devono soddisfare le condizioni necessarie per impedire l'inquinamento del terreno, delle acque sotterranee o delle acque superficiali e per assicurare un'efficiente raccolta del percolato.

La protezione del suolo, delle acque sotterranee e di superficie deve essere realizzata, durante la fase operativa, mediante la combinazione della barriera geologica, del rivestimento impermeabile del fondo e delle sponde della discarica e del sistema di drenaggio del percolato, e durante la fase post-operativa anche mediante copertura della parte superiore.

2.4.2. Barriera geologica

Il substrato della base e dei fianchi della discarica deve consistere in una formazione geologica naturale che risponda a requisiti di permeabilità e spessore almeno equivalente a quello risultante dai seguenti criteri:

- discarica per rifiuti non pericolosi: $k \leq 1 \times 10^{-9}$ m/s e $s \geq 1$ m;*
- discarica per rifiuti pericolosi: $k \leq 1 \times 10^{-9}$ m/s e $s \geq 5$ m ;*

La continuità e le caratteristiche di permeabilità della barriera geologica su tutta l'area interessata dalla discarica devono essere opportunamente accertate mediante indagini e perforazioni geognostiche.

La barriera geologica, qualora non soddisfi naturalmente le condizioni di cui sopra, può essere completata artificialmente attraverso un sistema barriera di confinamento opportunamente realizzato che fornisca una protezione equivalente.

Per tutti gli impianti deve essere prevista l'impermeabilizzazione del fondo e delle pareti con un rivestimento di materiale artificiale posto al di sopra della barriera geologica, su uno strato di materiale minerale compattato. Tale rivestimento deve avere caratteristiche idonee a resistere alle sollecitazioni chimiche e meccaniche presenti nella discarica.

Il piano di imposta dello strato inferiore della barriera di confinamento deve essere posto al di sopra del tetto dell'acquifero confinato con un franco di almeno 1,5 m, nel caso di acquifero non confinato, al di sopra della quota di massima escursione della falda con un franco di almeno 2 m.

Le caratteristiche del sistema barriera di confinamento artificiale sono garantite normalmente dall'accoppiamento di materiale minerale compattato (caratterizzato da uno spessore s almeno 100 cm con una conducibilità idraulica $k \leq 10^{-7}$ cm/s, depositato preferibilmente in strati uniformi compattati dello spessore massimo di 20 cm) con una geomembrana.

L'utilizzo della sola geomembrana non costituisce in nessun caso un sistema di impermeabilizzazione idoneo; la stessa deve essere posta a diretto contatto con lo strato minerale compattato, senza interposizione di materiale drenante.

Particolari soluzioni progettuali nella realizzazione del sistema barriera di confinamento delle sponde, che garantiscano comunque una protezione equivalente, potranno eccezionalmente essere adottate e realizzate anche con spessori inferiori a 0,5 m, a condizione che vengano approvate dall'Ente territoriale competente; in tal caso dovranno essere previste specifiche analisi di stabilità del sistema barriera di confinamento .

Lo strato di materiale artificiale e/o il sistema barriera di sconfinamento deve essere inoltre adeguatamente protetto dagli agenti atmosferici e da pericoli di danneggiamento in fase di realizzazione e di esercizio della discarica.

Sul fondo della discarica, al di sopra del rivestimento impermeabile, deve essere previsto uno strato di materiale drenante con spessore $\geq 0,5$ m.

Il fondo della discarica, tenuto conto degli assestamenti previsti, deve conservare un'adeguata pendenza tale da favorire il deflusso del percolato ai sistemi di raccolta.

2.4.3. Copertura superficiale finale

La copertura superficiale finale della discarica deve rispondere ai seguenti criteri:

- isolamento dei rifiuti dall'ambiente esterno;*
- minimizzazione delle infiltrazioni d'acqua;*

- riduzione al minimo della necessità di manutenzione;
- minimizzazione dei fenomeni di erosione;
- resistenza agli assestamenti ed a fenomeni di subsidenza localizzata;

La copertura deve essere realizzata mediante una struttura multistrato costituita, dall'alto verso il basso, almeno dai seguenti strati:

- 1. strato superficiale di copertura con spessore ≥ 1 m che favorisca lo sviluppo delle specie vegetali di copertura ai fini del piano di ripristino ambientale e fornisca una protezione adeguata contro l'erosione e di proteggere le barriere sottostanti dalle escursioni termiche;*
- 2. strato drenante protetto da eventuali intasamenti con spessore ≥ 0.5 m in grado di impedire la formazione di un battente idraulico sopra le barriere di cui ai successivi punti 3) e 4);*
- 3. strato minerale compatto dello spessore ≥ 0.5 m e di conducibilità idraulica di ≥ 108 m/s o di caratteristiche equivalenti, integrato da un rivestimento impermeabile superficiale per gli impianti di discarica di rifiuti pericolosi;*
- 4. strato di drenaggio del gas e di rottura capillare, protetto da eventuali intasamenti, con spessore ≥ 0.5 m;*
- 5. strato di regolarizzazione con la funzione di permettere la corretta messa in opera degli strati sovrastanti.*

Poiché la degradazione dei rifiuti biodegradabili, incluse le componenti cellulosiche, comporta la trasformazione in biogas di circa un terzo della massa dei rifiuti, la valutazione degli assestamenti dovrà tenere conto di tali variazioni, soprattutto in funzione alla morfologia della copertura finale.

La copertura superficiale come sopra descritta deve garantire l'isolamento della discarica anche tenendo conto degli assestamenti previsti ed a tal fine non deve essere direttamente collegata al sistema barriera di confinamento .

La copertura superficiale finale della discarica nella fase di post esercizio può essere preceduta da una copertura provvisoria, la cui struttura può essere più semplice di quella sopra indicata, finalizzata ad isolare la massa dei rifiuti in corso di assestamento.

Detta copertura provvisoria deve essere oggetto di continua manutenzione al fine di consentire il regolare deflusso delle acque superficiali e di minimizzarne l'infiltrazione nella discarica.

La copertura superficiale finale deve essere realizzata in modo da consentire un carico compatibile con la destinazione d'uso prevista.

2.5. CONTROLLO DEI GAS

Le discariche che accettano rifiuti biodegradabili devono essere dotati di impianti per l'estrazione dei gas che garantiscano la massima efficienza di captazione e il conseguente utilizzo energetico.

La gestione del biogas deve essere condotta in modo tale da ridurre al minimo il rischio per l'ambiente e per la salute umana; l'obiettivo è quello di non far percepire la presenza della discarica al di fuori di una ristretta fascia di rispetto.

Poiché il naturale assestamento della massa dei rifiuti depositati può danneggiare il sistema di estrazione del biogas, è indispensabile un piano di mantenimento dello stesso, che preveda anche l'eventuale sostituzione dei sistemi di captazione deformati in modo irreparabile.

E' inoltre indispensabile mantenere al minimo il livello del percolato all'interno dei pozzi di captazione del biogas, per consentirne la continua funzionalità, anche con sistemi di estrazione del percolato eventualmente formatosi; tali sistemi devono essere compatibili con la natura di gas esplosivo, e rimanere efficienti anche nella fase post-operativa.

Il sistema di estrazione del biogas deve essere dotato di sistemi per l'eliminazione della condensa; l'acqua di condensa può essere eccezionalmente reimpressa nel corpo della discarica.

Il gas deve essere di norma utilizzato per la produzione di energia, anche a seguito di un eventuale trattamento, senza che questo pregiudichi le condizioni di sicurezza per la salute dell'uomo e per l'ambiente.

Nel caso di impraticabilità del recupero energetico la termodistruzione del gas di discarica deve avvenire in idonea camera di combustione a temperatura $T > 850^\circ$, concentrazione di ossigeno $\geq 3\%$ in volume e tempo di ritenzione $\geq 0,3$ s.

Il sistema di estrazione e trattamento del gas deve essere mantenuto in esercizio per tutto il tempo in cui nella discarica è presente la formazione del gas e comunque per il periodo necessario, come indicato all'articolo 13, comma 2.....

.....

2.7. STABILITA'

Nella fase di caratterizzazione del sito è necessario accertarsi a mezzo di specifiche indagini e prove geotecniche che il substrato geologico, in considerazione della morfologia della discarica e dei carichi previsti nonché delle condizioni operative, non vada soggetto a cedimenti tali da danneggiare i sistemi di protezione ambientale della discarica.

Inoltre deve essere verificata in corso d'opera la stabilità del fronte dei rifiuti scaricati, come al successivo punto 2.10, e la stabilità dell'insieme terreno di fondazione-discarica con particolare riferimento alla stabilità dei pendii ai sensi del decreto del Ministro dei lavori pubblici in data 11 marzo 1988, pubblicato nel supplemento ordinario alla Gazzetta Ufficiale n. 127 del 1° giugno 1988, tenendo conto dei normali assestamenti dovuti alla degradazione dei rifiuti.....”.

Secondo quanto disposto dal presente allegato è possibile allora eseguire una schematizzazione del fondo discarica e del manto di copertura che dovrà essere realizzato a conclusione dell'attività di stoccaggio. Tale schematizzazione secondo i parametri esposti nel precedente allegato sarà evidenziata ed approfondita nel paragrafo successivo.

Nell'Allegato 2 si fa riferimento ai “Piano di gestione operativa, di ripristino ambientale, di gestione post-operativa, di sorveglianza e controllo, finanziario”, in cui si definiscono le procedure da seguire per la gestione della discarica. In particolare si fa riferimento al

- **Piano di ripristino Ambientale;**
- **Piano di gestione in fase post-operativa;**

in cui sono specificate le procedure da adottare al fine di evitare possibili fenomeni di inquinamento e quelle necessarie per gestire la discarica successivamente alla chiusura, ovvero per poter definire e considerare la discarica **CONTROLLATA**.

Di seguito è riportato un estratto dell'allegato 2 in cui si riportano gli elementi caratterizzanti i due piani sopra citati:

“.....3. *PIANO DI RIPRISTINO AMBIENTALE*

Il piano di ripristino ambientale individua gli interventi che il gestore deve effettuare per il recupero e la sistemazione dell'area della discarica e chiusura della stessa.

Il piano di ripristino ambientale deve prevedere la destinazione d'uso dell'area tenendo conto:

- *Del fenomeni di assestamento della massa dei rifiuti;*
- *Dell'eventuale formazione di percolato e biogas;*
- *Del monitoraggio da eseguire sulle matrici ambientali e sulle emissioni fino alla conclusione della fase post-operativa;*
- *Della necessità di favorire il naturale deflusso delle acque meteoriche dell'area stessa.*

3.1. Elementi del piano

Costituiscono contenuti essenziali del piano di ripristino ambientale:

- *il quadro di riferimento dell'area e delle zone limitrofe su morfologia, geomorfologia, geologia, idrogeologia, clima, uso del suolo, idrologia superficiale, boschi, aspetti di vegetazione, di gestione agricola e faunistici;*
- *le analisi del paesaggio e della qualità dell'ambiente;*
- *gli obiettivi e vincoli della sistemazione ambientale prescelta;*
- *la destinazione d'uso dell'area;*
- *i tempi e le modalità di esecuzione dl recupero e della sistemazione ambientale;*
- *la documentazione cartografica ed eventuali analisi.*

Nel caso in cui il piano di ripristino preveda la ricostituzione di una copertura vegetale, l'intervento deve essere eseguito secondo le seguenti procedure:

- *la ricostituzione dello strato edifico (minimo di 30 cm di spessore) deve avvenire primariamente con l'utilizzo di suolo accantonato precedentemente o, in assenza, con terra vegetale dalle caratteristiche chimico-fisiche controllate e plausibilmente analoghe a quelle del sito d'intervento; per il miglioramento della fertilità deve essere utilizzato in via preferenziale compost di qualità come ammendante;*
- *sullo strato edifico si deve procedere nella realizzazione di un inerbimento anche temporaneo, con specie erbacee annuali e perenni pioniere allo scopo di una rapida*

stabilizzazione della massa movimentata e per favorire processi di rivitalizzazione (ricolonizzazione microbiologica) del suolo;

- nella piantumazione per la ricostituzione della copertura vegetale si deve procedere in maniera progressiva e, a seconda della destinazione finale d'uso (ecologico-forestale, ricreativo a verde pubblico, agricolo ma comunque non per destinazione di produzioni alimentari, umane e zootecniche), utilizzando prioritariamente specie arboree ed arbustive appartenenti a quelle autoctone o tipiche dell'area da ricostituire ed adatte alle caratteristiche fisico-chimiche del suolo;*
- durante la piantumazione e successivamente all'intervento di ripristino devono essere utilizzate le migliori tecniche di coltivazione per garantire l'attecchimento della vegetazione; in particolare è necessario garantire la manutenzione e, qualora ricorra la necessità, si devono adottare sistemi di irrigazione fissa o mobile che assicurino le più favorevoli condizioni per lo sviluppo della copertura vegetale.....*

.....4. PIANO DI GESTIONE IN FASE POST-OPERATIVA

Il piano di gestione post-operativa individua tempi, modalità e condizioni della fase di gestione post-operative della discarica e le attività che devono essere poste in essere durante tale fase, con particolare riferimento alle attività di manutenzione delle opere e dei presidi, in modo da garantire che anche in tale fase la discarica mantenga i requisiti di sicurezza ambientale previsti.

4.1. Elementi del piano

Il piano deve riportare la descrizione delle manutenzioni da effettuare da parte del gestore finalizzate a garantire che anche in questa fase il processo evolutivo della discarica - nei suoi vari aspetti - prosegua sotto controllo in modo da condurre in sicurezza la discarica alla fase ultima, in cui si può considerare praticamente inesistente l'impatto dell'impianto sull'ambiente.

Dovranno pertanto essere individuate in particolare le operazioni relative a:

- manutenzione per mantenere in buona efficienza;*
- recinzione e cancelli di accesso;*
- rete di raccolta e smaltimento acque meteoriche;*
- viabilità interna ed esterna;*
- sistema di drenaggio del percolato;*
- rete di captazione, adduzione, riutilizzo e combustione del biogas;*
- sistema di impermeabilizzazione sommatatale;*

- *copertura vegetale, procedendo ad annaffiature, periodici sfalci, sostituzione delle essenze morte;*
- *pozzi e relativa attrezzatura di campionamento delle acque sotterranee;*
- *modalità e frequenza di asportazione del percolato, garantendo comunque il mantenimento dello stesso al livello minimo possibile.*

5. PIANO DI SORVEGLIANZA E CONTROLLO

Il piano di sorveglianza e controllo di cui alla lettera i) dell'articolo 8, comma 1, deve essere costituito da un documento unitario, comprendente le fasi di realizzazione, gestione e post-chiusura, relativo a tutti i fattori ambientali da controllare, i parametri ed i sistemi unificati di prelevamento, trasporto e misure dei campioni, le frequenze di misura ed i sistemi di restituzione dei dati. Il piano è finalizzato a garantire che:

- a) tutte le sezioni impiantistiche assolvano alle funzioni per le quali sono progettate in tutte le condizioni operative previste;*
- b) vengano adottati tutti gli accorgimenti per ridurre i rischi per l'ambiente ed i disagi per la popolazione;*
- c) venga assicurato un tempestivo intervento in caso di imprevisti;*
- d) venga garantito l'addestramento costante del personale impiegato nella gestione;*
- e) venga garantito l'accesso ai principali dati di funzionamento nonché ai risultati delle campagne di monitoraggio.*

Il controllo e la sorveglianza devono essere condotti avvalendosi di personale qualificato ed indipendente con riguardo ai parametri ed alle periodicità riportati come esemplificativi nelle tabelle 1 e 2 del presente allegato su:

- *acque sotterranee;*
- *percolato;*
- *acque di drenaggio superficiale;*
- *gas di discarica;*
- *qualità dell'aria;*
- *parametri meteorologici;*
- *stato del corpo della discarica.*

I prelievi e le analisi devono essere effettuati da laboratori competenti, preferibilmente indipendenti, secondo le metodiche ufficiali...

In fase di gestione post-operativa devono essere valutati gli assestamenti e la necessità di conseguenti ripristini della superficie, secondo la periodicità minima prevista in tabella 2.

Tabella 1 - Analisi delle acque sotterranee

<i>Parametri</i>	<i>*=Parametri fondamentali</i>
<i>*pH</i>	
<i>*temperatura</i>	
<i>*Conducibilità elettrica</i>	
<i>*Ossidabilità Kubel</i>	
<i>BOD5</i>	
<i>TOC</i>	
<i>Ca, Na, K</i>	
<i>*Cloruri</i>	
<i>*Solfati</i>	
<i>Fluoruri</i>	
<i>IPA</i>	
<i>*Metalli: Fe, Mn</i>	
<i>Metalli: As, Cu, Cd, Cr totale, Cr Vi, Hg, Ni, Pb, Mg, Zn</i>	
<i>Cianuri</i>	
<i>*Azoto ammoniacale, nitroso e nitrico</i>	
<i>Composti organoalogenati (compreso cloruro di vinile)</i>	
<i>Fenoli</i>	
<i>Pesticidi fosforiti e totali</i>	
<i>Solventi organici aromatici</i>	
<i>Solventi organici azotati</i>	
<i>Solventi clorurati</i>	

Tabella 2 - Parametri da misurare e frequenza minima delle misure

	<i>Parametro</i>	<i>Frequenza Misure di gestione operativa</i>	<i>Frequenza Misure gestione post- operativa</i>
<i>Percolato</i>	<i>Volume</i>	<i>Mensile</i>	<i>Semestrale</i>
	<i>Composizione</i>	<i>Trimestrale</i>	<i>Semestrale</i>
<i>Acque superficiali di drenaggio</i>	<i>Composizione</i>	<i>Trimestrale</i>	<i>Semestrale</i>
<i>Qualità dell'aria</i>	<i>Immissioni gassose potenziali e pressione atmosferica</i>	<i>Mensile</i>	<i>Semestrale</i>
<i>Gas di discarica</i>	<i>Composizione</i>	<i>Mensile</i>	<i>Semestrale</i>
<i>Acque sotterranee</i>	<i>Livello di falda</i>	<i>Mensile</i>	<i>Semestrale</i>
	<i>Composizione</i>	<i>Trimestrale</i>	<i>Semestrale</i>
<i>Dati meteorologici</i>	<i>precipitazioni</i>	<i>Giornaliera</i>	<i>Giornaliera, sommata ai valori mensili</i>
	<i>Temperatura (min, max, 14 h CET)</i>	<i>Giornaliera</i>	<i>Media mensile</i>
	<i>Direzione e velocità del vento</i>	<i>Giornaliera</i>	<i>non richiesta</i>
	<i>Evaporazione</i>	<i>Giornaliera</i>	<i>Giornaliera, sommata ai valori mensili</i>
	<i>Umidità atmosferica (14 h CET)</i>	<i>Giornaliera</i>	<i>Media mensile</i>
<i>Topografia dell'area</i>	<i>Struttura e composizione della discarica</i>	<i>Annualmente</i>	
	<i>Comportamento d'assestamento del corpo della discarica</i>	<i>Semestrale</i>	<i>Semestrale per i primi 3 anni quindi annuale</i>

”

1.3. CARATTERISTICHE COSTRUTTIVE

Seguendo le indicazioni dettate dalla normativa vigente ed in particolare dal decreto legislativo 13 gennaio 2003, n. 36, concernente le norme d'attuazione della direttiva 1999/31/CE, è necessario tenere in considerazione alcuni parametri fondamentali per la realizzazione di discariche controllate, al fine di meglio riuscire a contenere il problema rifiuti e garantire una qualità del servizio a favore degli utenti e dell'ambiente. Gli aspetti principali da attenzionare i fase di progettazione sono chiaramente esposti nell'allegato 1 del predetto decreto in cui si specifica come sia necessario definire un attento studio del terreno per valutare l'idoneità del sito. In primo luogo è necessario valutare se la zona in cui si vuole realizzare una discarica sia interessata da fenomeni di instabilità dovuta ad eventi franosi o sismici e successivamente valutare le caratteristiche geologiche del terreno per garantire al fondo della discarica una corretta stabilità successivamente all'applicazione del carico dei rifiuti, ovvero evitare fenomeni di cedimento sotto carico. Come secondo aspetto è necessario garantire che il fondo discarica sia perfettamente impermeabilizzato tramite barriere naturali, come indicato nella normativa, avente un coefficiente di filtrazione per discariche di rifiuti non pericolosi pari a

$$k \leq 1 \times 10^{-9} \text{ m/s e } s \geq 1 \text{ m}$$

tale valore riesce a garantire che la possibile filtrazioni di percolato, generatosi all'interno della discarica, impieghi molto tempo a raggiungere uno stato sottostante e quindi diffondersi più agevolmente nel terreno. In mancanza di una barriera naturale la normativa ci permette di realizzare delle barriere artificiali, ovvero degli strati di geomembrane. Tali materiali riescono a sostituire totalmente la barriera naturale in quanto riescono a garantire una protezione totale del fondo della discarica grazie alle proprie caratteristiche di resistenza e contenimento del liquidi. L'unico problema associato a tali prodotti è la cautela con cui devono essere posti in opera, in quanto il deterioramento in fase di posa del materiale pregiudicherebbe la funzionalità di tutto il sistema di protezione ed la conseguente dispersione di sostanza inquinanti nel terreno.

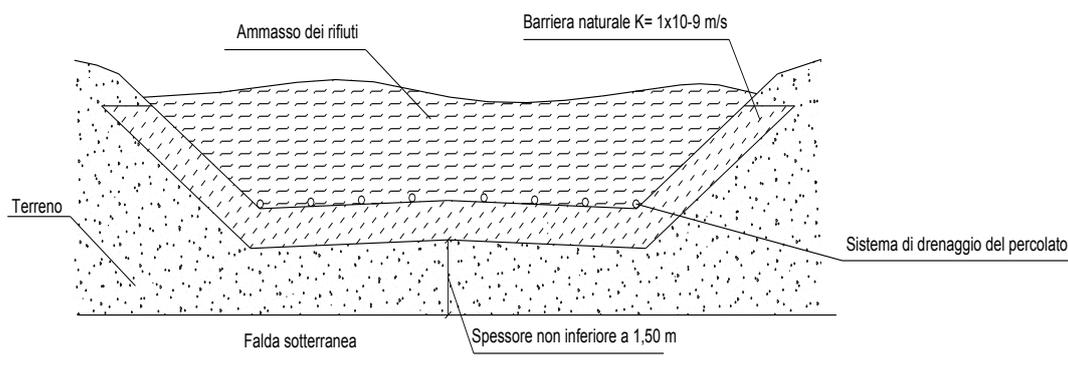


Figura 1.2 : Schema fondo discarica

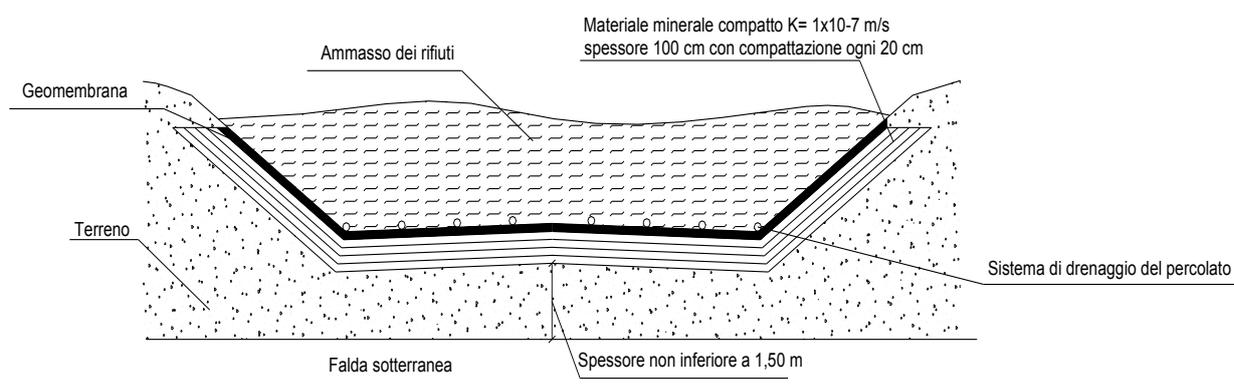


Figura 2.3 : Schema fondo discarica

Come si può vedere dagli schemi delle discariche si possono realizzare delle protezioni naturali e delle protezioni artificiali utilizzando accorgimenti costruttivi dettati dalla normativa che garantiscono un corretto funzionamento ed evitano la dispersione di inquinante nel terreno ed in falde sotterranee.

Un secondo aspetto di corretta costruzione è definito dalla protezione delle matrici ambientali tramite

- sistema di regimazione e convogliamento delle acque superficiali;
- impermeabilizzazione del fondo e delle sponde della discarica;
- impianto di raccolta e gestione del percolato;

- impianto di captazione e gestione del gas di discarica (solo per discariche dove sono smaltiti i rifiuti biodegradabili);
- sistema di copertura superficiale della discarica.

Per quanto riguarda il sistema di convogliamento delle acque superficiali è necessario realizzare un sistema di drenaggio che garantisca lo smaltimento delle acque meteoriche e di ruscellamento, al fine di evitare che queste possano infiltrarsi nel corpo della discarica ed aumentare i volumi di percolato creatosi al suo interno. Tale sistema consiste nella realizzazione di sistemi di captazione che riescano a convogliare le acque all'esterno della discarica e smaltirla come acqua piovana.

Successivamente è necessario impermeabilizzare il fondo della discarica e le pareti, così come indicato negli schemi precedenti, utilizzando differenti tipologie di sistemi di impermeabilizzazione.

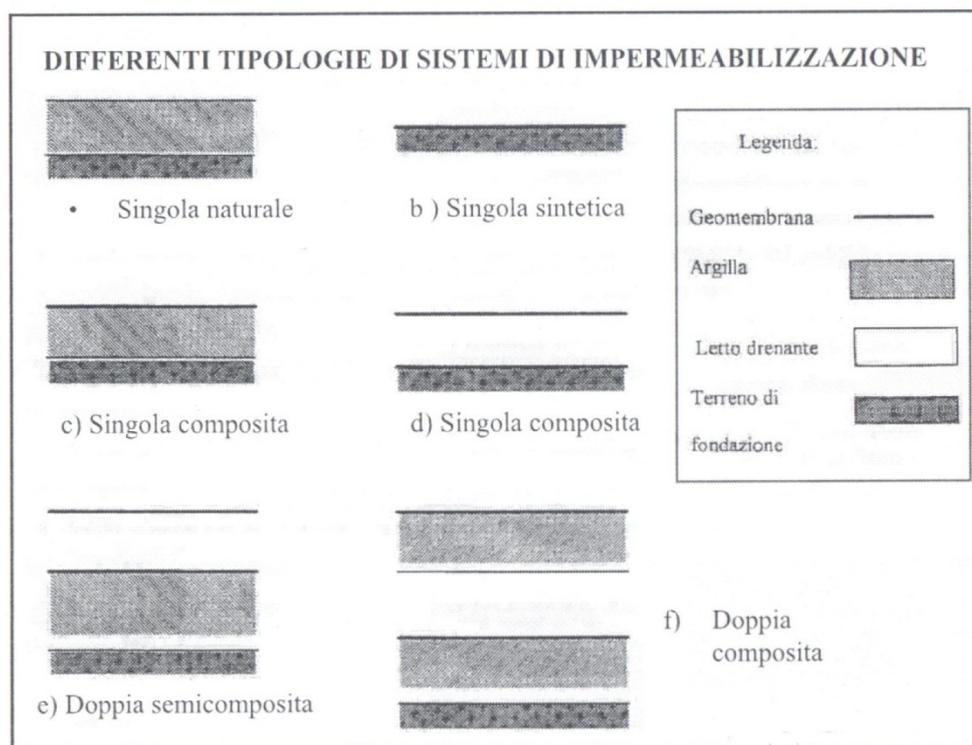


Figura 3.4 : Tipologie di sistemi di impermeabilizzazione

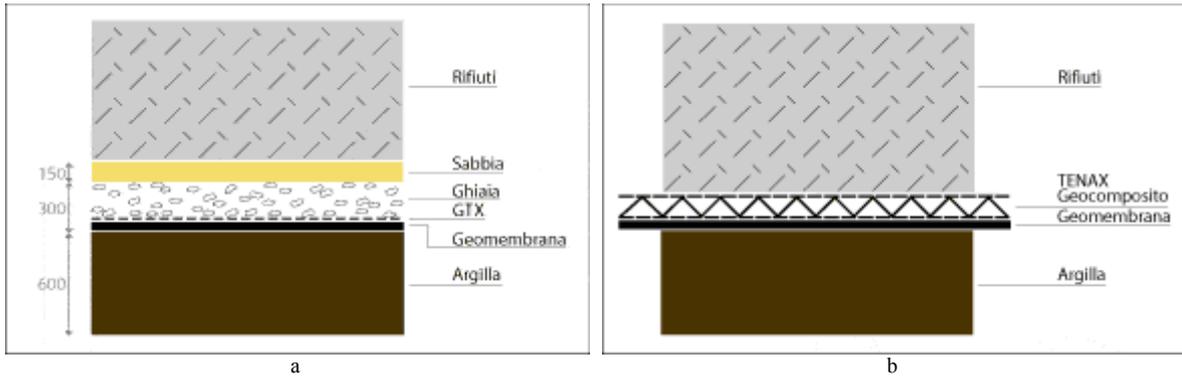


Figura 4.5 : Schema impermeabilizzazione fondo discarica

Nel caso in cui è necessario realizzare una protezione artificiale al fondo della discarica la normativa ci impone l'utilizzo di geomembrane poste al di sotto di uno strato drenante e con la realizzazione di uno strato di materiale a bassa permeabilità per uno spessore non inferiore ai 100 cm; di seguito si riportano alcuni schemi per la realizzazione del fondo discarica.

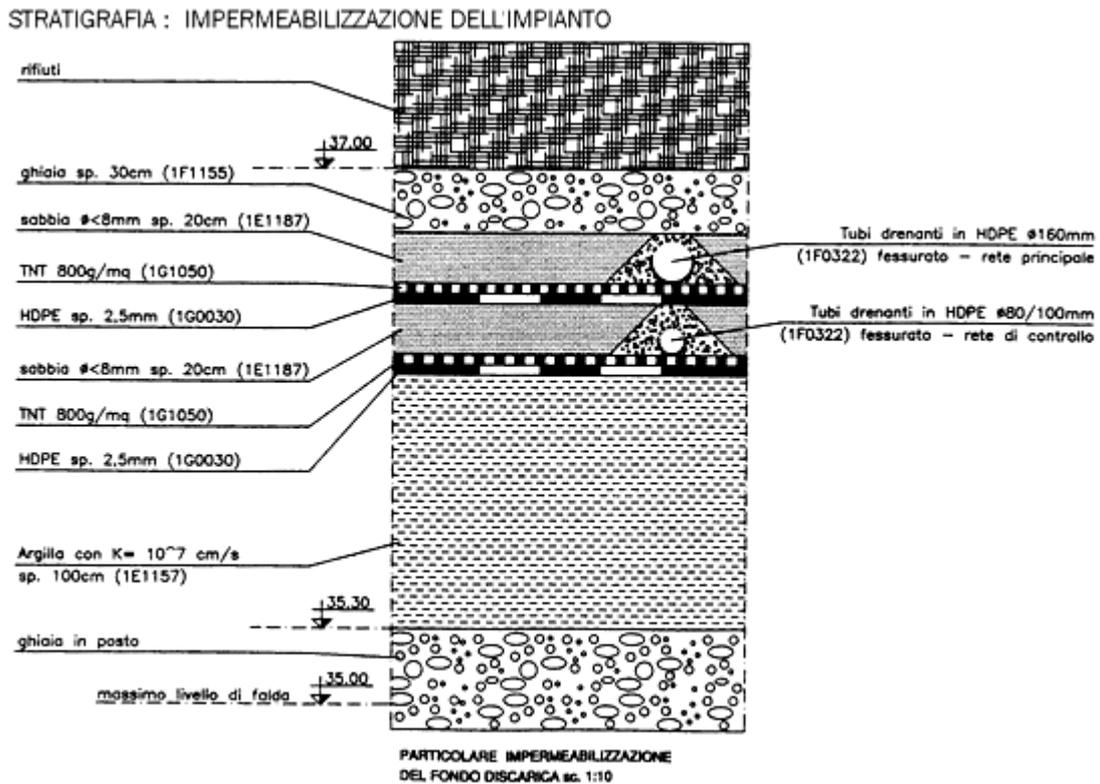


Figura 5.6 : Schema impermeabilizzazione fondo discarica

Come si evince dall'immagine è opportuno realizzare una serie di strati, alternando materiale drenante con geomembrane, ed inserendo sistemi di drenaggio per il convogliamento delle acque piovane o del percolato verso le zone di raccolta. Tale accorgimento rappresenta un utile aiuto alla gestione della discarica. In tal modo si riesce a diminuire i volumi di percolato eliminando l'infiltrazione di acqua piovana nel corpo dei rifiuti e si permette il convogliamento dello stesso verso le vasche di raccolta per i sistemi di trattamento, così facendo si minimizzano i rischi di diffusione del percolato nel terreno e conseguentemente fenomeni di inquinamento.

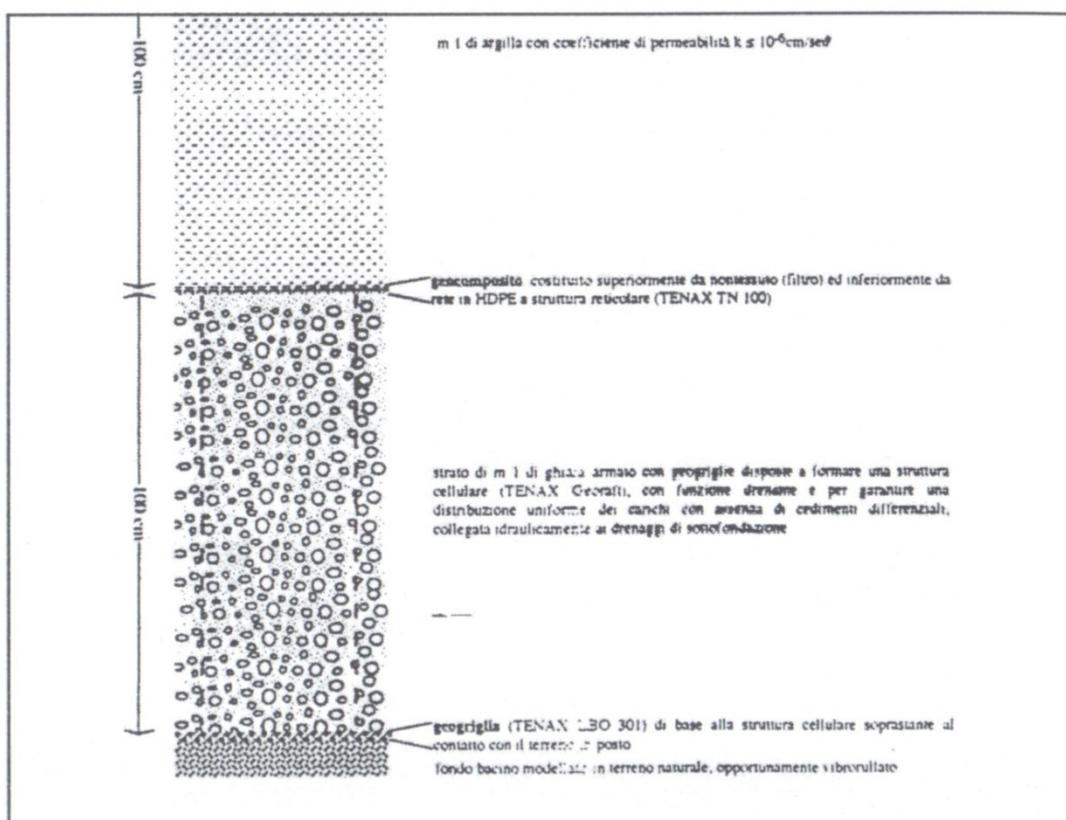


Figura 6.7 : Schema impermeabilizzazione fondo discarica

In questo schema si inserisce un dreno naturale, materiale ghiaioso dello spessore di 100 cm, al fine di permettere un corretto drenaggio dei liquidi, senza che questi ristagnino causando possibili fenomeni di cedimento, e successivamente una geomembrana, totalmente impermeabile, grazie alla quale è possibile convogliare il percolato verso le zone di raccolta.

In fase di realizzazione della discarica è necessario definire un sistema efficiente per la raccolta del percolato che si deposita al fondo della discarica e del biogas che si forma in conseguenza dei processi chimici all'interno del corpo dei rifiuti. Il primo è

caratterizzato da un sistema di tubi di drenaggio posti lungo il fondo della discarica. Si possono definire un sistema principali di tubi in cui il percolato viene portato in una vasca di accumulo ed un sistema secondario che permette il convogliamento del percolato dalle zone laterali, grazie anche alla pendenza del fondo della discarica, verso la condotta principale. Il percolato raccolto nella vasca principale viene condotto, tramite uno scarico specifico, negli impianti di trattamento, se presenti direttamente nel sito della discarica, o accumulati in altre vasche di raccolta, distanti dal corpo della discarica, per poi essere trasportato per il trattamento.

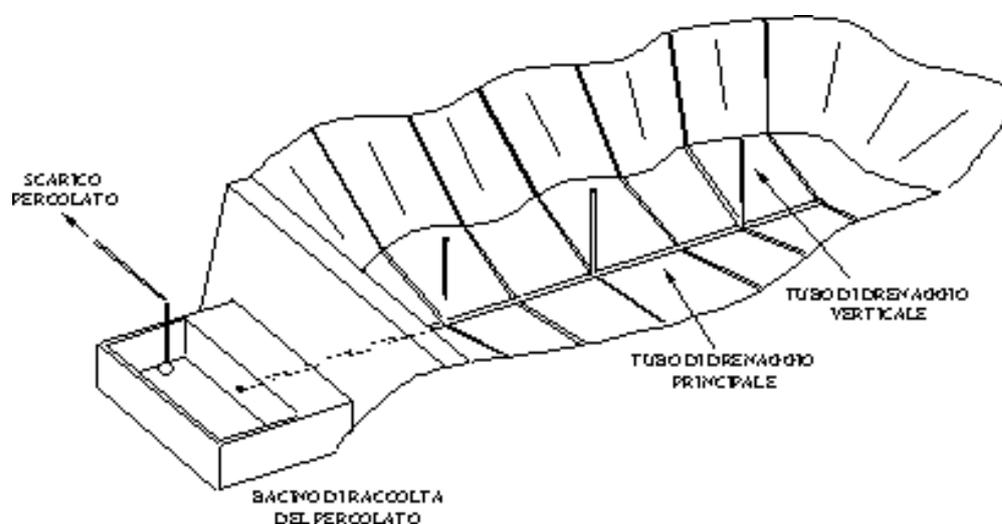


Figura 7.8 : Schema discarica

Per quanto concerne il biogas questo viene smaltito tramite un sistema di tubazioni, poste anch'esse al fondo della discarica e convogliato verso dei camini per l'eliminazione, dopo essere stati trattati e aver subito un sistema di depurazione tramite filtri; oppure convogliati verso dei sistemi di recupero grazie ai quali è possibile generare energia elettrica dalla combustione dei gas.

- Captazione biogas
rete di tubazioni in
aspirazione (*soffiante*)

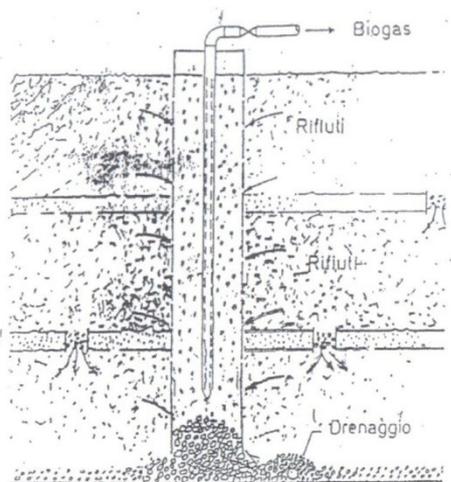
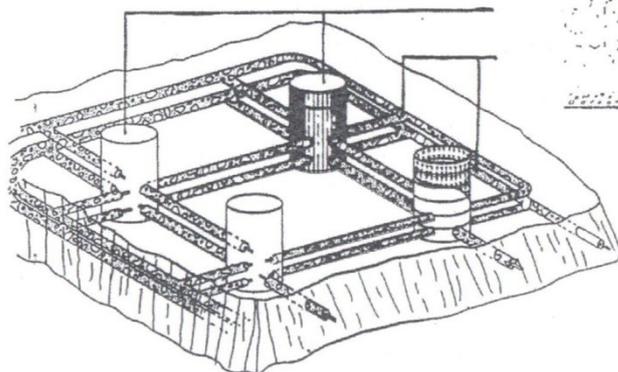


Figura 8.9 : Schema sistemi raccolta biogas

Infine è necessario definire un sistema di copertura della discarica a conclusione della fase operativa. Tale sistema deve prevedere corretto funzionamento dei sistemi di drenaggio ed una copertura vegetale del corpo della discarica. Tali accorgimenti ci permettono di evitare le infiltrazioni di acqua piovana durante il periodo di inattività della discarica e permettono un impatto ambientale molto basso, grazie alle colture in sommità, e l'eliminazione degli odori sgradevoli che naturalmente si generano dalla decomposizione dei rifiuti. La realizzazione delle chiusure può essere eseguita in diversi modi utilizzando strati di materiale drenante, impermeabilizzante e vegetale in maniera da ottenere il miglior risultato possibile.

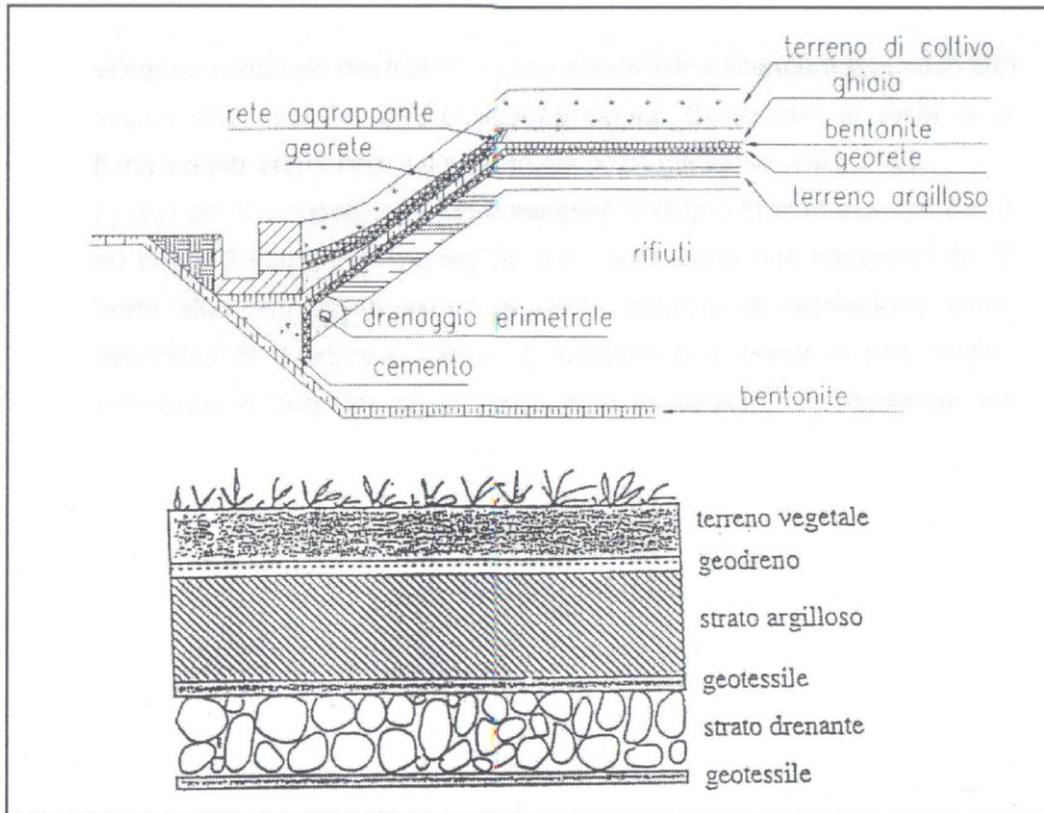


Figura 9.10 : Sistemi di drenaggio acque piovane

Come si vede dall'immagine si possono realizzare strati di terreno vegetale per la messa a dimora di colture di qualunque tipo; un primo strato di geodreno, un successivo strato di materiale argilloso a basso coefficiente di filtrazione, al fine di evitare che grandi quantità di acqua piovana possano raggiungere il corpo della discarica; uno strato drenante compreso tra due strati di geotessile per evitare in alcun modo l'infiltrazione di acqua. Come si nota il sistema di copertura è collegato ad un sistema di drenaggio posto in corrispondenza del perimetro della discarica, grazie al quale è possibile convogliare tutte le acque piovane verso sistemi di smaltimento senza così aggravare le quantità di percolato presenti in discarica.

In conclusione è possibile definire uno schema di massima per la realizzazione di una discarica tenendo conto delle condizioni imposte dalla normativa.

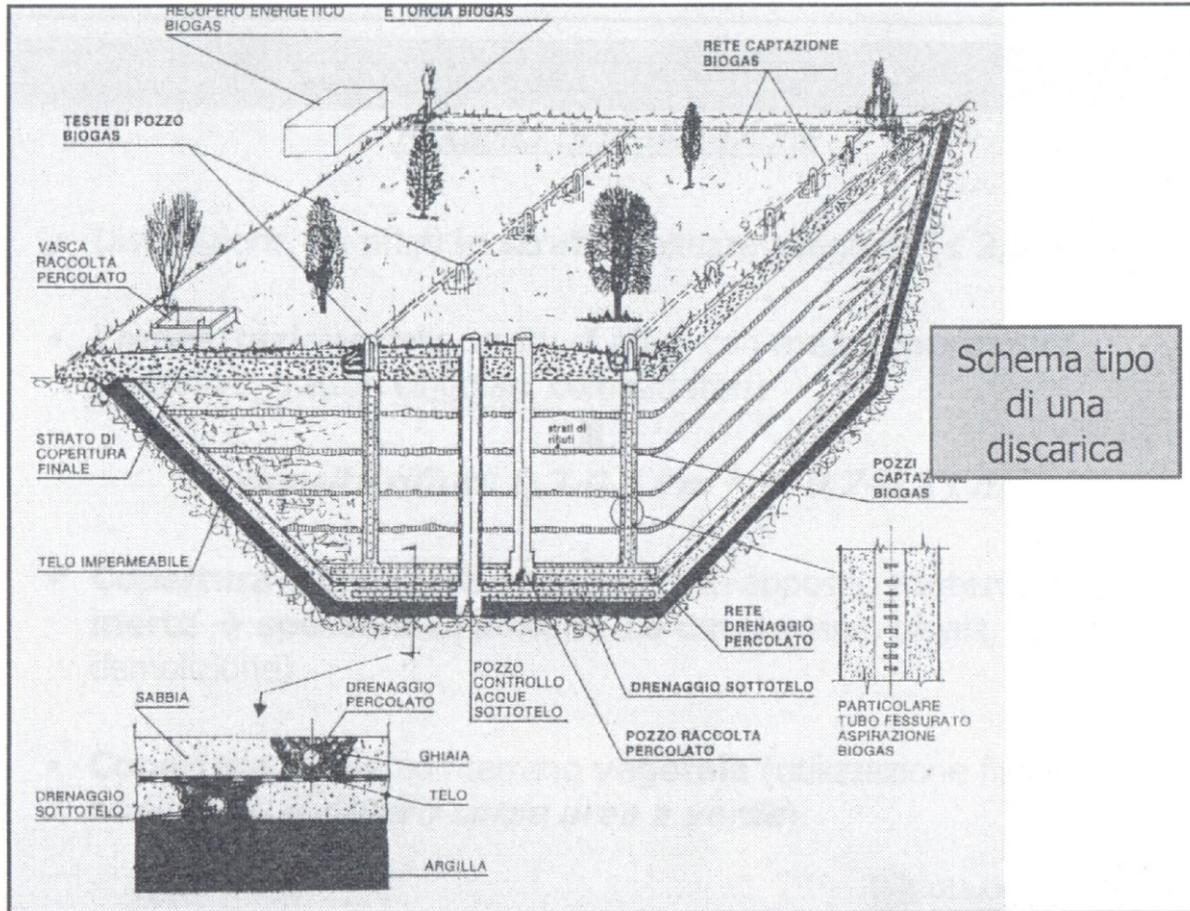


Figura 10.11 : Schema tipo di discarica

Dallo schema della discarica sopra esposto è possibile vedere come siano presenti tutti gli aspetti prima esposti e come sia necessario ottemperare ai vincoli costruttivi imposti dalla normativa vigente, al fine di garantire una corretta funzionalità di tutta la struttura e tale da minimizzare i rischi di inquinamento ambientale generati dalle sostanze presenti in discarica, ovvero dal percolato che potenzialmente genera inquinamento del suolo e delle falde, e dal biogas il quale genera inquinamento atmosferico.

1.4. IL PERCOLATO

Le discariche di tipo II destinate alla raccolta di rifiuti solidi urbani (RSU) rappresentano la principale fonte di produzione del percolato, ovvero un insieme di sostanze inquinanti generatosi dalla decomposizione dei rifiuti organici e non organici. Le problematiche associate alle discariche sono svariate ma il problema dello smaltimento del percolato rappresenta il principale ostacolo per un corretto funzionamento della discarica stessa, senza che questa si possa considerare una “bomba ecologica”. La pericolosità del percolato è derivata dalle alte concentrazioni di sostanze inquinanti presenti in esso, ma soprattutto dalla disomogeneità di queste; pertanto il diffondersi di un liquido così pericoloso potrebbe danneggiare irreparabilmente le falde acquifere, la fauna e la flora di un qualunque sito, condizionando le attività antropiche e le condizioni di vivibilità della zona interessata.

Parametri chimici maggiormente caratterizzanti il percolato di impianti di interrimento controllato per rifiuti solidi urbani

Parametro	Unità di misura	Valore minimo	Valore massimo
Alcalinità	mg _{CaCO3} /l	300	11.500
AOX	µg _{Cl} /l	320	3.500
Arsenico	µg/l	5	1.600
Azoto ammoniacale	mg/l	1	1.500
Azoto nitrico	mg/l	0,1	50
Azoto nitroso	mg/l	0,1	25
Azoto organico	mg/l	1	2.000
Azoto totale	mg/l	50	5.000
BOD ₅	mg/l	100	90.000
Cadmio	µg/l	0,5	140
Calcio	mg/l	10	2.500
Cianuri	mg/l	0,04	90
Cloruri	mg/l	30	4.000
Cobalto	µg/l	4	950
COD	mg/l	150	100.000
Cromo	µg/l	30	1.600
Fenolo	mg/l	0,04	44
Ferro	mg/l	0,4	2.200
Fosfati	mg/l	0,3	25
Fosforo totale	mg/l	0,1	30
Magnesio	mg/l	50	1.150
Manganese	mg/l	0,4	50
Mercurio	µg/l	0,2	50
Nickel	µg/l	20	2.050
pH		5,3	8,5
Piombo	µg/l	8	1.020
Potassio	mg/l	10	2.500
Rame	µg/l	4	1.400
Sodio	mg/l	50	4.000
Solfati	mg/l	10	1.200
Zinco	mg/l	0,05	170

Tabella 2. 1 : Parametri chimico fisici del percolato

1.4.1. Il processo di formazione del percolato

La formazione del percolato è la diretta conseguenza dei fenomeni di decomposizione delle sostanze di stoccaggio in discarica associate ai fenomeni di filtrazione e lisciviazione che avvengono all'interno dell'ammasso dei rifiuti. In particolare le condizioni anaerobiche rappresentano la condizione necessaria ma non sufficiente per l'avvio dei processi di metanogenesi, ovvero quei processi di formazione del Biogas in discarica. In conseguenza di tale asserzione possiamo definire quattro distinti processi che possono generarsi nel corpo dei rifiuti stoccati in discarica:

- Condizioni aerobiche
- Condizioni anaerobiche non metanogeniche
- Condizioni anaerobiche metanogeniche
- Condizioni anaerobiche metanogeniche stabili

Frazione merceologica	Composizione percentuale
Organico+verde	37,80
Carta	22,16
Vetro	6,76
Plastica	12,68
Metalli	2,42
Legno	1,80
Ingombranti	0,43
Altro	15,95

Tabella 2. 2 : Composizione merceologica dei rifiuti in Sicilia

Di seguito verranno descritte le quattro fasi specificando i processi che avvengono in ognuna di esse.

1^a Fase : Condizioni aerobiche

La prima fase è caratterizzata dalla trasformazione delle proteine in amminoacidi e successivamente in anidride carbonica, acqua, nitrati e solfati; i carboidrati si convertono a biossidi di carbonio ed acqua, mentre i grassi si idrolizzano ad acidi grassi e glicerolo. Una parte importante è svolta dalla cellulosa, la quale rappresenta la principale frazione organica dei rifiuti, che viene degradata a

glucosio e successivamente utilizzata dai batteri e convertita in anidride carbonica (CO₂) e acqua (H₂O).

Tali processi causano il di scioglimento dell'anidride carbonica in acqua formando un acido debole e causando una diminuzione del PH dell'ambiente. In tali condizioni, pur essendo presente in piccole quantità, si genera un elevato contenuto di COD.

2^a Fase : Condizioni anaerobiche non metanogeniche

in questa fase si ha la totale assenza di ossigeno, pertanto i processi biodegradativi utilizzano una respirazione anaerobica sfruttando i composti inorganici ossidati come nitrati e solfati.

Nelle condizioni formatesi sono presenti i processi che trasformano il glucosio in acidi organici volatili (acido acetico, propionico e batterico).



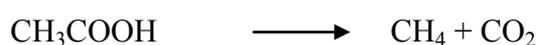
In concomitanza a tali fenomeni si generano trasformazioni di svariati prodotti in acidi grassi, zuccheri ed amminoacidi. Tutte queste trasformazioni non sono causate da una sola specie batterica, come avviene nella fase aerobica, bensì da più colonie di batteri aventi diversa natura e capacità di assimilazione.

3^a Fase : Condizioni anaerobiche metanogeniche

in tale step il processo di disgregazione anaerobica è causato da colonie di batteri eterogenei, i quali trasformano le sostanze organiche in metano (CH₄) ed anidride carbonica (CO₂). In tali circostanze si ha una riduzione di COD ed una aumento del PH sino alla neutralità. In questa fase il percolato presenta caratteristiche di bassa acidità ed aggressività, nonché una diminuzione delle concentrazioni dei composti organici. Come conseguenza dei processi sopra esposti causa un progressivo aumento delle percentuali di metano con conseguente diminuzione di anidride carbonica.

4^a Fase : Condizioni anaerobiche metanogeniche stabili

Il processo di trasformazione anaerobica della materia organica raggiunge condizioni di equilibrio tra le quantità di metano ed anidride carbonica in quantità comprese tra 45% - 65 % secondo le seguenti reazioni:



Il percolato, quindi, presenta una capacità di trasformazione molto elevata e causata da molteplici fattori. In primo luogo l'età della discarica, il grado di stabilizzazione delle sostanze organiche ed il bilancio idrico. La variazione delle qualità del percolato, causata dall'evolversi dei processi biologici, fa sì che le sostanze in esso presenti assumono valori e concentrazioni sempre diverse, ovvero tali da non poterlo caratterizzare in modo univoco ed omogeneo. Pertanto le variazioni qualitative si possono considerare come aspetto puramente teorico e statistico. In conseguenza di ciò sono stati eseguiti degli studi per caratterizzare i range di concentrazione delle varie sostanze definendo una forbice molto ampia e solo indicativa delle quantità. Le tabelle di seguito riportate ci danno un esempio di possibili range secondo gli studi condotti da Andreottola et Al (1989) e Ehrig (1989).

PARAMETRO	U.M.	FASE ACIDA		FASE METANIGENA	
		MIN	MAX	MIN	MAX
PH		4,5	7,5	500	4.500
COD	mgO ₂ /l	6.000	60.000	500	4.500
BOD ₃	mgO ₂ /l	4.000	40.000	20	550
solforati	mg/l	70	1.750	10	420
Calcio	mg/l	10	2.500	20	600
Magnesio	mg/l	50	1.150	40	350
Ferro	mg/l	20	2.100	3	280
Manganese	mg/l	0,3	65	0,03	45
Zinco	mg/l	0,1	120	0,03	4
Stronzio	mg/l	0,5	15	0,3	7

Tabella 2. 3 : Range di valori per gli elementi presenti nel percolato secondo Andreottola et Al (1989)

Tabella 2 differenziazione dei campi di oscillazione dei parametri qualitativi del percolato tra fase di fermentazione acida e fase metanigena (Ehrig 1989)

PARAMETRO	U.M.	MIN	MAX
Cloro	mg/l	100	5000
Sodio	mg/l	50	4000
Potassio	mg/l	10	2500
Alcalinità	mg _{CaCO3} /l	300	11500
Ammonio	mg _N /l	30	3000
Azoto organico	mg _N /l	10	4250
Azoto totale	mg _N /l	50	5000
Nitrati	mg _N /l	0,1	50
nitriti	mg _N /l	0	25

PARAMETRO	U.M.	MIN	MAX
AOX	µg _{cl} /l	320	3500
Arsenico	µg/l	5	1600
Cadmio	µg/l	0,5	140
Cobalto	µg/l	4	950
Nichel	µg/l	20	2050
Piombo	µg/l	8	1020
Cromo totale	µg/l	30	1600
Rame	µg/l	4	1400
mercurio	µg/l	0,2	50

Tabella 2. 4 : campo di applicazione dei parametri chimici per i quali non si osserva un trend significativo di concentrazione tra fase acida e fase metanigena (Ehrig 1989)

1.4.2. Captazione e raccolta del percolato

Come esposto in precedenza il percolato rappresenta il principale elemento inquinante presente in discarica, ovvero la fonte di inquinamento che potrebbe generare un danno ambientale maggiore. In presenza di tale sostanza è necessario definire in fase di progettazione un sistema di raccolta adeguato e funzionale per la captazione e lo smaltimento del percolato. In primo luogo la normativa vigente definisce le condizioni ottimali per individuare il sito della discarica e minimizzare i potenziali rischi generati da essa; oltre a tale disposizioni si definiscono i metodi per la realizzazione di barriere naturali ed artificiali poste a protezione del terreno e dei corpi idrici.

In questa parte definiremo gli impianti che vengono adottati per convogliare il percolato generatosi in discarica e i metodi di smaltimento più utilizzati.

Il percolato è un fluido che si genera, come visto in precedenza, dalla decomposizione delle sostanze organiche e non organiche presenti nel corpo della discarica. In conseguenza di tali fenomeni abbiamo un fluido con elevate concentrazioni ed eterogeneo che si muove all'interno della discarica e che per gravità tende a depositarsi al fondo di questa. Il percolato inoltre viene alimentato dall'approvvigionamento idrico conseguente alle piogge che tendono ad aumentare i volumi presenti in discarica. La combinazione di questi fattori fa sì che in discarica siano presenti grandi quantità di percolato che devono essere convogliati e smaltiti in modo da minimizzare i possibili fenomeni di deflusso nel terreno e di inquinamento. Le discariche, in genere, sono progettate in maniera tale da permettere il convogliamento del percolato al fondo discarica e verso un sistema di drenaggio predisposto.

Il convogliamento del percolato in apposite vasche è dettato dalla necessità di rendere più sicuro il corpo discarica in quanto:

- potrebbe diminuire la stabilità dell'ammasso dei rifiuti a causa di un abbondante ristagnamento di percolato al fondo
- potrebbe causare un carico idraulico elevato al fondo discariche capace di favorire il deflusso delle sostanze inquinanti nel sottosuolo
- tende ad aumentare le proprie concentrazioni e conseguentemente diventare un elemento inquinante maggiormente pericoloso.

In conseguenza di tali problematiche è, quindi, necessario realizzare degli accorgimenti progettuali per la raccolta del percolato. In fase progettuale si dispongono dei sistemi di drenaggio posti al fondo discarica che permettono di convogliare e raccogliere il percolato in apposite vasche di

accumulo. Tale sistema, come schematizzato nella figura successiva, è caratterizzato da un sistema di drenaggio e pendenze che permette al percolato di dirigersi verso i punti di raccolta.

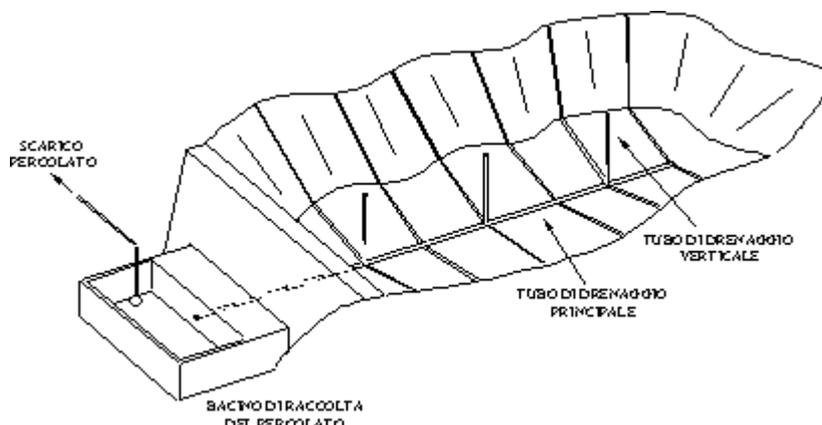


Figura 2.1 : schema discarica

Il sistema di raccolta prevede un impianto con condotte principale e secondarie che permettono di suddividere il fondo discarica in settori su cui impostare il sistema di drenaggio. Tale sistema si basa sul convogliamento secondo le pendenze naturali o artificiale per gravità verso i punti di raccolta e successivamente verso il bacino di raccolta del percolato. Da questo si procede, in genere, al sollevamento del percolato tramite pompe di aspirazione verso un pozzetto di raccolta al fine di :

- evitare che possibili assestamenti del corpo dei rifiuti possa compromettere il corretto funzionamento del sistema di raccolta;
- permettere che il livello del percolato sia sempre inferiore al bacino di raccolta evitando problemi di stoccaggio.

In fase progettuale la realizzazione di un sistema di raccolta del percolato deve essere associato al sistema di raccolta del Biogas senza che questi si intralcino tra loro. In tale situazione si deve considerare un sistema in parallelo per il convogliamento del percolato e lo smaltimento del biogas.

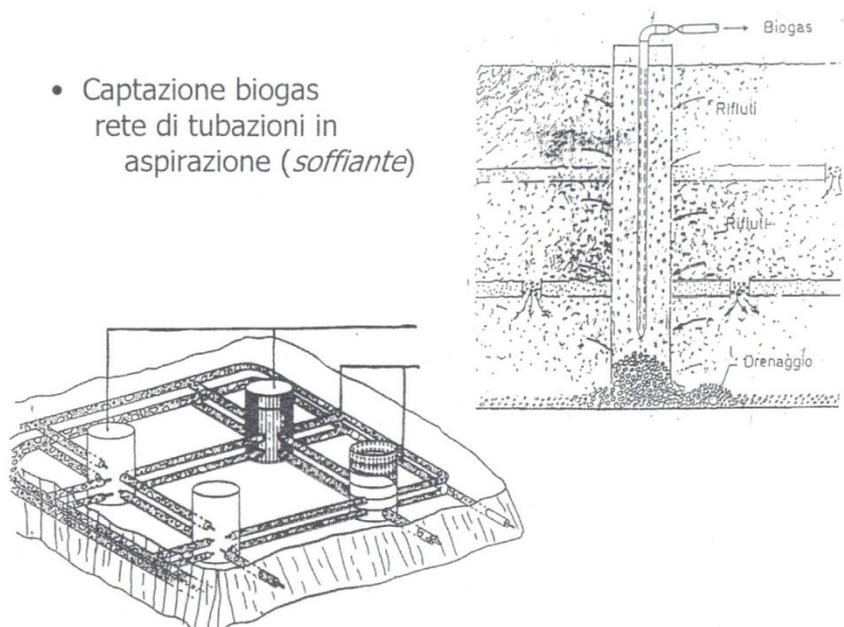


Figura 2.2 : schema raccolta biogas

La realizzazione della rete di smaltimento deve avere degli accorgimenti tali da migliorare il sistema di raccolta evitando problematiche connesse allo smaltimento. Innanzitutto il sistema di tubazioni deve essere costituito da tubi fessurate e poste su un letto di materiale drenante formato da ghiaia e sabbia avente uno spessore minimo di 30 cm. Tale sistema deve essere posto in corrispondenza dei punti di impluvio del fondo discarica mantenendo tali pendenze, se non aumentandola, per migliorare il deflusso ed il convogliamento. In questa fase si dovrà verificare la granulometria del materiale drenante e le caratteristiche di filtrazione dello stesso anche dopo prolungato contatto. Lungo le parte della discarica si dovranno predisporre un sistema di tubazioni per il coinvolgimento di percolato non drenato al fondo al fine di eliminare possibili ristagnamenti di percolato e acqua piovana su parti superficiali. Il sistema di raccolta principale deve avere una pendenza non inferiore al 2% ed avente interasse non superiore ai 60 m. il sollevamento del percolato per il convogliamento nelle vasche di accumulo deve avvenire in corrispondenza delle pareti della vasca al fine di evitare che le tubazioni passino attraverso il manto di impermeabilizzazione della discarica. Un utile accorgimento per un corretto funzionamento dell'impianto è quello di realizzare, in corrispondenza della parte superiore della discarica, un sistema di captazione delle acque meteoriche al fine di evitare un aumento dei volumi di percolato all'interno del corpo discarica. In tale situazione di pongono sistemi di convogliamento che permettono di portare l'acqua al di fuori del corpo discarica e smaltirla in impianti di raccolta diversi da quelli utilizzati per il percolato.

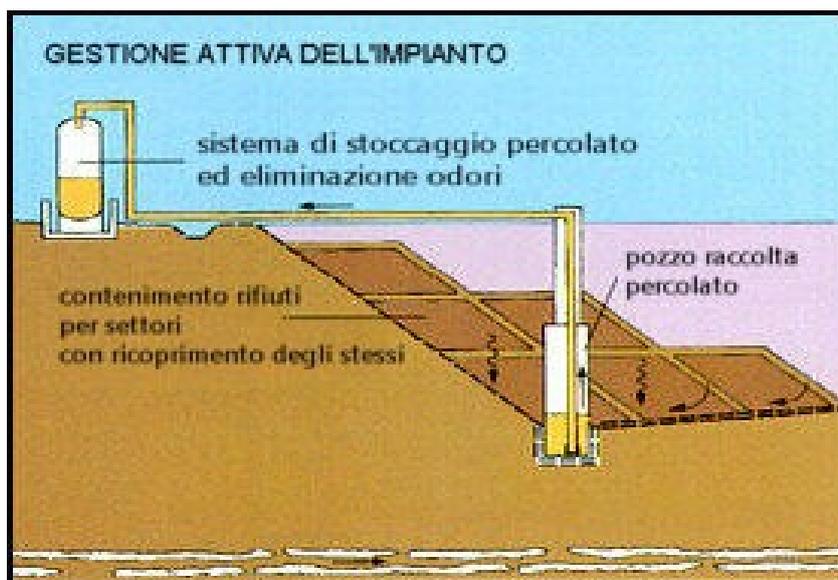


Figura 2.3 : schema gestione impianto

1.4.3. Trattamento del percolato

Come visto in precedenza il problema principale di una discarica è rappresentato dal percolato e dal biogas che si viene a generare, non tanto come elementi causati dai processi chimici che avvengono all'interno della discarica ma come elementi altamente inquinanti ed avente concentrazioni elevatissime soprattutto di ammoniaca, idrocarburi e metalli pesanti. Per ridurre al minimo la pericolosità di tale sostanze sono utilizzate procedure che permettono la depurazione di tale elemento, e molti studi si stanno conducendo per trovare altri metodi di trattamento al fine di minimizzare la pericolosità del percolato; a differenza di questo il biogas, invece, viene facilmente smaltito o per la produzione di energia elettrica o abbattendo le concentrazioni di sostanza volatili tramite dei filtri posti in corrispondenza dei camini di emissione. Siamo, quindi, nella necessità di capire quale sia il miglior modo per eliminare il percolato, ovvero una miscela eterogenea di sostanze altamente tossiche. Le procedure più utilizzate riguardano lo smaltimento tramite diluizione e trattamento presso i depuratori di acque reflue, procedura poco ortodossa vista la concentrazione elevata di metalli pesanti e di COD, pur tuttavia ormai sono presenti dei sistemi di smaltimento on site che permettono il convogliamento di tale sostanza dalle vasche di raccolta delle discariche direttamente presso i sistemi di depurazione dove si cerca di ridurre entro i limiti di legge

le concentrazioni delle sostanze in esso presenti. Le procedure più utilizzate per il trattamento del percolato sono principalmente due:

1. trattamento di tipo biologico
2. trattamento di tipo chimico – fisico

Il primo è caratterizzato dalle procedure comunemente utilizzate per il trattamento dei reflui inquinati, anche se i parametri di BOD₅ e di COD, assumendo continue variazioni, non permettono un corretto trattamento sia per i processi aerobici sia per quelli anaerobici. Se si fa riferimento ad un sistema di trattamento biologico dei liquami domestici si evincono diverse problematiche connesse con le caratteristiche del percolato, ovvero:

- produzione di schiume;
- basse temperature del percolato durante il trattamento;
- bassi valori di BOD₅ ed elevate concentrazioni di ammoniaca;
- presenza di idrocarburi ed altre componenti tossici oltre che inibenti per la flora batterica;

in conseguenza di tali problematiche è necessario definire degli accorgimenti durante i processi di smaltimento, al fine di raggiungere gli standard imposti dalla legge. In primo luogo vengono realizzati dei pre-trattamenti come l'ossidazione chimica, anche se tale procedura sono applicabili ai percolati giovani con discreto successo ma poco efficaci per i percolati di impianti di interrimento molto ricche di cloruri.

In conseguenza di tali difficoltà la procedura indispensabile per il trattamento del percolato è rappresentata dai processi chimico – fisici del percolato. Tale procedura si basa sulla separazione delle matrici inquinanti e nello smaltimento o trattamento di queste a seconda delle concentrazioni e delle tipologie. Di seguito verranno brevemente esposte le procedure più utilizzate :

- **flocculazione/precipitazione:** viene applicata al fine di ridurre il carico organico del percolato dopo il trattamento biologico;
- **Osmosi inversa:** permette un facile processo di separazione tra sostanze di natura organica ed inorganica; tale procedura può essere molto versatile visto che è possibile adattare il numero di membrane in conseguenza del tipo e delle concentrazioni del percolato(membrane porose, membrane microporose, membrane non porose)
- **Stadio di evaporazione:** procedura che permette di ottenere una concentrazione di distillato non influenzato dalle caratteristiche della sostanza di partenza; inoltre permette di abbattere i volumi di prodotto concentrato ottenutosi dopo il processo di osmosi. In tale ottica le procedure di evaporazione sono molto efficaci soprattutto nei confronti dei prodotti volatili come acidi grassi, azoto organico ed ammoniaca.

Successivamente a tali procedure se ne realizzeranno altre tali da abbattere maggiormente altre sostanze aventi ancora concentrazioni elevate (ammoniaca). Successivamente ad un processo di trattamento di tal genere si otterrà un percolato di molto ridotto nelle concentrazioni delle sostanze che lo compongono ma non ancora nella situazione di poter essere smaltito facilmente o depurato secondo altre procedure. pertanto la prassi che generalmente si usa è quello di procedere ad altri cicli di trattamento per la riduzione progressiva delle sostanze sino ai limiti imposti da normativa. come analisi di nuova concezione si definiscono procedure per il trattamento del percolato sfruttando le caratteristiche costruttive della discarica, ovvero generando dei flussi di aria che permettono il una attività aerobica maggiore del percolato avente come risultato un percolato simile a quello proveniente da trattamenti biologici. Risulta essere quindi estremamente importante l'analisi delle concezioni innovative di discarica, che vanno dal Landifill minino alla discarica semiaerobica ed aerobica.

- La discarica semiaerobica

Tale tipologia di discarica sfrutta la differenza di temperatura tra l'ambiente esterno (più freddo) e la massa dei rifiuti (più calda) per creare un flusso d'aria attraverso i rifiuti stessi grazie ad un processo di convezione naturale.

Questo permette l'instaurazione, all'interno dei rifiuti, di reazioni aerobiche che hanno l'effetto di aumentare la velocità di degradazione consentendo una veloce riduzione dei valori di COD (Richiesta chimica di ossigeno) e BOD (Richiesta biologica di ossigeno) nel percolato, e di diminuire i volumi prodotti di metano e H₂S. I costi per il trattamento del percolato sono quindi minori rispetto a quelli di una discarica tradizionale.

La velocità di decomposizione è, per una discarica aerobica, 2 o 3 volte maggiore rispetto a quella della discarica tradizionale anaerobica. Il calore generato dall'attività batterica, in ambiente aerobico, consente di ottenere valori di temperatura pari a 50-70 °C che facilitano l'afflusso dell'aria, per convezione naturale, verso l'ammasso. La Figura seguente riporta uno schema del funzionamento.

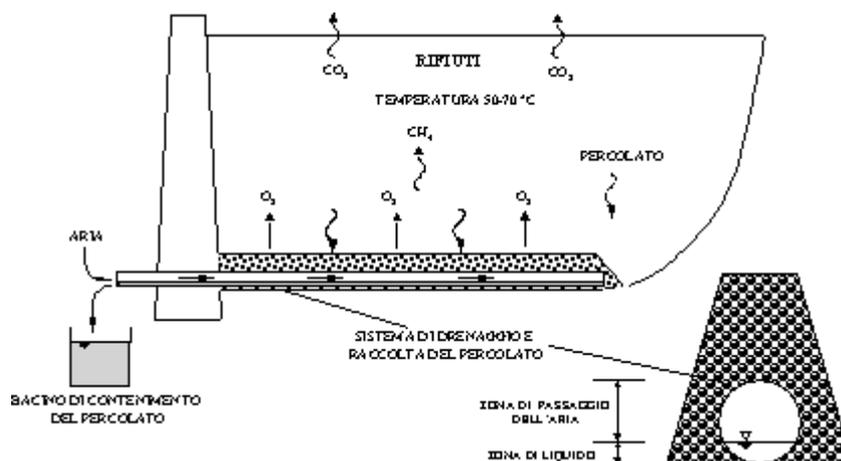


Figura 2.3 : Schema di una discarica semiaerobica

L'afflusso dell'aria avviene grazie al sistema di collettori di raccolta del percolato e ad un sistema di tubi verticali situati alle intersezioni dei tubi orizzontali, i quali garantiscono un'espansione maggiore della zona aerobica all'interno della massa. I collettori fessurati posti sul fondo e i tubi verticali consentono il trasporto del percolato e dell'aria. Se ci sono diversi gradi di differenza di temperatura tra la massa di rifiuti e l'ambiente esterno, è possibile ottenere velocità di afflusso pari a 1 m/s e oltre all'interno dei tubi.

Il percolato raccolto nel bacino può essere ricircolato, per mezzo di pompe, nel corpo discarica attraverso i collettori verticali. Questo comporta il vantaggio di una riduzione dell'azoto nel percolato per mezzo dei processi di nitrificazione e denitrificazione grazie al carbonio organico presente nei rifiuti. Il trattamento del percolato risulta quindi più facile e meno costoso. E' possibile gestire la discarica semiaerobica in due fasi. Infatti, se c'è necessità di sfruttare il biogas per motivi energetici, in una prima fase è possibile fermare l'afflusso di aria nei rifiuti. Successivamente, in una seconda fase, quando la produzione di biogas è diminuita, si può decidere di riprendere l'afflusso di aria, accelerando così i processi di stabilizzazione.

- La discarica aerobica

Come per la discarica semiaerobica, anche in questo caso lo scopo è quello di ottenere una più veloce degradazione dei rifiuti grazie all'instaurazione di condizioni aerobiche. Il metodo di applicazione è simile, solo che nella discarica aerobica l'aria viene immessa con sistemi di iniezione (ad es. compressori) mediante dei tubi orizzontali fessurati, che vanno ad aggiungersi al sistema previsto dalla discarica semiaerobica. In questo modo si incrementa il flusso di aria all'interno dei

rifiuti. Mentre in una discarica semiaerobica l'ossigeno presente è quasi nullo, dato che quello che fluisce viene immediatamente consumato grazie all'attività batterica, in una discarica aerobica si cerca di ottenere un eccesso di ossigeno nella massa dei rifiuti, in modo tale da consentire lo sviluppo di reazioni aerobiche in tutto il corpo rifiuti. L'immissione forzata di aria comporta ovviamente dei costi di gestione più elevati.

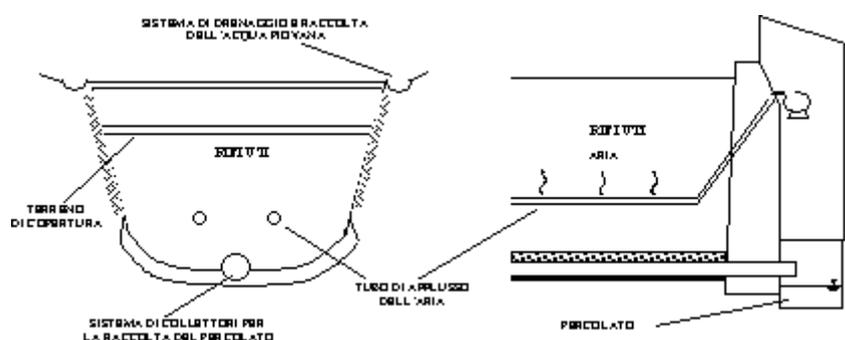


Figura 2.4 : Schema di una discarica semiaerobica

Discarica	Parametro	Fase di smaltimento	post smaltimento		
			6 mesi dopo	1 anno dopo	2 anni dopo
anaerobica	BOD (mg/l)	40000-50000	40000-50000	30000-40000	10000-20000
	COD (mg/l)	40000-50000	40000-50000	30000-40000	20000-30000
	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	800-1000	1000	800	600
	pH	~ 6	~ 6	~ 6	~ 6
semiaerobica	BOD (mg/l)	40000-50000	5000-6000	100-200	50
	COD (mg/l)	40000-50000	10000	1000-2000	1000
	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	800-1000	500	100-200	100
	pH	~ 6	~ 7	~ 7,5	7 - 8
aerobica	BOD (mg/l)	40000-50000	200-300	50	10
	COD (mg/l)	40000-50000	2000	1000	500-50
	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	800-1000	50	10	1-2
	pH	~ 6	~ 8,5	7 - 8	~ 8,5

Tabella 2. 4 : Qualità del percolato per i diversi tipi di discarica

Analisi eseguite su campioni di rifiuto prelevati dalla discarica, dopo 11 mesi di trattamento aerobico, hanno rivelato come i rifiuti avevano un aspetto simile al compost ottenuto da pretrattamenti biologici. La frazione organica, composta da resti di cibo, di vegetazione e prodotti della carta, si presentava sotto forma di materiale umico, con uno sviluppo molto ridotto di odori. In compenso, i campioni provenienti da rifiuti di zone anaerobiche, aventi la stessa età, presentavano minimi effetti di degradazione.

Alcune analisi compiute su campioni di rifiuto hanno indicato valori di sali, pH e metalli entro i limiti di sicurezza. Inoltre, non sono stati trovati organismi patogeni nel materiale. L'alta temperatura, creata dal calore sviluppato dalle reazioni aerobiche, ha infatti avuto l'effetto di distruggere gli organismi pericolosi per la salute umana. Alla fine del periodo di studio, il materiale prelevato dalle discariche presentava una frazione (oltre il 50%) simile a compost, con un contenuto di umidità del 30%; un altro 30% era costituito da plastica, metalli e vetro e il resto da materiale inerte.

L'analisi del biogas ha indicato, all'inizio della ricerca, un aumento del contenuto di O₂ e una diminuzione della CO₂. Successivamente, in relazione al consumo di ossigeno, è aumentato il contenuto di anidride carbonica. Nello stesso tempo è aumentata la temperatura. Il metano, invece, dopo 3 settimane era già diminuito dall'80% al 5%, valore che poi ha mantenuto per tutta la durata del test.

La tecnica della discarica aerobica può essere applicata anche alle vecchie tradizionali discariche così da accelerare i processi di degradazione dei rifiuti, tale metodologia prende il nome di "Aerazione in situ".

Grazie a questo sistema si possono ottenere diversi vantaggi:

- riduzione dei costi di trattamento del percolato e di bonifica del sito;
- riduzione dei costi della copertura;
- riduzione della fase di post- controllo;
- riduzione dell'impatto ambientale di una vecchia discarica limitando le emissioni gassose e il carico inquinante del percolato.

L'aria viene insufflata in pressione nei pozzi verticali e si diffonde nella massa dei rifiuti grazie ai fenomeni convettivi e diffusivi. Il grado di ossigenazione raggiunto e l'accelerazione dei processi degradativi della sostanza organica dipendono dalla frequenza e dalla durata dell'aerazione.

- **Landfill Mining**

Il "Landfill Mining" prevede che i rifiuti, precedentemente stoccati e trattati aerobicamente in discarica, vengano estratti e trattati. Il processo tipico implica una serie di operazioni meccaniche pianificate per permettere il recupero di:

- materiale riciclabile;
- frazione combustibile;
- frazione terrosa;

- spazio in discarica per il deposito dei nuovi rifiuti.

Generalmente lo scavo in discarica viene eseguito con i mezzi classici usati per effettuare uno scavo all'aperto; il materiale estratto può essere trattato immediatamente o stoccato in pile per essere usato in seguito.

Eseguito lo scavo si procede alla separazione della massa estratta in diverse correnti, il numero delle quali e la loro composizione, dipende dal grado di recupero che si vuole ottenere. Il materiale, prima di tutto, viene vagliato con un setaccio a maglie larghe; il sottovaglio viene inviato a un secondo vaglio a maglie più fini, mentre il sopravaglio viene scartato. Il materiale che passa attraverso i due vagli è solitamente la frazione ferrosa.

Dopo una terza vagliatura eseguita con un vibro-vaglio, il sopravaglio viene inviato verso un magnete per recuperare la parte ferrosa; la frazione non ferrosa, invece, è sottoposta ad una classificazione ad aria.

La complessità del processo dipende ovviamente dallo scopo che ci si prefigge: maggiore è il materiale che si vuole recuperare, maggiore è la complessità dell'impianto.

La percentuale di materiale recuperato dipende da:

- le proprietà chimiche e fisiche delle risorse;
- l'efficacia del tipo di estrazione effettuata in discarica;
- l'efficienza con cui la tecnologia è applicata.

La fattibilità del processo dipende dalle caratteristiche dei rifiuti stoccati, dal tipo di materiali che si vuole recuperare, solitamente plastica che viene usata nelle industrie in combinazione a quella non riciclata, ferro e materiale ad alto contenuto energetico e dalla capacità o meno di produrre una quantità di materiale recuperato che soddisfi la domanda.

Le condizioni chiave che indicano la fattibilità o meno del "Landfill Mining" in un preciso sito sono:

- la composizione iniziale dei rifiuti stoccati in discarica;
- le procedure di trattamento dei rifiuti applicate precedentemente;
- il livello di degradazione dei rifiuti;
- la richiesta di materiale riciclato.

Il "Landfill Mining" pone le basi di un futuro sistema guida per la gestione dei rifiuti solidi urbani così che il problema della salute pubblica e del rischio ambientale diventino un "problema controllabile".

Il "Landfill Mining" include una serie di benefici economici:

- l'uso della frazione terrosa recuperata come copertura giornaliera della discarica risparmiando altri sistemi di copertura che possono essere usati per altre vicine discariche;
- il recupero di rifiuti ad alto contenuto energetico;
- la riduzione della costruzione di nuove celle risolvendo così il problema della continua estensione delle discariche;
- la riduzione dei costi di chiusura e post- chiusura;
- il recupero di materiale riutilizzabile (Es. plastica, vetro, ferro).

Comunque esistono ancora notevoli difficoltà per l'applicazione del "Landfill Mining", la presenza di materiali tossici in discarica e la presenza di gas esplosivi (metano) fa sì che il lavoro di estrazione risulti essere particolarmente delicato. I lavoratori, quindi, devono essere adeguatamente controllati e protetti. Questo fa sicuramente lievitare i costi di gestione del "Landfill Mining" e fa sì che tale progetto debba ancora essere adeguatamente studiato prima di poter essere applicato su larga scala.

CAPITOLO 2 ANALISI DI RISCHIO DEI SITI CONTAMINATI

CAPITOLO 2

2.1. LA VALUTAZIONE DEL RISCHIO

L'analisi di rischio è uno strumento di valutazione in continua evoluzione. Questo non è solo in relazione alle discariche ed agli altri problemi ambientali, ma anche in relazione ad altri soggetti e settori d'attività tra cui, l'industria alimentare, l'ecologia, l'epidemiologia, la salute fisica, le radiazioni, i terremoti, la finanza, la gestione delle costruzioni, la selezione dei contratti degli edifici, le assicurazioni, l'economia, l'industria petrolifera, gli affari, i sistemi di regolamentazione, gestione clinica e degli ospedali (IoD, 2003; Brebbia, 2000; Scott and Stone, 2004; CIWEM, 1999; DETR, 2000a,b; Carter and Smith, 2001; Thomas, 1998; Mitchell, 1998; WHO, 1997; Rejda, 1995; HSE, 2003, 1998; Tweeds, 1996; LaGoy, 1994; EPA, 1992; CHEM Unit, 2003).

Tuttavia, la letteratura sulla valutazione del rischio legato alle problematiche ambientali e, in particolare riguardo al percolato prodotto nelle discariche è stato l'obiettivo principale (quasi esclusivo) della rassegna effettuata in questa tesi di dottorato.

La valutazione del rischio è uno strumento fondamentale per il controllo del rischio ambientale o di riduzione, infatti l'output del controllo del rischio può guidare le pratiche per migliorare la gestione del rischio stesso. Pertanto, il grado di efficacia del controllo del rischio o la riduzione di questo, risultano essere fortemente dipendenti dalla qualità delle informazioni derivanti dalla procedure di analisi di rischio.

2.2. ANALISI DI RISCHIO DEI SITI CONTAMINATI

Lo strumento 'Analisi di Rischio' per la valutazione dei siti contaminati, è in uso da alcune decine di anni ed ha ricevuto un forte impulso negli USA con il Programma "*Superfund*" ed in Europa con l'emergere del problema del risanamento di un numero molto ampio di siti e con l'avvio di programmi di collaborazione internazionale.

La valutazione del rischio, o analisi di rischio, connessa ad un sito inquinato, è al momento una delle procedure più avanzate per la valutazione del grado di contaminazione di un'area e per la definizione delle priorità e modalità di intervento nel sito stesso.

La metodologia utilizzata nell'analisi di rischio, infatti, permette di:

- a) giudicare la gravità dello stato di contaminazione di uno specifico sito;
- b) fissare gli obiettivi di un'eventuale azione di bonifica.

La Valutazione del Rischio è stata definita in modi diversi da molti autori che hanno affrontato la materia (Rowe, 1977; NRC, 1983; OTA, 1993; US EPA, 1984; Bowles et al., 1987; Asante-Duah, 1990); in termini estremamente tecnici il **Risk Assessment** viene definito come:

“processo sistematico per la stima di tutti i fattori di rischio significativi che intervengono in uno scenario di esposizione causato dalla presenza di pericoli”.

In termini meno tecnici la Valutazione del Rischio è la stima delle conseguenze sulla salute umana di un evento potenzialmente dannoso, in termini di probabilità che le stesse conseguenze si verifichino.

Il processo di valutazione, per sua natura, fornisce il grado di importanza dei rischi potenziali esaminati per il caso specifico, da confrontare con una base di riferimento univoca; tale base di giudizio è il livello di accettabilità/attenzione/necessità di bonifica, fissato in linee guida stabilite da parte di Enti ed Organismi di programmazione e salvaguardia ambientale nazionali e/o internazionali.

Il criterio della analisi assoluta conduce ad una valutazione del rischio connesso ad un sito, in termini di verifica delle possibili conseguenze legate alla sua situazione qualitativa e di definizione degli obiettivi di risanamento vincolati alle condizioni specifiche del singolo sito.

Tale valutazione di rischio si effettua, in genere, su siti che rappresentano un pericolo cronico per l'uomo e/o l'ambiente, stimando un livello di rischio e, conseguentemente, dei valori limite di concentrazione, determinati in funzione delle caratteristiche della sorgente dell'inquinamento, dei meccanismi di trasporto e dei bersagli della contaminazione.

I vari eventi possibili possono quindi essere classificati ed ordinati per priorità per definire le azioni preventive o correttive, la cui efficacia viene quindi valutata in termini di riduzione del rischio anche in relazione ai costi previsti.

In effetti, lo scopo fondamentale dell'analisi di rischio è quello di costituire uno strumento per adottare decisioni trasparenti e sostenibili. Per questo in definitiva l'analisi di rischio nelle problematiche ambientali è una parte fondamentale del processo decisionale, consente di valutare gli effetti di scenari alternativi, considerando possibili incertezze e casualità, e fornisce criteri in base ai quali effetti incerti possono essere valutati e comparati per arrivare ad una decisione.

Secondo la definizione, come derivata originariamente dalle procedure di sicurezza industriale, il **Rischio (R)** è inteso come la concomitanza, della **probabilità** di accadimento di un evento dannoso (**P**), e dell'**entità del danno** provocato dall'evento stesso (**D**):

$$R = P \times D$$

Il **danno** conseguente all'evento incidentale (**D**), a sua volta, può essere dato dal prodotto tra un **fattore di pericolosità (Fp)**, dipendente dall'entità del possibile danno per unità di tempo di esposizione, e un **fattore di contatto (Fe)**, funzione della durata di esposizione:

$$D = Fp \times Fe$$

Nel caso di **siti inquinati**, la probabilità (P) di accadimento dell'evento è conclamata, **P=1**; il fattore di pericolosità è dato dalla tossicità dell'inquinante ($T \text{ [mg/kg d]}^{-1}$) ed il fattore di contatto è espresso in funzione della portata effettiva di esposizione ($E \text{ [mg/kg d]}$), per cui, in generale, il **rischio (R) derivante da un sito contaminato** è dato dalla seguente espressione:

$$R = E \times T$$

dove:

E ([mg/kg d]) rappresenta l'**assunzione cronica giornaliera del contaminante**;

T ([mg/kg d]^{-1}) la **tossicità dello stesso**.

Il risultato R, viene poi confrontato con i criteri di accettabilità individuali e cumulativi del rischio sanitario, per decidere se esistono o meno condizioni in grado di causare effetti sanitari nocivi.

Il calcolo del rischio si differenzia a seconda che l'inquinante sia cancerogeno oppure non-cancerogeno.

Per le **sostanze cancerogene**:

$$R = E \times SF$$

dove:

R (Rischio [adim]) rappresenta la probabilità di casi incrementali di tumore nel corso della vita, causati dall'esposizione alla sostanza, rispetto alle condizioni di vita usuali;

SF (Slope Factor [mg/kg d]^{-1}) indica la probabilità di casi incrementali di tumore nella vita per unità di dose.

Per le **sostanze non cancerogene**:

$$HQ = E / RfD$$

dove:

HQ (Hazard Quotient [adim]) è un ‘**Indice di Pericolo**’ che esprime di quanto l’esposizione alla sostanza supera la dose tollerabile o di riferimento;

RfD (Reference Dose [mg/kg d]) è la stima dell’esposizione media giornaliera che non produce effetti avversi apprezzabili sull’organismo umano durante il corso della vita.

La procedura di analisi di rischio può essere condotta in **modalità diretta (forward mode)** o **inversa (backward mode)**.

La modalità diretta permette di stimare il rischio sanitario per il recettore esposto, sia esso posto (localizzato) in prossimità del sito (on-site) che ad una certa distanza (off-site), conoscendo come dato di partenza la concentrazione in corrispondenza della sorgente di contaminazione.

Avendo invece fissato a priori il livello di rischio per la salute umana ritenuto accettabile specificatamente per il recettore esposto considerato, la modalità inversa permette il calcolo della massima concentrazione in sorgente compatibile con detta condizione di accettabilità del rischio.

2.2.1. Il principio di cautela o conservatività.

Una delle caratteristiche fondamentali di una corretta procedura di valutazione del rischio è il principio di cautela o conservatività, che caratterizza ogni fase del processo di analisi e che deve sempre ispirare la scelta dei dati di partenza su cui basare tale valutazione (parametri sito-specifici, parametri di esposizione, dati di tossicità). L’analisi di rischio effettuata, quindi, garantisce che i limiti di concentrazione accettabili, determinati sulla base di un livello di rischio definito accettabile, siano effettivamente protettivi per la salute dei bersagli considerati.

Il principio di cautela è stato ripreso anche dal Manuale “*Criteri metodologici per l’applicazione dell’analisi assoluta di rischio ai siti contaminati*”, elaborato dal Gruppo di lavoro APAT-ARPA/APPA-ICRAM-ISPEL-ISS nel 2008 (rev. 2) come linee guida da seguire per l’applicazione della procedura di analisi di rischio sanitario ai siti contaminati nel territorio nazionale.

In detto manuale vengono ricordati i principi fondamentali su cui si basa la valutazione del rischio ovvero:

1. il **principio del caso peggiore (“worst case”)**; che riguarda in generale tutte le fasi di applicazione della procedura d’analisi assoluta di rischio e deve sempre guidare la scelta tra alternative possibili;
2. il **principio dell’esposizione massima ragionevolmente possibile (RME, ossia “Reasonable Maximum Exposure”)**, che prevede in relazione ai parametri di esposizione l’assunzione di valori ragionevolmente conservativi al fine di pervenire a risultati cautelativi per la tutela della salute umana.

2.2.2. Il metodo ReBeCcA

La valutazione assoluta di rischio è un processo scientifico che richiede, nella sua intera e rigorosa applicazione, un impegno tecnico ed economico rilevante, in considerazione della mole di dati necessari (e quindi delle indagini, prove ed analisi da cui questi si ricavano) e delle elaborazioni matematiche conseguenti.

Tuttavia per la valutazione del rischio, fatto salvo il principio basilare del caso peggiore (“worst case”) che deve sempre guidare la scelta tra alternative possibili, è possibile distinguere diversi livelli di analisi, che differiscono essenzialmente per i tempi e l’impegno economico necessari.

Non è possibile, infatti, implementare immediatamente una valutazione approfondita in presenza di un qualsiasi evento o di una situazione in cui si sospetti una contaminazione dei suoli, poiché le informazioni necessarie richiedono disponibilità economiche e tecniche per l’esecuzione d’indagini in sito e di laboratorio che potrebbero non risultare giustificate dalla gravità degli eventi. Si preferisce, quindi, operare per successivi approfondimenti dell’indagine qualora il precedente livello di approssimazione lo rendesse necessario.

In particolare, nella presente tesi di dottorato, così come nei manuali dell’ISPRA, nonché nella restante letteratura sull’argomento consultata per la presente trattazione, si fa riferimento alla suddivisione in livelli indicata nella procedura **RBCA**, acronimo di **Risk-Based Corrective Action**, altrimenti chiamata dai suoi autori **ReBeCcA**.

Tale procedura è di derivazione ASTM (American Society for Testing and Materials) ed è stata pubblicata nel 1995 con il riferimento E1739-95 per guidare gli interventi di risanamento sui siti contaminati da idrocarburi. Nel 1998 la norma è stata aggiornata ed integrata dalla guida PS104, che riguarda più in generale i rilasci di sostanze chimiche (ASTM, 1995; ASTM, 1998).

La procedura RBCA fa riferimento ad un approccio graduale basato su tre livelli di valutazione. Il passaggio a livelli successivi prevede una caratterizzazione più accurata del sito e l'abbandono di alcune ipotesi conservative.

Di seguito vengono brevemente discusse le condizioni a cui fanno riferimento i diversi livelli previsti dalla procedura RBCA.

Livello 1

L'analisi di rischio condotta a tale livello, fa riferimento a condizioni sito-generiche e rappresenta quindi una valutazione di screening. La connotazione tipicamente preliminare di questo livello d'indagine implica l'adozione di parametri (geometria della contaminazione, tempo e durata dell'esposizione, ecc.) estremamente conservativi e, in generale, non specifici del sito. In questa fase le informazioni sul sito a disposizione sono estremamente limitate. Vengono presi in considerazione percorsi di esposizione diretti o indiretti, fattori di esposizione conservativi ed equazioni di trasporto di tipo prettamente analitico.

La posizione del punto di esposizione coincide con la sorgente di contaminazione quindi vengono considerati soltanto bersagli on-site e non si tiene conto di fenomeni di attenuazione dovuti alla diffusione dei contaminanti nello spazio e nel tempo.

Applicando tale livello di analisi ("tier 1") si calcolano i **Risk Based Screening Levels (RBSL)**, ossia dei livelli di screening delle concentrazioni nelle matrici ambientali, che rappresentano i criteri conservativi di qualità delle matrici ambientali che non utilizzano parametri sito specifici.

Il Livello 1 prevede quindi il confronto delle concentrazioni misurate sul sito con i RBSL calcolati: qualora si evidenzino dei superamenti dei criteri di qualità si può procedere con la bonifica, previa valutazione del rapporto costi/benefici, oppure procedere ad un Livello 2 di analisi di rischio, dopo un necessario approfondimento delle indagini.

Livello 2

Tale livello di analisi fa riferimento a condizioni sito-specifiche ed è quindi una valutazione di maggiore dettaglio. In questa fase, infatti, vengono utilizzati dati sito specifici (contenuto di carbonio organico, permeabilità, porosità, geometria della sorgente, ecc.) e vengono considerati i relativi scenari di migrazione della contaminazione dalla sorgente al bersaglio.

Applicando tale livello di analisi ("tier 2") si derivano i **Site Specific Target Levels (SSTL)**, valori di concentrazione nelle matrici ambientali suolo insaturo e saturo che possono essere considerati quali obiettivi di bonifica.

I parametri ed i punti di esposizione considerati sono noti sulla base delle indagini condotte sul sito in esame e conducono, quindi, alla definizione di concentrazioni ammissibili di contaminanti più realistiche.

Prevede l'utilizzo di modelli analitici per la stima della concentrazione al punto di esposizione, considerando un mezzo omogeneo e isotropo. Le equazioni analitiche in genere sono uguali a quelle utilizzate per l'analisi di livello 1, ma il livello 2 necessita di una quantità maggiore di dati, e vengono considerati più scenari e parametri di esposizione sito-specifici; le posizioni dei punti di esposizione considerate sono quelle effettive o potenziali (bersagli "on site" e "off site").

Il livello 2 prevede il confronto delle concentrazioni misurate in sito con gli **SSTLs calcolati**. In caso di superamento di tali valori si può decidere di procedere alla bonifica, dopo avere valutato attentamente i rapporti costi/benefici, o di procedere ad un livello 3 di analisi, dopo un approfondimento delle indagini.

Livello 3

Il livello 3 di analisi permette una valutazione sito-specifica di maggiore dettaglio.

Utilizza modelli numerici e analisi probabilistiche che consentono di poter considerare l'eterogeneità del sistema e di generalizzare la geometria della sorgente inquinante e delle condizioni al contorno; impiega sofisticati modelli matematici revisionali delle modalità di trasporto dei contaminanti nelle varie matrici ambientali interessate.

La sua applicazione richiede però una maggior conoscenza del sistema fisico e, conseguentemente, una fase di "*site assessment*" più approfondita con una maggiore quantità di dati ed una migliore qualità degli stessi.

Come per il livello 2, la posizione del punto di esposizione è quella effettiva o potenziale.

L'applicazione di tale livello di analisi ("tier 3") consente il calcolo di nuovi Site Specific Target Levels SSTLs, basati su una conoscenza dettagliata ed approfondita di tutte le caratteristiche del sito. Tuttavia il dettaglio di caratterizzazione richiesto per l'applicazione di un livello 3 di analisi ha dei costi molto elevati che possono risultare poco sostenibili; pertanto, nella maggior parte dei casi ci si limita a condurre analisi di livello 2.

In sostanza, quindi, viene affrontato un percorso graduale, dal livello 1 (più generale) al livello 3 (più approfondito), durante il quale variano i seguenti aspetti:

- il numero e la qualità dei dati necessari per le elaborazioni aumenta;
- le risorse da impiegare aumentano;
- i tempi di realizzazione dell'analisi aumentano;
- le assunzioni conservative introdotte nei calcoli diminuiscono;
- l'efficacia degli interventi di risanamento aumenta, poiché si effettuano valutazioni più precise.

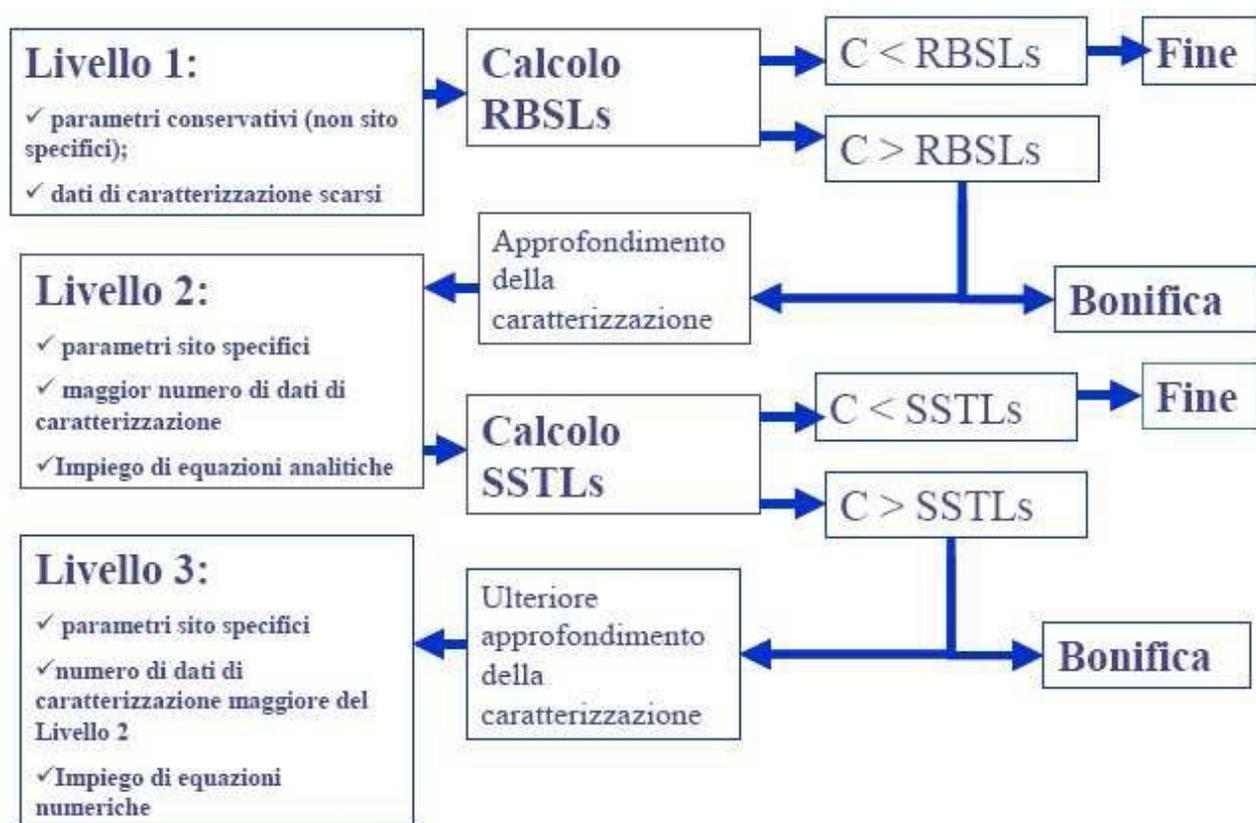


Figura 2: (Schema applicativo della procedura RBCA)

È importante sottolineare che **il grado di protezione della salute e dell’ambiente non varia nei diversi livelli di analisi.**

Infatti, all’aumentare del livello di analisi (da livello 1 a livello 3) aumenta il numero di dati e indagini richieste, nonché la quantità di risorse e l’efficacia economica degli interventi correttivi, mentre si riduce la conservatività delle assunzioni e si mantiene invariato il grado di protezione della salute dell’uomo e dell’ambiente.

Il procedimento sopra descritto è il cosiddetto "metodo diretto" (*forward analysis*), che consente la stima quantitativa del rischio.

Il suo inverso, il “metodo indiretto” (*backward analysis*) consente, imponendo un valore massimo di rischio accettabile, di definire le massime concentrazioni alla sorgente ritenute accettabili da un punto di vista del rischio sanitario e rappresenta un utile strumento nella definizione di obiettivi di bonifica sito-specifici.

I due distinti risultati derivano dall’applicazione della procedura secondo le due distinte modalità (vedi figura 2) ed in particolare:

- a) la modalità diretta (*forward mode*) permette il calcolo del rischio associato al recettore esposto derivante da una sorgente di contaminazione di concentrazione nota;
- b) la modalità inversa (*backward mode*) permette il calcolo della massima concentrazione ammissibile in sorgente compatibile con il livello di rischio ritenuto accettabile per il recettore.



Figura 3: (Differenza fra il metodo diretto e l'inverso)

Nel seguito della presente tesi di dottorato, nonché nelle valutazioni di rischio effettuate, si fa essenzialmente riferimento ad un Livello 2 di analisi.

Tale livello, essendo intermedio tra i tre proposti dalla procedura RBCA, rappresenta, in genere, un buon compromesso tra l'utilizzo di valori tabellari, corrispondenti alla applicazione del livello 1, e l'applicazione di modelli numerici complessi, tipicamente utilizzati per una analisi di rischio di livello 3.

Un presupposto fondamentale per la applicazione di un livello 2 di analisi riguarda la scelta di utilizzare modelli analitici per la stima dei fattori di trasporto delle specie chimiche contaminanti attraverso i diversi comparti ambientali.

Ciò comporta una estrema semplificazione del modello concettuale del sito e quindi l'utilizzo un numero ridotto di parametri caratteristici dello stesso [EPA, 1998].

In generale, l'applicazione di modelli analitici comporta la :

- semplificazione della geometria del sito;
- semplificazione delle proprietà fisiche del comparto ambientale attraverso cui avviene la migrazione (es. ipotesi di omogeneità);
- definizione semplificata della geologia e della idrogeologia del sito;
- indipendenza dei parametri di input rispetto alla variabile tempo;
- rappresentazione semplificata dei meccanismi di trasporto e dispersione.

Tali incertezze insite nell'uso di modelli analitici sono compensate dalla conservatività sia delle equazioni di fate and transport sia del valore numerico dei parametri inseriti quali input.

I principali vantaggi dei modelli analitici riguardano la semplicità di implementazione e di applicazione, la necessità di inserire in input un numero limitato di parametri, la loro stabilità numerica e la conservatività degli output.

Una importante limitazione dei modelli analitici è che, in alcuni casi, sono talmente semplificati al punto da trascurare importanti aspetti del sistema ambientale reale. In sintesi, le principali limitazioni riguardano:

- l'impossibilità di rappresentare le proprietà di un mezzo eterogeneo;
- l'impossibilità di tener conto delle variabilità temporali dei fenomeni simulati;
- l'incapacità di tener conto della presenza di sorgenti di contaminazioni multiple;
- l'impossibilità di tener conto delle irregolarità legate alla geometria del sito e alla sorgente di contaminazione.

2.3. MATERIALE DI RIFERIMENTO

I documenti di seguito descritti costituiscono il punto di riferimento per lo studio dell'analisi di rischio, in quanto forniscono le indicazioni necessarie alla scelta dei parametri, delle equazioni per la descrizione del trasporto dei contaminanti e per il calcolo del rischio o dei limiti di bonifica.

Il presente paragrafo trae spunto dal manuale *“Criteri Metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati” - revisione 2 [APAT, 2008]*, che è stato realizzato a partire da una analisi critica delle procedure ed equazioni proposte dai principali standard e linee guida nazionali ed internazionali relativi all'applicazione dell'analisi di rischio. In particolare, sono stati considerati come documenti di riferimento quelli emessi da ASTM, EPA, UNICHIM, CONCAWE.

Tali documenti, generalmente, sono il frutto del lavoro svolto da agenzie governative (es. EPA “Environmental Protection Agency” United States) o gruppi di ricerca che riuniscono diverse competenze (es. UNICHIM – Associazione per l'Unificazione nel Settore dell'Industria Chimica – Federata all'UNI) con lo scopo di creare una guida tecnica di riferimento per l'applicazione dei criteri dell'analisi di rischio. Esistono altri standard adottati nelle diverse normative europee per il calcolo dei valori guida e sito-specifici (Environmental Agency “Methodology for the Derivation of Remedial Targets for Soil and Groundwater to Protect Water Resources” del 1999 per l'Inghilterra e il Galles; Norwegian Pollution Control Authority “Guidelines on risk assessment of contaminated sites” del 1999) che fanno comunque riferimento agli standard fondamentali citati in precedenza e dei quali si fornisce di seguito una breve descrizione.

2.3.1. ASTM E-1739 del 1995 e ASTM PS 104 del 1998

Il documento “Standard guide for Risk Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites - RBCA” (ASTM E-1739-95) è stato elaborato negli Stati Uniti da un gruppo di lavoro coordinato da ASTM (American Society for Testing and Materials) e composto da rappresentanti dell’industria petrolifera, USEPA, agenzie statali di controllo, società di consulenza assicurativa, bancaria ed ambientale. Il documento ha introdotto il termine “Risk-based corrective action” (RBCA, altrimenti noto come “Rebecca”) che si riferisce ad una nuova filosofia per la gestione dei siti contaminati.

Secondo questo approccio, descritto appunto nel documento ASTM E-1739, pubblicato nel 1995 per guidare gli interventi di risanamento dei siti contaminati da idrocarburi, tutte le decisioni legate alla allocazione di risorse, urgenza degli interventi, livelli di bonifica e misure di risanamento, sono basati sui rischi potenziali, attuali e futuri, per la salute umana e le risorse ambientali. Tale documento è stato successivamente aggiornato ed integrato dalla guida PS104-98, che riguarda più in generale i rilasci di sostanze chimiche (ASTM, 1998). La procedura RBCA è basata sulla considerazione di rischio ed esposizione, per la cui valutazione sono previste le seguenti attività:

- ✓ Identificazione degli elementi di interesse;
- ✓ Identificazione dei ricettori;
- ✓ Analisi delle esposizioni possibili;
- ✓ Analisi delle relazioni dose-risposta;
- ✓ Quantificazione di incertezza e sensibilità del rischio;
- ✓ Gestione del rischio.

La procedura RBCA dell’ASTM è basata su di un approccio graduale (tiered) alla valutazione del rischio e dell’esposizione, nel quale ogni gradino (tier) corrisponde ad un diverso livello di complessità.

In particolare, come schematizzato in Figura 2.1, la procedura RBCA prevede un approccio a tre livelli.

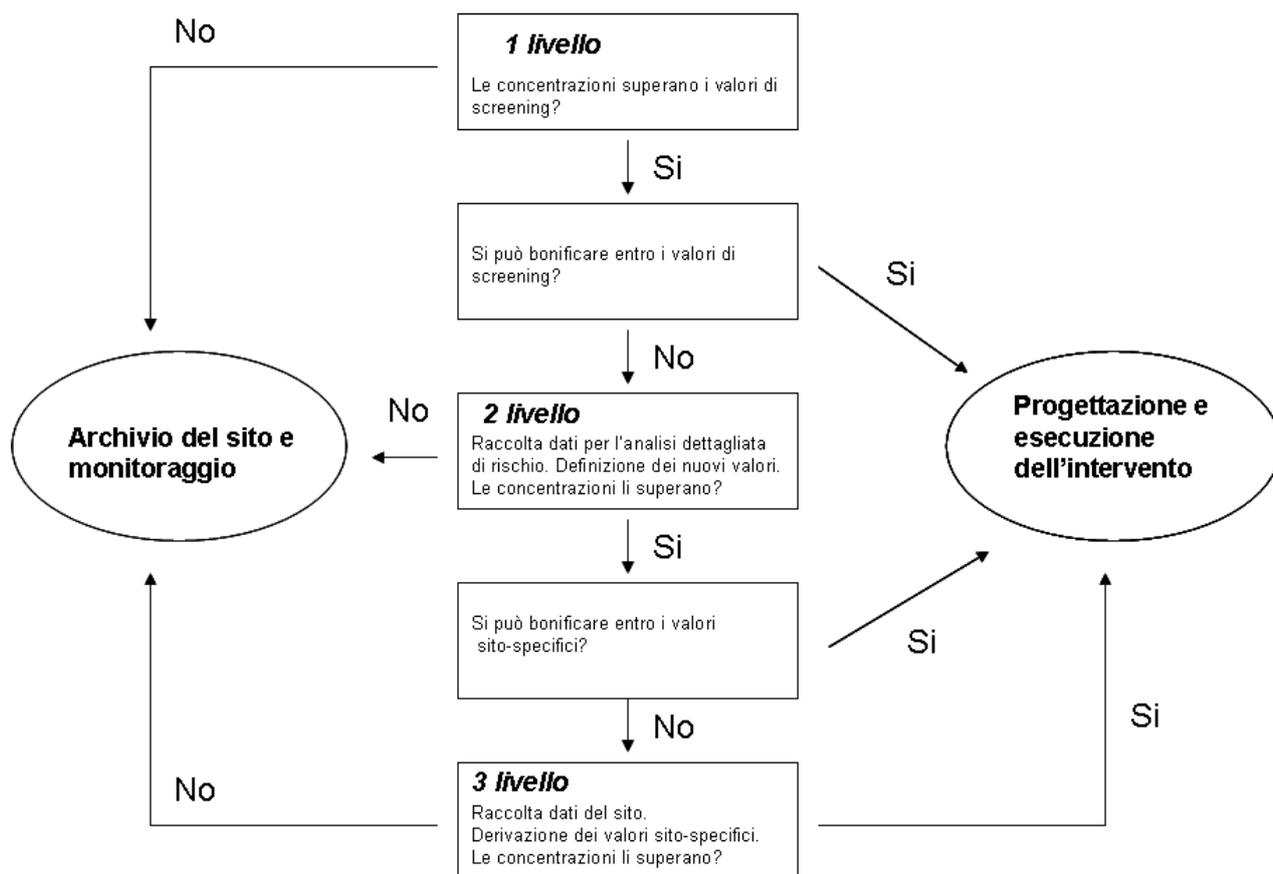


Figura 4: livelli

Il **livello 1** consiste in una valutazione di screening basata sul confronto tabellare tra le concentrazioni di contaminante rilevate nel sito e i cosiddetti RBSL (Risk Based Screening Levels), cioè i valori di screening delle concentrazioni nei comparti ambientali (suolo, aria, acqua), calcolati conducendo l'analisi di rischio in modalità inversa, ed assumendo un set di parametri sito-generici e conservativi. Tale livello di analisi presume inoltre che i soggetti ricettori (bersagli) siano situati in corrispondenza della sorgente di contaminazione (recettori on-site). Come schematizzato in Figura 2.1, si può a questo punto decidere di ricondurre le concentrazioni dei contaminanti ai valori definiti dagli RBSL, ovvero di approfondire l'analisi di rischio passando ad un livello superiore, con la necessità di un notevole approfondimento del dettaglio della caratterizzazione.

Il **livello 2** è una valutazione sito-specifica: infatti, l'analisi di rischio viene applicata in modalità inversa, con lo stesso approccio seguito per il calcolo degli RBSL, ma utilizzando un set di parametri sito-specifici, che consentono di determinare i cosiddetti SSTL (Site Specific Target Levels), cioè i valori di concentrazione-obiettivo specifici per il sito in esame. (più accurati e quindi potenzialmente meno conservativi, faranno aumentare le concentrazioni di riferimento dei vari contaminanti da raggiungere attraverso la bonifica e quindi diminuiranno i relativi costi)

Tale livello di analisi prevede che i soggetti ricettori possano trovarsi in corrispondenza della sorgente (on-site) o ad una certa distanza dalla sorgente di contaminazione stessa (off-site). In quest'ultimo caso, la stima della concentrazione dei contaminanti al punto di esposizione viene effettuata mediante modelli di trasporto analitici semplificati. L'approccio RBCA prevede anche in questo caso (vedi Figura 2.1) due opzioni: si può decidere di bonificare ai valori SSTL, ovvero di approfondire la valutazione del rischio passando ad un livello superiore (Tier/Livello 3), con conseguente aggravio dei costi di caratterizzazione.

Il **livello 3** consiste in una valutazione sito-specifica più particolareggiata con lo scopo di determinare gli SSTL utilizzando modelli deterministici di simulazione più complessi, anche numerici, ed introducendo l'analisi probabilistica di dati e risultati.

2.3.2. Manuale UNICHIM n. 196/1 del 2002

Il Manuale UNICHIM 196/1 "Suoli e falde contaminati, analisi di rischio sito-specifica, criteri e parametri", pubblicato nel 2002, è stato elaborato da un gruppo di lavoro coordinato da AQUATER, società di ingegneria del gruppo ENI attiva nel settore ambientale, e costituito da docenti universitari, rappresentanti di enti o agenzie pubblici e di industrie del settore petrolchimico. Il manuale UNICHIM 196/1, seguendo i principi ed i criteri generali dettati dal DM 471/99 allegato 4, ed i concetti e le scelte dettate dalle norme ASTM E1739 e ASTM PS104, copre i vari aspetti dell'analisi di rischio di tipo deterministico, dalla formulazione del modello concettuale, dei parametri chimico-fisici del sito e delle sostanze inquinanti interessate, fino alla valutazione di alcuni modelli di calcolo tra i più utilizzati in Italia, fornendo approfondimenti specifici su formule, modelli di "fate-and-transport" e scenari di esposizione.

Il Manuale 196-1, nelle sue raccomandazioni conclusive, suggerisce di superare l'attuale rigido approccio tabellare presente nella legislazione italiana di questo settore e di adottare, invece, un approccio misto: confronto tabellare iniziale seguito da una definizione dei limiti di bonifica sulla base dell'Analisi di Rischio.

2.3.3. Documenti EPA relativi alla determinazione dei SSG

L'Agenzia per la Protezione Ambientale degli Stati Uniti d'America (USEPA) ha pubblicato i documenti "Technical Background Document for Soil Screening Guidance" e "Soil Screening

Guidance: Fact Sheet”, con l’obiettivo di costituire uno strumento di aiuto nella standardizzazione ed accelerazione della valutazione e bonifica di suoli contaminati nei siti appartenenti alla National Priority List (NPL) con uso futuro del suolo di tipo residenziale. La guida fornisce ai professionisti di ingegneria e scienze ambientali una metodologia per calcolare i livelli di screening, sito-specifici e basati sul rischio, della concentrazione di contaminanti, in modo da identificare quelle aree contaminate che richiedano ulteriore necessità di investigazione.

La metodologia proposta dall’EPA per il processo di screening e la seguente:

- Sviluppo del modello concettuale del sito (MCS)
- Confronto tra gli scenari del MCS e degli SSL, relativi al punto di esposizione
- Definizione della lista dei dati necessari per determinare quali aree superano gli SSLs
- Descrizione della geometria del sito e delle sue proprietà chimico-fisiche
- Calcolo degli SSLs dove necessario
- Confronto tra le concentrazioni del contaminante nel suolo e gli SSLs calcolati

2.3.4. CONCAWE: Report n. 2/1997 e Report n. 3/2003

CONCAWE (CONservation of Clean Air and Water in Europe), associazione delle compagnie petrolifere europee per l’ambiente, la salute e la sicurezza, ha elaborato il report 2/97, nel quale viene proposto un approccio per la valutazione dei siti contaminati basato sull’analisi di rischio; l’appendice al documento riporta inoltre le linee guida per il calcolo del rischio.

Recentemente, CONCAWE ha elaborato un nuovo documento (Report 3/2003), che costituisce semplicemente un aggiornamento del report originale del 1997, senza introdurre modifiche alla procedura di calcolo del rischio. Pertanto, nel confronto tra i diversi standard, si farà riferimento alla versione del 1997.

L’approccio delineato da CONCAWE è molto simile a quello RBCA; i principali aspetti in comune sono: approccio graduale a tre livelli che bilancia ipotesi cautelative con le caratteristiche specifiche del sito; screening iniziale tramite il confronto con valori RBSL; calcolo dei valori SSTL specifici per il sito come limite di bonifica; condivisione di numerosi percorsi di esposizione e di algoritmi per la stima dell’esposizione.

Sono presenti tuttavia alcune differenze che riflettono alcune esigenze normative esistenti nelle legislazioni europee. **La differenza più importante consiste nel fatto che il calcolo di RBSL e SSTL nel metodo CONCAWE è direttamente riferito alla destinazione d’uso del sito, tenendo conto in modo cautelativo di tutti i percorsi di esposizione.**

Le equazioni riferite al documento CONCAWE sono state ricavate da documenti di lavoro non pubblicati in via ufficiale.

2.3.5. Risk Assessment Guidance for Superfunds (RAGS), Volume 1

Nel 1989 l'EPA ha pubblicato il manuale Risk Assessment Guidance for Superfunds (RAGS), Volume 1 "Human Health Evaluation Manual", come revisione del "Superfund Public Health Evaluation Manual" (SPHEM, 1986). Questo manuale, diviso in tre parti, forniva una organizzazione di base per ciò che concerne la valutazione del rischio da siti contaminati.

Nella Parte A vengono esposte le linee guida, nella parte B si entra nel dettaglio del calcolo degli obiettivi preliminari di bonifica, nella parte C si prendono in considerazione eventuali tecniche di bonifica alternative. Va comunque osservato che, partendo dalla valutazione di siti contaminati con materiale radioattivo, alcuni percorsi espositivi, ritenuti in questo ambito poco rilevanti, non sono stati presi in considerazione. Infatti non si fa alcuna menzione relativamente all'emissione di vapori da falda, sia in ambienti outdoor che indoor, come pure all'emissione di vapori da suolo in ambiente indoor. Resta comunque un documento molto importante perchè rappresenta uno dei primi approcci all'analisi di rischio da siti contaminati.

2.4. COSTRUZIONE DEL MODELLO CONCETTUALE

La ricostruzione del mondo reale (naturale e antropico), dei suoi elementi e delle interazioni tra di essi, tramite strumenti matematici prende il nome di "modellizzazione". Tale astrazione permette, partendo da una geometria reale e quindi complessa, di dare vita ad uno schema fisico teorico semplificato.

Nell'ambito della analisi di rischio sanitario (AdR) connesso alla contaminazione di un sito, è necessario, quindi, individuare il '**Modello Concettuale del Sito**' (MCS).

Tale elaborazione è il frutto di indagini ed analisi di caratterizzazione del sito e la sua definizione comprende essenzialmente la ricostruzione dei caratteri delle tre componenti principali che lo compongono e che costituiscono l'AdR:

Sorgente ⇒ Trasporto ⇒ Bersaglio

Per cui devono essere definiti:

- 1) Le sorgenti di contaminazione
- 2) Le vie di migrazione degli inquinanti
- 3) I bersagli della contaminazione

Per la sussistenza del rischio è necessario che in un dato sito siano presenti tutte e tre le componenti del modello concettuale e che siano attivi i collegamenti tra di esse (ossia i percorsi di migrazione dei contaminati). Tale modello potrà essere confermato, rivisto ed aggiornato costantemente con informazioni aggiuntive eventualmente disponibili.

Per quanto riguarda i bersagli della contaminazione, vengono presi in considerazione solo ricettori umani. Questi sono identificati in funzione della destinazione d'uso del suolo, compreso nell'area logica di influenza del sito potenzialmente contaminato. Le tipologie di uso del suolo prese in esame sono differenziate in:

- Residenziale (bersagli: adulti e bambini)
- Ricreativo (bersagli: adulti e bambini)
- Industriale/Commerciale (bersagli: adulti)

2.5. SORGENTE DI CONTAMINAZIONE

Come esposto, per applicare la procedura di AdR è necessario eseguire una schematizzazione concettuale e fisica di elementi del mondo reale tra cui in particolare è necessario definire la geometria del sito e della sorgente di contaminazione.

In questo capitolo ci si sofferma brevemente solo sul termine sorgente, perché funzionale in termini espositivi alla trattazione fatta nel capitolo successivo sull'analisi di rischio applicato al caso particolare delle discariche, argomento principale della presente tesi di dottorato.

La sorgente di contaminazione si differenzia in **sorgente primaria** e **sorgente secondaria** [ASTM E-1739-95]. La sorgente primaria è rappresentata dall'elemento (o dagli elementi) che è (sono) causa di inquinamento (es. accumulo di rifiuti); quella secondaria è identificata con il comparto ambientale oggetto di contaminazione (suolo, acqua, aria).

La sorgente secondaria può trovarsi in due comparti ambientali, ovvero:

- ✓ zona insatura, a sua volta classificabile come suolo superficiale (SS), compreso tra 0 ed 1 m di profondità dal piano campagna e suolo profondo (SP), con profondità maggiore di 1 m dal piano campagna;

- ✓ zona satura, o acqua sotterranea (GW).

In accordo agli standard di riferimento, la procedura di analisi di rischio va applicata riferendosi esclusivamente alla sorgente secondaria di contaminazione. Pertanto, tutti i parametri relativi alla sorgente si riferiscono al comparto ambientale (suolo superficiale, suolo profondo o falda) soggetto a contaminazione.

Nel seguito, per semplificare la trattazione, si ometterà il termine “secondaria”.

Nell’ambito del MCS individuato vengono descritte le caratteristiche della sorgente di contaminazione in termini di:

- individuazione della geometria della zona satura e insatura di suolo;
- individuazione della sorgente di contaminazione rispettivamente nella zona insatura e satura di suolo (estensione della contaminazione);
- selezione delle sostanze contaminanti e definizione del valore di concentrazione rappresentativo alla sorgente;
- stima delle proprietà chimico-fisiche e tossicologiche dei contaminanti;
- identificazione degli inquinanti indicatori;

I casi di sorgente secondaria di contaminazione in zona insatura e satura sono schematizzati rispettivamente nelle Figure seguenti, nelle quali sono anche riportati i principali parametri utili a caratterizzare la geometria della zona satura e insatura e della sorgente.

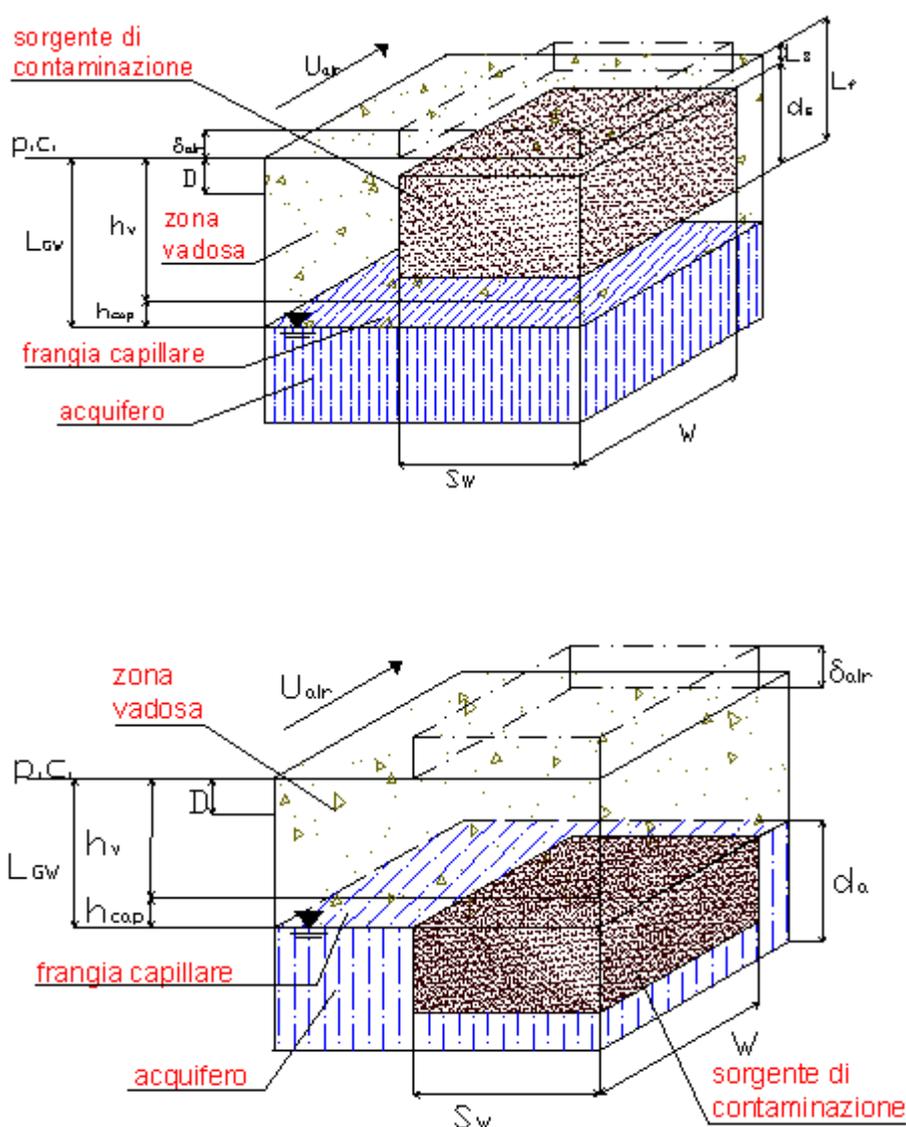
Per quel che concerne la determinazione della geometria della sorgente sia in zona insatura che in zona satura (falda) si premette quanto segue:

- ai fini di una corretta valutazione dell’esposizione si precisa che i documenti US.EPA (A Supplemental Guidance to RAGS: Calculating the Concentration Term [1992], Soil Screening Guidance: User’s Guide [1996]) considerano la sorgente di contaminazione per i recettori on-site come Area di Esposizione (Exposure Area). All’interno di tale area si assume che un recettore si muova a caso durante tutto il periodo di esposizione (Durata di Esposizione, ED) trascorrendo lo stesso periodo di tempo in ogni punto dell’area. Benchè il recettore può in realtà non avere un comportamento assolutamente casuale all’interno dell’area di esposizione, l’assunzione che le frazioni di tempo spese in ciascuna parte dell’area di esposizione siano uguali risulta cautelativa.
- Sulla base della definizione dell’area di esposizione i documenti US.EPA (A Supplemental Guidance to RAGS: Calculating the Concentration Term [1992], Soil Screening Guidance: User’s Guide [1996]) individuano una area minima di esposizione al di sotto della quale non si può ragionevolmente supporre che il recettore possa permanere per tutta la durata di esposizione (ED). Il valore suggerito per tale area minima di esposizione è di 0,5 acri corrispondenti a circa 2500 m² (50 m x 50 m).

Ai fini di evitare un'applicazione dell'analisi di rischio "per punti" ed in linea con quanto indicato dai documenti di riferimento si ritiene che l'estensione areale della sorgente di contaminazione nel suolo insaturo (suolo superficiale e/o suolo profondo) ed in falda non possa, in generale, avere un valore inferiore all'area minima di esposizione di dimensioni pari a 2500 m² (50 m x 50 m).

Per particolari scenari di esposizione, previa approvazione da parte degli Enti di Controllo, e possibile assumere dimensioni inferiori. E' questo il caso, ad esempio, dei punti vendita di carburanti per i quali l'intera estensione del sito puo essere inferiore a 50 m x 50 m.

Si osserva, comunque, che, in tutti i casi, dovranno essere presi in considerazione tutti i bersagli off-site potenzialmente esposti, con particolare riferimento ai residenti.



CAPITOLO 3
RISCHIO DERIVANTE DAL PERCOLATO
ANALISI BIBLIOGRAFICA

CAPITOLO 3

3.1. VALUTAZIONE DEL RISCHIO DERIVANTE DAL PERCOLATO

Come già precedentemente accennato, lo studio della letteratura sulla valutazione del rischio legato alle problematiche ambientali e, in particolare riguardo al percolato prodotto nelle discariche è stato l'obiettivo principale (quasi esclusivo) della rassegna bibliografica effettuata in questa tesi, la quale include diverse pubblicazioni:

Environment Agency (2004), CIRIA (2001), DETR (2000a, b), Redfearn et al. (2000), Gregory et al. (1999), Eduljee (1998), Butt e Oduyemi (2000, 2003) e tutti gli altri menzionati di seguito e dei quali si fornisce una descrizione e quindi un giudizio.

La revisione della letteratura sulle valutazioni del rischio ambientale in generale e, in particolare, degli approcci alla valutazione del rischio intrapresi dai vari autori per quanto riguarda i siti per lo smaltimento in discarica dei rifiuti, rivela che una metodologia integrata e completa di valutazione del rischio complessivo derivante dai gas di discarica, dal percolato, o dai rifiuti degradati non esiste, fatta eccezione per il manuale dell'ISPRA (ex APAT) dal titolo "*Criteri Metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio alle discariche*" – [APAT, 2005], ma in corso di revisione. Una serie di lacune di conoscenza, infatti, è stata scoperta nella letteratura esaminata fino ad oggi. In particolare, dal punto di vista del percolato di discarica, il presente capitolo individua la misura in cui i vari elementi essenziali per una completa ed efficace analisi di rischio (*elementi individuati dalla metodologia RBCA per i siti contaminati*) sono assenti nei metodi proposti ed attualmente riscontrati in letteratura.

Indipendentemente dal tipo di valutazione del rischio ambientale e dal settore di applicazione, il tema di base o i principi fondamentali sono gli stessi.

Cioè, ci deve essere un bersaglio/recettore ambientale che può essere interessato da un pericolo o da un evento indesiderato attraverso un percorso.

Allo stesso modo, ci sono tre modi per controllare i rischi, che sono: eliminare la sorgente di pericolo, rimuovere i recettori del pericolo, o modificare i percorsi tra la sorgente e i recettori. Per ognuno di questi metodi, le informazioni devono provenire da una applicazione di analisi di rischio. La revisione della letteratura analizzata ha portato alla conclusione che attualmente non esiste una metodologia completa, robusta e dettagliata di valutazione dei rischi realizzata in una forma

integrata ed olistica, specificamente per il solo percolato di discarica, cioè avente le caratteristiche sotto elencate:

- incorporamento delle singole procedure pertinenti gli elementi della RA, quali l'individuazione dei pericoli, la quantificazione dell'esposizione, la valutazione della concentrazione dei pericoli e le indagini preliminari; considerazione delle varie tipologie di impianti di discarica ed impianti accessori e della specificità del sito;
- considerazione di tutte le possibili caratteristiche delle discariche quali i rivestimenti artificiali e la copertura della discarica;
- studi di base (compresi temi quali la geologia, l'idrologia, l'idrogeologia, la meteorologia, la geografia, la topografia, l'ingegneria del sito e l'influenza umana);
- identificazione dei pericoli e loro classificazione in categorie quali pericoli tossici, non tossici, cancerogeni e non cancerogeni;
- valutazione della concentrazione delle sostanze pericolose ai diversi collegamenti di un determinato percorso, non solo alla discarica sorgente di sostanze inquinanti, ma anche in altri collegamenti del percorso come ad esempio nel mezzo di esposizione e all'interno dei confini dei bersagli / recettori.
- valutazione dell'esposizione con quantificazione dell'esposizione. Inoltre, l'esame della esposizione non solo dei corsi d'acqua sotterranei, ma anche di altri recettori ambientali quali le acque superficiali, la terra / suolo, gli ecosistemi, gli esseri umani, la flora e la fauna acquatica e terrestre;
- impiego di descrizione statistica dei vari parametri coinvolti in un processo di RA, come ad esempio i valori massimo, minimo, e medio / più probabile;
- classificazione in due gruppi dei valori di ciascun fattore della valutazione del rischio, uno da utilizzare nella elaborazione dello scenario di rischio più probabile e l'altro per lo scenario di rischio nella ipotesi del peggiore dei casi (del caso peggiore);
- comprendere altre caratteristiche e scenari come tenere conto che i rischi possano essere tossici, cancerogeni e non cancerogeni;
- considerazione delle tre fasi della discarica, che sono la fase pre-operativa (cioè fase di progettazione e sviluppo), la fase di esercizio, e la fase post operativa (cioè, fase di completamento e di post chiusura);
- aderenza agli aspetti quantitativi dei vari parametri di RA, in modo che i rischi siano quantificabili o possono essere misurati quantitativamente;

- predisposizione di analisi di significatività o sensitività delle caratteristiche e dei parametri dei vari elementi della RA. Ad esempio, sul numero totale dei percorsi in un dato scenario di discarica, valutazione di quelli che sono quantitativamente ininfluenti (o quasi) e quindi possono essere omessi dal processo di valutazione del rischio.
- strumenti per la valutazione delle incertezze, che possono riguardare diverse caratteristiche e parametri delle sezioni e sotto-sezioni della RA; esempi di tali incertezze sono quelle che riguardano le variazioni temporali e spaziali e l'interpolazione dei dati tossicologici sugli animali;
- accuratezza dell'analisi di previsione e trasporto degli inquinanti, in modo da affrontare una serie di parametri quali la diluizione, il ritardo, e la dispersione.

3.2. ANALISI DELLA LETTERATURA

Nella letteratura ad oggi esaminata è stata trovata una serie di limiti metodologici e lacune di conoscenza per quanto riguarda l'analisi dei rischi derivanti dal percolato prodotto dalle discariche di rifiuti. In questo paragrafo si riportano alcune osservazioni sulla revisione della letteratura effettuata. Per ogni pubblicazione analizzata, si mettono in evidenza le caratteristiche e le limitazioni e lacune conoscitive riscontrate, individuando la misura in cui i vari elementi dell'analisi di rischio sopra definiti come essenziali, specificatamente per il percolato di discarica, sono presenti o assenti nei metodi analizzati.

Nel seguito con il termine **elementi assenti** vengono indicate lacune di conoscenza e limiti riscontrati nei lavori di ricerca eseguiti fino ad oggi, tale elenco di elementi, di seguito riportato, è stato tratto dal lavoro scientifico:

1. Talib E. Butt, Elaine Lockley, Kehinde O.K. Oduyemi

Risk assessment of landfill disposal sites – State of the art.

Waste Management 28 (2008) 952–964 – 2008.

In questa pubblicazione gli autori condividono i risultati della revisione da loro effettuata nel 2007 della letteratura allora esistente sulle valutazioni del rischio ambientale, con particolare attenzione, agli approcci alla valutazione del rischio intrapresi da vari autori o agenzie nazionali per quanto riguarda i siti per lo smaltimento in discarica dei rifiuti.

L'elenco degli elementi ritenuti essenziali è stato ritenuto dallo scrivente particolarmente completo ed esaustivo; per tale motivo è stato adottato nella presente tesi di dottorato quale modello di riferimento per l'analisi della letteratura, anche per quella prodotta dopo il 2008.

2. Golder Associates, 2002.

Risk Assessment for Small and Closed Landfills – Small and Closure Criteria.

Application 4176, Golder Associates (NZ) Ltd., December.

Elementi presenti

Questa pubblicazione riguarda la valutazione del rischio esclusivamente per le piccole discariche chiuse. Vengono citati brevemente i pericoli e i rischi relativi alla contaminazione delle acque sotterranee; alla contaminazione delle acque superficiali; all'accumulo di gas; ed all'esposizione diretta al suolo contaminato, oggetti taglienti o gas pericolosi.

Questi sono i quattro scenari, che questa pubblicazione affronta molto brevemente e in modo non approfondito.

Elementi assenti

Sono assenti quasi tutti gli elementi essenziali per una corretta ed efficace metodologia di analisi di rischio, pensata specificatamente per il percolato di discarica:

- 1) Scopo della pubblicazione non è quello di presentare una metodologia completa di analisi dei rischi (RA), che contenga le caratteristiche ed i moduli con i loro sub-moduli (elencati di seguito) integrati insieme in un algoritmico, pronti per l'uso, collegati in sequenza, organizzati per categorie, con caratteristiche di utilizzo semplice, continuo e passo-passo, che un utente potrebbe seguire olisticamente dall'inizio alla fine in un maniera auto didattica.
- 2) Un dettagliato sistema di studio di base, che potrebbe aiutare un valutatore del rischio ad identificare e classificare tutte le caratteristiche del sito di discarica che sono necessarie nelle diverse fasi del processo di valutazione del rischio, non viene preso in considerazione in questa pubblicazione. Alcuni esempi degli studi di base necessari allo scopo dell'analisi sono i seguenti:
 - i) Geologia: top soil, deriva, rocce, porosità, porosità efficace, fessurazioni, densità, materiali geologici e minerali, la profondità e la larghezza o il volume dei materiali degli strati geologici, ed altre proprietà geologiche.
 - ii) Idrologia: evaporazione, traspirazione, intercettazione, deflusso superficiale, infiltrazione, percolazione, penetrazione delle acque sotterranee, ecc

- iii) Idrogeologia: zone vadosa/insatura e di falda freatica/satura, le acque sotterranee aggrottate, gradiente idraulico, permeabilità, velocità e direzione delle acque sotterranee, e altre caratteristiche idro-geologiche;
 - iv) Topografia: formazioni/pendenze (per favorire la misurazione del deflusso verso o da una data discarica), ambiente naturale, habitats, ambiente costruito, corsi d'acqua, ecc.
 - v) Geografia: latitudini, longitudini, zone geografiche, ad esempio, tropicale e altre proprietà geografiche che possono contribuire nella stima di altri parametri dello studio di base come ad esempio le precipitazioni attese;
 - vi) Meteorologia: precipitazioni (durata, frequenza, intensità), velocità e direzione del vento, temperatura a bulbo umido e secco, umidità, grado di sole e nuvolosità, ecc
 - vii) Influenza umana: attività antropiche passate, presenti e/o potenziali future, quali cave, estrazione d'acqua, costruzione e sviluppo.
 - viii) Gestione del sito: storia del sito, tipologia di sito, ubicazione del sito, eventuali caratteristiche tecniche ed ingegneristiche della discarica (ad esempio, rivestimenti, sistema di drenaggio, ecc), attività di gestione dei rifiuti, monitoraggio ambientale, tipologie di rifiuti.
- 3) *Non rientra nell'ambito di applicazione di questa pubblicazione* sviluppare una procedura per l'identificazione e la suddivisione in categorie dei pericoli, per assistere un valutatore del rischio nel raggruppare i pericoli in categorie quali tossico, non tossico, cancerogeno, non cancerogeno, rischi dovuti alle impostazioni/configurazione e/o ai processi, quantificazione del percolato, caratteristiche del percolato (come la maturità, età, durezza), ecc
 - 4) Non offre metodi per suddividere in categorie e per stabilire i livelli di concentrazione per i vari inquinanti, sia nel tempo che nello spazio. Per esempio, i livelli di concentrazione nella discarica (la fonte inquinante), l'esposizione media, l'assunzione di concentrazione dei recettori, soglie o livelli di sicurezza, o la concentrazione di fondo esistente in un dato recettore prima che giunga il percolato.
 - 5) Non esiste una procedura strategica per effettuare il processo di valutazione quantitativa dell'esposizione per il percolato di discarica, che potrebbe tener conto di tutti gli scenari possibili. Vi è la mancanza di una approfondita esposizione di un sistema algoritmico di quantificazione che leghi insieme in sequenza i fattori in gioco, come la durata dell'esposizione, la frequenza, la media e i percorsi di esposizione.
 - 6) Valutazione della significatività di tutte le caratteristiche e dei parametri dei moduli e sotto moduli della valutazione dei rischi. Per esempio, quale è la quantità di intercettazione e / o rifiuti liquidi per una data discarica abbastanza significativa da essere considerata nel calcolo

della quantità di percolato; quali misure conservative vengono prese per quali parametri e perché; ecc

- 7) Valutazione dell'incertezza di tutte le caratteristiche e dei parametri dei moduli e sotto moduli della valutazione dei rischi. Nei casi in cui queste incertezze potrebbero essere causa di limitazioni dei modelli; metodi di stima; qualità dei dati, ecc.
- 8) Non è presente la valutazione della migrazione degli inquinanti sotto forma di procedura categoriale e sequenziale. Ciò dovrebbe includere le caratteristiche sia dei fenomeni di trasporto degli inquinanti (quali la dispersione, advezione, ritardo) che dei fenomeni di attenuazione (come la diluizione, l'adsorbimento, le reazioni di scambio cationico)
- 9) Non è presente nessun dettaglio sugli 'Indici di pericolo (HI)' specifici per il contesto del percolato di discarica; mentre l'HI è un indicatore quantitativo dei livelli di rischio molto importante e costituisce una caratteristica significativa della valutazione quantitativa del rischio.
- 10) Non esiste una procedura strategica di quantificazione/stima del rischio in cui una valutazione del rischio possa prendere in considerazione tutti i rischi derivanti dal percolato attraverso tutti i percorsi possibili per tutti i possibili recettori in modo integrato per elaborare il rischio totale, come i rischi individuali sulla base di un pericolo tramite un percorso per uno dei recettori.
- 11) Non si riscontra che venga presa in considerazione l'elaborazione di scenari di rischio nella peggiore e nella più probabile delle ipotesi.
- 12) Una data discarica può essere in fase pre-operativa (ad esempio, progettazione e fase di sviluppo), in fase operativa e/o post-operativa (per esempio, fase di completamento e post chiusura). Le emissioni che potrebbero verificarsi in una data discarica, in ciascuna delle tre fasi della discarica, non viene discusso.
- 13) La pubblicazione non sembra essere in grado di toccare gli aspetti quantitativi di vari parametri di valutazione del rischio. Affinché la valutazione del rischio sia quantitativa, tutti i parametri rilevanti dei moduli e sotto moduli devono essere quantificati; quanto più sarà oggettiva la misurazione di tali parametri tanto più efficace sarà la quantificazione del rischio.
- 14) Vi è la mancanza di una 'struttura di aggregazione' in moduli e sotto moduli della valutazione dei rischi. Per esempio, se un recettore vivente come un essere umano riceve sostanza inquinante attraverso il contatto cutaneo come pure l'ingestione, così la concentrazione totale in entrata nel corpo umano sarebbe la somma delle concentrazioni attraverso queste due singole vie di esposizione.
- 15) Sembra che non vengano prese in considerazione le variazioni temporali e spaziali di vari parametri dei moduli e sub-moduli di analisi dei rischi. Per esempio, la variazione temporale della qualità del percolato espressa in termini di maturazione nel tempo o di invecchiamento; la

distribuzione spaziale della zona insatura/vadosa sottostante una data discarica, per stimare lo spessore efficace della zona vadosa, ecc.

- 16) Assenza delle descrizioni statistiche, in particolare nel contesto dei valori massimo, minimo e più probabile di vari parametri (ad esempio, le precipitazioni, la concentrazione di sostanza inquinante in corrispondenza dei recettori, la durata dell'esposizione). Tali descrizioni statistiche possono essere utili per capire gli scenari di rischio nella peggiore e nella più probabile delle ipotesi, come pure per affrontare le incertezze e le variazioni temporali e spaziali.
- 17) La pubblicazione non si occupa delle discariche di grandi dimensioni. Non si occupa delle fasi pre-operativa e nemmeno in-esercizio.

3. Environment Agency, 2003a.

Hydrogeological Risk Assessments for Landfill and the Derivation of Groundwater Control and Trigger Levels.

Elementi presenti

Fornisce delle linee guida per la valutazione del rischio dovuto al percolato di discarica.

I rischi sono considerati partendo dal prendere in considerazione le acque sotterranee quale bersaglio/recettore.

Nella rappresentazione di un diagramma di flusso del processo di valutazione del rischio, vengono menzionati alcuni elementi quali: l'identificazione dei pericoli, la stima del rischio e le concentrazioni critiche/di soglia. Sono inclusi anche alcuni moduli dello studio di base, quali la geologia e idrogeologia.

Dal punto di vista dell'approccio olistico, questa pubblicazione risulta essere più vicina a una struttura di RA per il percolato di discarica, che sia maggiormente strategica, sequenziale e integrata.

Elementi assenti

A parte alcuni aspetti di alcuni moduli di RA (come sopra esposto), nel complesso tutti gli elementi 1-16 di cui sopra sono assenti o non affrontati ad un livello tale da poter essere legati tutti insieme in una procedura algoritmica quantitativa di RA.

Alcuni elementi non rientrano nel campo di applicazione del documento; alcuni esempi sono i seguenti:

- a) L'aspetto della quantificazione dell'esposizione non rientra nelle competenze della pubblicazione.
- b) A parte le acque superficiali e sotterranee, altri recettori ambientali quali gli esseri umani, gli ecosistemi, la flora acquatica e terrestre e la fauna non vengono considerati obiettivi primari.

- c) Non viene effettuata la classificazione dei pericoli nelle categorie *tossico, non tossico, cancerogeno e non cancerogeno*, in modo che gli indici di pericolo e i rischi possano essere misurati ed aggregati separatamente secondo queste quattro categorie.
- d) Non è previsto l'impiego di descrizioni statistiche quali i valori massimo, minimo e più probabile dei vari parametri di HA quantificabili, soprattutto per determinare gli scenari di rischio nell'ipotesi più probabile e nel caso peggiore.
- e) Sebbene vengono menzionati la maggior parte dei settori dello studio di base, detto studio di base non è stato organizzato all'interno di una struttura composta da tutte le otto categorie/moduli di cui sopra al punto 2. In particolare, in questa pubblicazione non sono inclusi i moduli di meteorologia e geografia.

4. Construction Industry Research and Information Association (CIRIA), 2001.

Remedial Engineering for Closed Landfill Sites.

C 557, CIRIA, London.

Elementi presenti

Questa pubblicazione si occupa solo dei siti delle discariche dismesse.

Sia i pericoli che i rischi sono considerati assieme e distinti in tre tipologie cioè, fisici, chimici/biochimici e fisico-chimici; quindi, non si fa distinzione tra pericolo e rischio per la classificazione precedente.

Alcuni aspetti di alcuni moduli di RA (quali l'identificazione dei pericoli, la valutazione delle concentrazioni, l'analisi di esposizione) sono affrontati solo in maniera non approfondita.

Elementi assenti

La pubblicazione non è specifica per il percolato di discarica.

Le fasi in-esercizio e pre-operativa delle discariche non sono considerate.

Alcuni degli aspetti dei moduli di RA (sopra elencati) sono presi in considerazione in misura approssimata, ma non a un livello tale da poter essere messi insieme in forma di metodologia di RA complessiva, categorica e sequenziale.

In sintesi, alcuni degli elementi dei punti 1-16 di cui sopra vengono affrontati parzialmente, ma non tutti in maniera integrata.

5. Gregory, R.G., Revans, A.J., Hill, M.D., Meadows, M.P., Paul, L., Ferguson, C.C., 1999.

A Framework to assess risks to human health and the environment from landfill gas.

R&D Technical Report 271, Under Contract CWM168/98, Environment Agency.

Elementi presenti

Questa pubblicazione riguarda solamente la valutazione dei rischi relativi ai gas di discarica. Tocca alcuni moduli della valutazione del rischio, quali la generazione di gas e l'esposizione umana.

Elementi assenti

I rischi relativi al percolato di discarica non sono inclusi in questa pubblicazione. Quindi, gli elementi (1-16 di cui sopra) sono completamente assenti per ciò che riguarda il percolato di discarica.

6. Redfearn, A., Roberts, R.D., Dockerty, J.C., 2000.

Analysis and application of human health and ecological risk assessment methodologies for landfills.

In: Proceedings Waste 2000 – Waste Management at the dawn of the third Millennium, England, October 2–3, pp. 455– 464.

Elementi presenti

Questa pubblicazione (che è un articolo su rivista scientifica) si occupa solamente dell'analisi dei rischi relativi ai gas di discarica. Riguarda alcuni moduli quali valutazione dell'esposizione, valutazione della tossicità e stima del rischio.

Elementi assenti

Tutti gli elementi 1-16 di cui sopra sono assenti per ciò che riguarda il percolato di discarica.

7. Department of the Environment, Transport and Regions (DETR), 2000a.

Waste Strategy 2000 – England and Wales (Part 1).

Crown Copyright.

Department of the Environment, Transport and the Regions (DETR), 2000b.

Environment Agency and the Institute for the Environment and Health.

Guidelines for Environment Risk Assessment and Management.

The Stationary Office, London.

Elementi presenti

Questo documento fornisce materiale, in generale, per lo sviluppo di linee guida di valutazione funzionale del rischio, per supportare questioni come terreni contaminati, gestione dei rifiuti, pericoli di incidenti rilevanti (DEFRA (2002)).

Questa guida rappresenta un “buon punto di partenza”. Essa può servire come “primo approccio” per molti funzionari pubblici di Agenzie per l'ambiente prima di affrontare il dettaglio e lo stesso è

auspicabile per chiunque sia interessato al processo decisionale basato sul rischio nella Pubblica Amministrazione (DEFRA (2002)).

Essa fa luce su una serie di aspetti della RA quali affrontare l'incertezza, i tipi di quantificazione, la valutazione della significatività di un rischio.

Elementi assenti

Questa pubblicazione affronta una serie di temi dell'analisi di rischio in generale (fra quelli sopra elencati). Tuttavia, in essa l'attenzione non è rivolta specificamente al percolato di discarica, bensì ad una serie di pericoli ambientali; quindi è estremamente generale.

Inoltre, il documento non presenta un quadro d'insieme, sotto forma di una procedura di valutazione del rischio pronta per l'uso in cui tutti i fattori di analisi del rischio risiedono insieme in una sequenza logica e funzionale di operazioni da svolgere. Per esempio, gli otto moduli relativi ad uno studio di base approfondito (di cui sopra al punto 2) non vengono presi in considerazione in questo documento.

In ogni caso, tutti i punti 1-17 di cui sopra, in questo lavoro risultano mancanti del requisito di essere strettamente specifici per il percolato di discarica.

Mentre l'altra pubblicazione (Parte 2), così come la presente tesi di dottorato, riguardano lo sviluppo di un sistema complessivo di analisi dei rischi che tenta di mettere insieme, in ordine sequenziale e in un unico contenitore, tutte le sezioni e sottosezioni relative al processo di analisi del rischio relativo specificatamente al percolato di discarica.

8. Environment Agency, 2003d.

Procedure for identifying risks from landfills. Version 1.2, December.

Elementi presenti

Questa pubblicazione sulla valutazione del rischio delle discariche affronta questioni quali rumore, odore, uccelli, parassiti, insetti e fango sulla strada.

Elementi assenti

La pubblicazione, in primo luogo, non riguarda il percolato di discarica; inoltre gli elementi 1-16 sono assenti.

9. Bernard, Clement, Guido, Persoone, Colin, Janssen R., Anne, Le Du^ - Delepierre, 1996.

Estimation of the hazard of landfills through toxicity testing of leachates – 1. Determination of leachate toxicity with a battery of acute tests.

Chemosphere 33 (11), 2303–2320.

Bernard, Clement, Guido, Persoone, Colin, Janssen R., Anne, Le Du[^] - Delepierre, 1997.
Estimation of the hazard of landfills through toxicity testing of leachates – 2. Comparison of physico-chemical characteristics of landfill leachates with their toxicity determined with a battery of tests.

Chemosphere 35 (11), 2783–2796.

Elementi presenti

Questi due articoli (parte 1 e 2) trattano l'analisi dei pericoli del percolato di discarica. Essi analizzano i percolati di 25 discariche in Francia come casi studio, con una serie di metodi di calcolo della tossicità del percolato e quindi di confronto delle caratteristiche fisico-chimiche dei percolati.

Elementi assenti

Le pubblicazioni non riguardano tutta la procedura di RA, così tutti gli elementi 1-16 di cui sopra sono assenti.

Tuttavia, le tecniche individuate per la misura della tossicità del percolato di discarica possono essere utilizzate per una data discarica, nei moduli di RA per la valutazione dell'esposizione ed in quelli per la valutazione delle concentrazioni delle sostanze pericolose.

Ma questi articoli ancora non trattano le procedure per l'analisi dell'esposizione e i moduli per la valutazione delle concentrazioni nell'ambito della RA.

10. Bardos, P., Nathanail, P., Nathanail, J., 2003a.

How do you treat contaminated sites?

Wastes Management (September), 20–23.

Bardos, P., Nathanail, P., Nathanail, J., 2003b.

Risk Assessment – Have you got a real problem?

Wastes Management (November), 44–45.

Elementi presenti

Questi due articoli trattano alcuni aspetti della valutazione dei pericoli e dell'analisi del rischio dei terreni contaminati.

Elementi assenti

Tali articoli non riguardano specificamente le discariche e, di conseguenza, tutti gli elementi dall'1 al 16 di cui sopra sono assenti dal punto di vista del percolato di discarica.

11. Environment Agency, 2004.

Guidance on assessment of risks from landfill sites.

External consultation version 1.0, Bristol, May.**Elementi presenti**

Questo documento affronta brevemente una gamma ampia e diversificata di aspetti dell'analisi di rischio delle discariche dai punti di vista sociale, tecnico, ambientale, economico, legislativo e gestionale. Riguarda sia il gas che il percolato di discarica.

Lo scopo principale della guida è limitato a cinque settori di valutazione del rischio, che sono gli incidenti e le loro conseguenze, rischio idrogeologico, gas di discarica, particolato e stabilità.

Elementi assenti

Poiché il documento stesso afferma che ci sono cinque aree tematiche principali (sopra elencate), queste costituiscono lo scopo principale della guida. Tuttavia, anche se si rivolge ad esso a un certo punto, il percolato di discarica non è uno di queste.

La guida afferma, inoltre, che essa non fornisce tutti i dettagli necessari per effettuare un'analisi del rischio per una discarica. Tuttavia, nell'ambito olistico lo scrivente trova questa guida come la seconda nel fornire un quadro maggiormente integrato per la RA del percolato di discarica. Tuttavia, alcuni esempi di elementi appartenenti all'elenco sopra riportato, che necessitano più o meno ulteriormente di essere sviluppati in questo documento sono gli indici di pericolosità, i rischi derivanti calcolati nella peggiore delle ipotesi e per gli scenari più probabili, la considerazione delle variazioni temporali e spaziali, e le descrizioni statistiche.

Alcuni degli elementi sopra indicati non rientrano nel campo di applicazione del documento, ed alcuni esempi sono i seguenti: è assente l'aspetto della quantificazione dell'esposizione; alcuni dei moduli dello Studio di Base come la meteorologia, l'influenza dell'uomo e la geografia non sono affrontati.

12. EPD (1997)

Environmental Protection Department (EPD), 1997. Hong Kong Government (Waste Facilities Development Group), Landfill gas hazard assessment guidance note. Report No. EPD/TR8/97.

Elementi presenti

Questa pubblicazione è una linea guida per l'analisi di pericolosità del gas di discarica.

Essa tratta brevemente vari aspetti della valutazione dei pericoli e del rischio quali le misure di mitigazione del pericolo e l'approccio di analisi sorgente-percorso-bersaglio.

Elementi assenti

La pubblicazione non riguarda il percolato di discarica.

Anche per i gas di discarica gli elementi da 1 a 16 sono completamente assenti, o solo pochi di essi sono presenti solo in parte o in misura limitata (come sopra indicato).

Dal punto di vista del percolato, tutti i punti 1-16 sono totalmente assenti.

13. Kavazanjian et al. (1995);

Kavazanjian Jr., E., Bonaparte, R., Johnson, G.W., Martin, G.R., Matasovic, N., 1995. Hazard analysis for a large regional landfill. In: Proceedings of the Geotechnical Engineering Division of the ASCE in Conjunction with the ASCE Convention, San Diego, USA, October 23–27. American Society of Civil Engineers, New York.

14. Eisenbeis et al. (1986);

Eisenbeis, J.J., Montgomery, R.H., Sanders, T.G., 1986. A risk assessment methodology for hazardous waste landfills – geotechnical & geohydrological aspects of waste management. In: 8th Geohydro Waste Management Symposium, Fort Collins, USA, February, pp. 417–426.

15. Jaggy (1996);

Jaggy, M., 1996. Risk analysis of landfills. In: Gheorghe, A.V. (Ed.), Integrated Regional Health and Environmental Risk Assessment and Safety Management. International Journal of Environment and Pollution 6 (4–6), pp. 537–545.

16. Asante-Duah (1996);

Asante-Duah, D.K., 1996. Managing Contaminated Sites: Problem Diagnosis and Development of Site Restoration. John Wiley, New York.

17. WDA (1994);

Welsh Development Agency (WDA), 1994. The WDA Manual on the Remediation of Contaminated Land. ECOTEC Research and Consulting Ltd., Environmental Advisory Unit Ltd.

18. Pieper et al. (1997);

Pieper, A., Lorenz, W., Kolb, M., Bahadir, M., 1997. Determination of PCDD/F (polychlorinated dibenzo-p-dioxins and furans) for hazard assessment in a municipal landfill contaminated with industrial sewage sludge. Chemosphere 34 (1), 121–129.

19. DoE (1995)

Department of the Environment (DoE), 1995b. The technical aspects of controlled waste management – health effects from hazardous waste landfill sites. Report No. CWM/057/92.

Elementi presenti

Certa vecchia letteratura sulla valutazione delle discariche (riferimenti sopra riportati) è stata studiata anche per valutare se in passato fosse stato svolto un lavoro finalizzato o funzionale allo sviluppo di una metodologia olistica di RA.

Sono stati trovati lavori che affrontano varie questioni di valutazione del rischio, come l'analisi di pericolosità sismica per le discariche, la valutazione dell'esposizione, lo studio di base preliminare, la valutazione della tossicità, la valutazione del rischio, sul tipo e la natura specifica della discarica, la bonifica dei terreni contaminati, rischi specifici come ad esempio quelli legati alle policlorodibenzo-p-diossine ed ai furani (PCDD / F) e gli effetti sulla salute dei siti di discarica per rifiuti pericolosi.

Elementi assenti

L'elemento 1 è totalmente assente, mentre gli altri elementi sono trattati a diversi livelli di approfondimento in una maniera frammentaria (un pezzo di farina) (come esposto sopra) e quindi queste pubblicazioni non offrono una procedura categoriale e sequenziale per la RA con un approccio olistico e specifica per il percolato in discarica.

20. SEPA (2002)

**Scottish Environment Protection Agency (SEPA),
Framework for Risk Assessment for Landfill Sites – The Geological Barrier, Mineral Layer
and the Leachate Sealing and Drainage System.
SEPA, August 2002.**

Elementi presenti

Questa pubblicazione riguarda la valutazione del rischio di discarica, in particolare nell'ambito dei rivestimenti e dei sistemi di drenaggio del percolato di discarica.

Elementi assenti

A parte l'aspetto dei sistemi di rivestimenti e di drenaggio, che fanno parte del sotto-modulo *gestione del sito* dello studio di riferimento di cui sopra, gli elementi 1-16 sono assenti.

21. Rudland, D.J., Lancefield, R.M., Mayell, P.N., 2001.

**Contaminated Land Risk Assessment – A guide to good practice.
CIRIA C552 (Construction Industry Research and Information Association).**

Elementi presenti

Descrive un quadro di riferimento per la valutazione del rischio dei siti contaminati.

Elementi assenti

Non riguarda specificatamente le discariche. Tutti gli elementi 1-16 di cui sopra sono assenti nell'ambito del percolato di discarica.

22. Auckland Regional Council, 2002.

Hazard identification and risk assessment for local authorities – hazard guideline no. 2.

Technical Publication No. 106, Auckland Local Authority Hazard Liaison Group, September 2002.

Elementi presenti

Questa pubblicazione, che è un documento del governo per le autorità locali, copre il tema della RA in un senso molto ampio di pericolo. Tra questi i pericoli naturali quali tornado, alluvioni, terremoti; rischi tecnologici, come reti di gas ad alta pressione, guasto ai sistemi informatici, rischi biologici tra cui propagazione per contagio di malattie tra persone, animali o piante; e pericoli civili/politici comprendenti terrorismo e disordini civili.

Elementi assenti

La pubblicazione non è specificatamente per le discariche. Essa racchiude **proprio** tutti i rischi naturali e antropici senza presentare una procedura olistica di RA. In poche parole, tutti gli elementi da 1 a 16 (sopra) sono assenti, non solo per le discariche, ma per i pericoli in generale.

23. DOE (1998)

Department of Energy (DOE), 1998. US, Risk-based corrective action – environmental guidance. DOE/EH-413-9815.

Elementi presenti

Questa guida ambientale accenna gli standard definiti *Risk-Based Corrective Action* (RBCA) per affrontare le emissioni petrolifere e chimiche. Lo scopo di questa guida è quello di illustrare il processo decisionale sui rischi di base e il processo RBCA per il ripristino ambientale dei siti contaminati chimicamente.

Elementi assenti

Lo scopo di questo documento non è lo sviluppo di una metodologia di valutazione olistica del rischio. Il sistema presentato non è per le discariche in quanto tali. Il sistema insiste di più sulla determinazione dei dati necessari per le decisioni tecniche, piuttosto che nel seguire le fasi del

processo specifico per l'analisi di rischio. Gli elementi 1-17 sono completamente e/o parzialmente assenti.

24. EPA (1998, 1996a,b,c)

Environment Protection Agency (EPA), 1998. US, Guidelines for neurotoxicity risk assessment. Federal Register 63 (93):26926-26954, EPA/630/R-95/001F. Risk Assessment Forum.

Environment Protection Agency (EPA), 1996a. US, Guidelines for Reproductive Toxicity Risk Assessment, EPA/630/R-96/009.

Environment Protection Agency (EPA), 1996b. US, Proposed Guidelines for Ecological Risk Assessment, EPA/630/R-95/002B.

Environment Protection Agency (EPA) 1996c. US, Proposed Guidelines for Carcinogen Risk Assessment, EPA/600/P-92/003C.

Elementi presenti

Questi quattro documenti riguardano le valutazioni del rischio, rispettivamente, di neurotossicità, di tossicità riproduttiva, ecologico e cancerogeno.

Elementi assenti

Questi documenti possono essere utili per l'analisi di rischio del percolato di discarica nell'ambito della possibilità di stabilire eventuale neurotossicità, tossicità riproduttiva, o effetti ambientali e cancerogeni delle sostanze inquinanti del percolato.

Tuttavia, queste pubblicazioni non sono state realizzate specificatamente dal punto di vista del percolato di discarica, e quindi in questo senso tutti gli elementi sopra indicati sono mancanti.

25.

CMSA (2004),

Puncochar (2003),

Koivisto et al. (2001),

Feldman and White (1996),

CHEM Unit (2003),

Pauluhn (1999),

Muth et al. (2001),

Tarazona and Vega (2002)

Elementi presenti

Queste pubblicazioni sono relative alla valutazione del pericolo e del rischio nel contesto di questi rispettivi argomenti: miniere, luoghi di lavoro, organismi geneticamente modificati, neurologia, ambiente interno, ecologia, tossicologia, cibo e prodotti chimici.

Elementi assenti

Queste pubblicazioni, in primo luogo, non sono per le discariche; tutti gli elementi sopra elencati sono assenti dal punto di vista del percolato di discarica.

3.3. ARTICOLI SCIENTIFICI RECENTI

26. Senese, E. Boriani, D. Baderna, A. Mariani, M. Lodi, A. Finizio, S. Testa, E. Benfenati
Assessing the environmental risks associated with contaminated sites: Definition of an
Ecotoxicological Classification index for landfill areas (ECRIS)
- 2010

La valutazione del rischio ecologico in termini quantitativi è una procedura sito-specifica complessa che richiede la valutazione di tutti i possibili percorsi attraverso i quali le sostanze chimiche presenti nella sorgente di contaminazione possono giungere agli obiettivi da tutelare. Purtroppo, in molti (troppi) casi la mancanza di dati fisico-chimici ed ecotossicologici rende impossibile quantificare il rischio ecologico.

Il seguente documento presenta l'*Ecotoxicological Classification Risk Index for Soil (ECRIS)*, un sistema di classificazione specifico per la valutazione del rischio del terreno, che dà un'indicazione comparativa del rischio legato alla contaminazione ambientale con qualunque sostanza chimica.

ECRIS è un approccio semplice, specificamente definito per lo scenario discarica.

Questo indice si basa su la grande quantità di dati raccolti in molti anni di analisi del percolato di discariche del nord Italia ed è utile per realizzare un primo screening di probabilità sulla potenziale contaminazione dei suoli.

Nel documento si descrive l'approccio teorico e vengono proposti i casi studio utilizzati per la creazione dello strumento analizzato, che si basa sull'integrazione di una serie di dati caratterizzanti il profilo eco tossicologico e di esposizione di 60 agenti chimici presenti nel percolato di varie discariche. Per la dichiarata difficoltà di caratterizzazione di tutte le proprietà tossiche sia dei

composti organici che di quelli inorganici presenti nel percolato, in questo lavoro sono stati considerati dagli autori solo i primi.

Vengono considerate solo 60 molecole, ossia quelle che più frequentemente si trovano nel percolato di discarica analizzato, con l'obiettivo di ottenere informazioni sufficienti sui potenziali rischi ambientali ad essi correlati, quando si hanno carenze di informazioni sito specifiche.

ECRIS è stato pensato per la classificazione degli agenti presenti nel percolato su una scala di pericolosità ambientale. La classificazione non è sito-specifica ma, secondo gli autori, potrebbe rappresentare uno step iniziale di conoscenza sulle proprietà eco tossicologiche dei principali composti che verranno trovati nel terreno.

La valutazione del rischio ecologico in termini quantitativi è una procedura sito-specifica complessa che richiede la valutazione di tutti i possibili percorsi attraverso i quali le sostanze chimiche presenti nella sorgente di contaminazione possono giungere agli obiettivi da tutelare.

Purtroppo, in molti (troppi) casi la mancanza di dati fisico-chimici ed ecotossicologici rende impossibile quantificare il rischio ecologico.

Per definire un rischio, è essenziale capire il comparto ambientale che si desidera proteggere, in quanto ogni valutazione può avere diverse scale spaziali e temporali.

Il rischio tossicologico può variare a seconda della destinazione d'uso di un sito, il che significa che dovremo cambiare gli obiettivi e scale temporali e i possibili percorsi seguiti dai prodotti chimici dalla sorgente alla destinazione .

La valutazione del rischio ecologico è complesso, dato che richiede una conoscenza dettagliata delle componenti biotiche e abiotiche dell'ecosistema considerato, al fine di ottenere una stima realistica di tutte le vie di esposizione dei contaminanti.

Tale approccio non solo è molto costoso in termini di risorse umane, economiche e temporali, ma ha anche bisogno del sostegno e supporto delle diverse aree scientifiche.

Un passo importante in questa direzione dovrebbe riguardare la previsione del destino(fate) e del trasporto, (FT), di alcune classi chimiche, dal momento che il FT è molto variabile a seconda delle caratteristiche sito-specifiche pedologiche, idrogeologiche e meteo climatiche.

Mancano tutti gli elementi per considerare la metodologia proposta, una metodologia di analisi sito specifica, caratteristica essenziale di una analisi di rischio.

27. David Laner, Johann Fellner, Paul H. Brunner

Future landfill emissions and the effect of final cover installation – A case study.

Anno 2011

Questa pubblicazione, finalizzata alla valutazione della funzionalità a lungo termine dei sistemi di copertura e confinamento artificiale del percolato presenti nelle discariche, riguarda esclusivamente lo studio delle variazioni nel tempo, in conseguenza della copertura della discarica, della quantità di percolato prodotto nel corpo dei rifiuti e della variazione delle concentrazioni di inquinanti in esso presenti, nonché della quantità e qualità di percolato rilasciato alla sorgente.

Quindi non definisce una metodologia complessiva di analisi del rischio connesso al percolato delle discariche.

Esso, in particolare, riguarda il caso studio della discarica di rifiuti solidi urbani *Breitenau* per valutare le future immissioni per questo sito e valutare l'efficacia della copertura finale con riferimento al rischio ambientale a lungo termine.

Lo scopo di questo documento è stimare i livelli delle future emissioni e di illustrare gli effetti della copertura finale sul pericolo di inquinamento prodotto dal sito.

Lo studio è in particolare centrato sulla produzione del percolato perché la sua produzione decresce molto lentamente e molti parametri possono avere una rilevanza ambientale per molti decenni.

Il metodo si basa sull'analisi di dettaglio dei dati di monitoraggio, investigazione del deposito di rifiuti, valutazione della funzionalità della struttura a lungo termine e una valutazione dei fattori sito-specifici come il clima o potenziali esposizioni a eventi estremi.

I livelli di emissione si basano su due modelli: il primo che considera come ipotesi le condizioni della discarica costanti e il secondo che invece valuta gli effetti delle variazioni all'interno e in prossimità della discarica.

La metodologia applicata permette una più completa analisi dei potenziali livelli di emissioni futuri ipotizzando diversi possibili scenari.

La discarica analizzata è stata chiusa nel 1988 e le misure di generazione del percolato sono state condotte dal 1992 al 2010 misurando il livello dell'acqua.

Sono state inoltre fatte delle analisi sporadiche delle concentrazioni di inquinanti presenti nel percolato e la conducibilità elettrica del percolato è stata registrata mediante conduttimetri installati alle estremità di ciascuno dei tre tubi di raccolta del percolato.

I dati di controllo permettono inoltre di stabilire una correlazione logaritmica tra il tasso di scarico del percolato e la conducibilità elettrica che potrebbe essere attribuita prevalentemente a processi di diluizione dovuti al flusso all'interno della discarica; questa relazione consente di valutare la media giornaliera dei parametri del percolato.

Sono stati fatti dei prelievi di rifiuti a profondità diverse sia per studiare il comportamento della discarica sia per effettuare delle analisi chimiche.

Per quanto riguarda il sistema di contenimento, essendo stata la copertura finale installata nel 2009, le sue prestazioni non sono ancora note. Ma in base ai dati di monitoraggio e alle prestazioni riportate in letteratura, si è ipotizzato che il 99% del percolato generato verrà trattenuto all'interno della discarica.

Per il caso studio sono analizzate solo le emissioni di $NH_4 - N$ e di Cl.

La formulazione matematica del modello di emissione utilizzato, è basata sul modello di Belevi e Baccini (1989), al quale sono state apportate modifiche per tenere conto dell'eterogeneità del flusso d'acqua nella discarica e del lento rilascio di sostanze prodotto dai processi di degradazione organica dei rifiuti.

Per valutare le future emissioni della discarica, inoltre, sono state fatte 3 differenti ipotesi sulle future condizioni:

- i. emissione continua con condizioni del sito stabili: Status Quo;
- ii. graduale deterioramento del sistema di contenimento con riduzione della performance della barriera artificiale: Scenario A;
- iii. fallimento totale della barriera: Scenario B.

Il deterioramento graduale della barriera e il conseguente incremento dell'infiltrazione d'acqua è lo scenario più probabile poiché la performance della barriera è probabile che decresca in seguito allo stress indotto sul sistema.

Alla graduale riduzione delle performance della barriera è associato una massimo carico di 30 kg per l'ammoniaca-azoto e 52 kg per il cloro; questi valori vengono raggiunti rispettivamente dopo 180 e 70 anni.

In conclusione, è evidente che la riorganizzazione dei rifiuti superiori induce un cambiamento delle condizioni di flusso d'acqua all'interno dei rifiuti e di conseguenza determina un significativo aumento dei livelli di concentrazione di inquinanti nel percolato alla sorgente discarica.

Le potenziali sostanze rilasciabili, dopo l'inserimento della copertura finale, diminuiscono lentamente, a causa del minimo quantitativo d'acqua che si infila nel corpo rifiuti. Così un periodo di lavaggio, prima dell'installazione della copertura, potrebbe ridurre significativamente le potenziali sostanze rilasciabili e quindi si potrebbero ridurre le sostanze mobilizzate all'interno della discarica e diminuire la possibilità di inquinamento futuro.

Per capire fino a che distanza questi carichi calcolati possono essere ritenuti una minaccia bisognerebbe considerare anche modelli di migrazione del percolato attraverso i possibili percorsi nel terreno fino ai bersagli recettori, ovvero fino alle falde acquifere, ma tale modulo e quelli successivi caratterizzanti una analisi di rischio completa sono assenti nel seguente studio.

**28. Marek Matejczyk, Grazyna A. Plaza, Grzegorz Nale, cz-Jawecki, Krzysztof Ulfig,
Agata Markowska-Szczupak - 2011**

Estimation of the environmental risk posed by landfills using chemical, microbiological and ecotoxicological testing of leachates.

Informazioni complete sulle differenti specie di contaminanti nel percolato sono indispensabili per la valutazione del pericolo e dei rischi provocati dalle emissioni di discarica.

Il presente studio mostra che è essenziale un controllo della qualità microbiologica del percolato. Esso nasce dall'analisi dei percolati di 22 discariche di rifiuti solidi urbani ubicate nel Sud della Polonia, che sono stati caratterizzati attraverso valutazioni di parametri chimici, microbiologici ed eco-tossicologici.

Le analisi chimiche sono state focalizzate principalmente sull'identificazione delle principali sostanze pericolose presenti nel percolato, in accordo con ***Directive on Priority Substance, 2008/105/EC***. L'allegato II di questa direttiva (***Directive on Priority Substance, 2008/105/EC***) contiene una lista di 33 sostanze prioritarie, tra cui 13 delle quali, se individuate, *non devono più essere immesse nelle acque sotterranee*.

Solo cinque sostanze sono state trovate nei percolati analizzati, perché altre sostanze erano presenti in concentrazioni basse rispetto ai limiti delle analisi chimiche tradizionali impiegate.

Le specie individuate sono: Cd, Hg, hexachlorobutadiene, pentachlorobenzene e PAHs.

Dalle altre analisi effettuate è emerso che il percolato contiene inoltre batteri, compresi quelli aerobi, psychrophilic e batteri mesophilis, coliformi, batteri spore-forming, inclusi *Clostridium perfringens*, e con funghi filamentosi. Il percolato è perciò pericoloso in termini sanitari ed epidemiologici.

Secondo questo studio, inoltre, ad oggi non sono state evidenziate correlazioni tra i valori di tossicità e i parametri chimici; quindi, per valutare i rischi ambientali provocati dall'emissione di percolato di discarica, devono essere analizzati insieme i parametri chimici, eco tossicologici e microbiologici del percolato. Il percolato rilascia un mix di componenti che possono essere assimilati da specie acquatiche e che possono causare tossicità genetica non solo nella fauna ma anche nella flora. Quindi il percolato di discarica ha effetti sulla salute pubblica attraverso possibili infiltrazioni nelle acque superficiali e sotterranee. La ***Water Framework Directive (2000/60/EC)*** ha stabilito misure di protezione delle acque contro l'inquinamento.

Il presente studio, in definitiva, ha mostrato che il rischio ambientale della discarica deve essere valutato da un programma di monitoraggio chimico, eco tossicologico e che è essenziale, inoltre, un controllo della qualità microbiologica del percolato.

Mancano, fatta eccezione per l'analisi del percolato alla sorgente, tutti gli elementi di cui ai punti 1 – 16.

3.4. CONCLUSIONI SULL'ANALISI DELLA BIBLIOGRAFIA

In questo paragrafo si espongono le conclusioni tratte dall'esito dello studio della letteratura ad oggi esaminata, nella quale, come detto, è stata trovata una serie di limiti metodologici e lacune di conoscenza per quanto riguarda l'analisi dei rischi derivanti dal percolato prodotto dalle discariche di rifiuti.

Una delle lacune più comuni è la mancanza di una metodologia per la valutazione quantitativa del rischio specificamente per il percolato di discarica, che sia di facile utilizzo per l'utente, progressiva di tipo *step by step*, organizzata per categorie di rischio, dettagliata e tuttavia integrata secondo un approccio di tipo olistico.

Vale la pena ricordare che il termine olistico in questa tesi implica la implementazione di un quadro complessivo che analizza o riassume tutti gli aspetti e fattori della valutazione del rischio del percolato di discarica, dall'inizio alla fine, tenendo conto anche delle loro reciproche influenze.

La forza trainante di questa ricerca bibliografica è stata l'obiettivo di stabilire la base per lo sviluppo di un quadro di riferimento per un approccio olistico all'analisi dei rischi, che sia completo e ancora specifico solamente per il percolato di discarica.

Per raggiungere questo obiettivo, è stata effettuata una ricerca bibliografica sull'argomento al fine di delineare lo *stato dell'arte* per quanto riguarda gli approcci, sia non computazionali, come pure computazionali, alla valutazione dei rischi ambientali sito specifici connessi alle discariche.

È emerso che la letteratura fino ad oggi prodotta affronta l'argomento oggetto della ricerca in maniera indiretta e frammentaria, oppure in maniera non integrata, presentando limiti metodologici e/o incompletezza dell'indagine conoscitiva necessaria allo scopo.

Una ragione evidente di tali carenze, innanzitutto, è che non esiste una letteratura generata con lo scopo di un approccio olistico alla valutazione del rischio per le discariche.

Infine, come già premesso all'inizio del capitolo, **la rassegna sopra esposta non riguarda il manuale dell'ISPRA (ex APAT) dal titolo "Criteri Metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio alle discariche" – [APAT, 2005].**

La metodologia di analisi di rischio delle discariche fornita da tale manuale, a giudizio dello scrivente, **seppure non del tutto aggiornata alla nuova normativa italiana, risulta essere, sia per il percolato, che per il biogas, abbastanza completa, nonché rispondente ai requisiti sopra esposti e dettati dalla metodologia RBCA.**

3.5. ANALISI ASSOLUTA DI RISCHIO DELLE DISCARICHE

I principi generali dell'analisi di rischio per i siti contaminati possono essere applicati al caso specifico della discarica, delineando le fasi necessarie allo sviluppo di una metodologia che possa costituire un riferimento standardizzato per la valutazione degli impatti generati dalle emissioni di una discarica, esistente o prevista, sull'ambiente e sull'uomo.

Per quanto precedentemente esposto, la procedura di analisi di rischio tipicamente si sviluppa con la definizione di un modello concettuale e la caratterizzazione degli elementi che lo compongono, quali **sorgente-percorsi-bersagli**, nonché delle relazioni esistenti tra di essi.

Nel caso delle discariche la definizione del modello concettuale assume connotazioni specifiche che vanno identificate e che possono essere sistematizzate. Nei paragrafi successivi vengono quindi descritti in dettaglio i parametri, le informazioni e i dati necessari per la procedura di analisi di rischio applicata alle discariche, nonché le relazioni matematiche e le formule di calcolo che intercorrono tra le varie grandezze.

In generale, ogni valutazione di rischio dovrebbe essere condotta ad un livello di complessità che è proporzionale al potenziale rischio ambientale indotto dallo specifico sito, al livello di incertezza e quindi all'Indifferente dal livello adottato, la procedura di analisi di rischio si compone di varie fasi, elencate di seguito ed esposte in questo capitolo e in quelli successivi, le quali naturalmente richiederanno più o meno dettaglio a seconda della complessità del problema e della valutazione condotta:

- formulazione del problema e sviluppo del Modello Concettuale;
- caratterizzazione della sorgente (capitolo 4);
- caratterizzazione dei percorsi e delle possibili vie di esposizione (capitolo 5);
- caratterizzazione dei bersagli e dei recettori (capitolo 6);
- valutazione dell'esposizione (capitolo 7);
- caratterizzazione del rischio (capitolo 8).

la verosimiglianza che si verifichino i rischi attesi. Per quanto riguarda l'applicazione alle discariche, la tabella 1 riassume indicativamente i livelli di analisi di rischio tipicamente richiesti per le differenti fasi di sviluppo di un impianto di discarica e in considerazione della relativa scala di interesse.

Tabella 1. Livelli di analisi di rischio nelle varie fasi di rischio evolutive della discarica		
fase della discarica	elementi principali richiesti	livello dell'analisi di rischio
Pianificazione	<ul style="list-style-type: none"> • localizzazione del sito • dati di base (ad es. tipi di rifiuti, capacità totale) 	livello 1
Progettazione	<ul style="list-style-type: none"> • dati fondamentali costruttivi e gestionali 	livello 2
autorizzazioni ambientali	<ul style="list-style-type: none"> • dati dettagliati costruttivi, gestionali e di monitoraggio 	livello 2 o 3 (esame di tutti i percorsi e impatti)
Gestione	<ul style="list-style-type: none"> • dati dettagliati costruttivi, gestionali e di monitoraggio 	livello 2 o 3
interventi di recupero ambientale e bonifica	<ul style="list-style-type: none"> • dati dettagliati costruttivi, gestionali e di monitoraggio 	livello 1 (per il censimento)
		livello 2 o 3 (per la progettazione)
Chiusura e post chiusura	<ul style="list-style-type: none"> • dati costruttivi, gestionali e di monitoraggio 	livello 1 o 2

Una volta identificati e caratterizzati tutti i possibili rischi esistenti ed associati alla discarica, i risultati della procedura di analisi di rischio possono essere impiegati per indirizzare le scelte da adottare e per definire le azioni di intervento finalizzate alla gestione del rischio.

Nel caso delle discariche, la gestione del rischio (capitolo 9) riguarda la soluzione delle problematiche identificate in relazione al controllo dei possibili rischi esistenti in sede di progettazione o di esercizio della discarica, oppure in sede di valutazione o di progettazione degli interventi di bonifica su discariche già esistenti, attraverso la definizione di misure correttive che possono intervenire su uno o più degli elementi del modello concettuale.

Vista la complessità e la specificità del sistema discarica in qualità di termine sorgente, risulta necessario, per il sito inquinato discarica, adottare una metodologia di analisi di rischio di livello 2, completa e approfondita, che si può considerare una procedura di dettaglio e particolareggiata rispetto a quella adottata per i siti contaminati.

Viene pertanto affrontata con maggiore rilevanza la caratterizzazione di tutti quelli elementi del MCS che sono prettamente specifici del sistema discarica e del suo contesto ambientale, mentre relativamente agli elementi che, in generale, si ritrovano anche nel MCS per i siti contaminati si propongono i medesimi criteri e gli stessi principi presentati nel capitolo precedente e conformi a quanto suggerito nel documento “*Criteri Metodologici per l’applicazione dell’analisi assoluta di rischio ai siti contaminati*” – 2^a revisione [APAT, 2008].

Si fa notare comunque, che gli elementi di seguito esposti nell’ambito della definizione della procedura di analisi di rischio per le discariche, riassumono quelli maggiormente rappresentativi e non sono, in generale, esaustivi, in quanto si potrebbero richiedere ulteriori dati ed informazioni, a seconda del caso specifico e soprattutto del modello di analisi impiegato.

Si evidenzia inoltre che un fattore estremamente rilevante nel caso dell’applicazione dell’analisi di rischio alle discariche è il parametro **tempo**, dal momento che nel corso del ciclo di vita dell’impianto variano le caratteristiche quali-quantitative delle emissioni e quindi i potenziali impatti generati sull’ambiente e sull’uomo.

Per tale motivo, nonostante un’analisi di rischio di livello 2 non contempli un’evoluzione temporale del fenomeno di contaminazione e quindi di rischio indotto, nell’applicazione di detta analisi alle discariche si dovrà fare un’eccezione e considerare il fattore tempo, poiché esso diviene fondamentale per una corretta stima del rischio.

L’obiettivo iniziale della fase di formulazione del problema, propedeutico a tutte le fasi di cui si compone un’analisi di rischio, è quello di comprendere le problematiche specifiche, di proporre il livello di valutazione che è necessario condurre e quindi di indicare il set di dati occorrenti per l’elaborazione della procedura vera e propria.

La *formulazione del problema* consiste di tre stadi:

1. uno studio preliminare dei dati disponibili, con eventuale sopralluogo in situ, propedeutico alla definizione di un modello concettuale preliminare della discarica;
2. definizione ed esecuzione di un piano di investigazioni, comprendenti indagini, ulteriori sopralluoghi, monitoraggi ambientali ed analisi specifiche, finalizzato a verificare e rifinire il modello preliminare;
3. sviluppo del modello concettuale del sito (MCS).

In riferimento ai tre stadi sopra definiti, gli obiettivi della formulazione del problema sono quindi:

- raccogliere tutte le informazioni disponibili rilevanti a caratterizzare il sito e l'ambiente circostante dalla letteratura, dagli elaborati di progetto, dalla documentazione pubblica e da un'esplorazione del sito;
- sviluppare, sulla base delle informazioni raccolte e disponibili, un modello concettuale preliminare della discarica, in modo da selezionare preventivamente i possibili percorsi attivi e valutare la vulnerabilità dei potenziali bersagli esistenti. In tale fase si potranno anche elaborare mappe, planimetrie, sezioni trasversali, diagrammi schematici e simili, che permettano una facile comprensione del contesto ambientale;
- qualora sia necessario, determinare, usando il modello concettuale preliminare, delle ulteriori investigazioni del sito ed analisi, al fine di reperire dati ed informazioni mancanti per verificare il modello preliminare e sviluppare quello definitivo, con l'obiettivo di garantire una sufficiente confidenza ed un adeguato sviluppo della procedura;
- sviluppare, infine, un definitivo MCS, che sia robusto, validato e rifinito sulla base dei dati specifici raccolti dalle investigazioni condotte.

La quantità e la qualità dei dati raccolti, in relazione al livello di procedura impiegata, alla complessità del problema e alla schematizzazione impiegata per ricavare il MCS, si possono riflettere verosimilmente sullo sviluppo della procedura di analisi di rischio e sui relativi risultati, dal momento che, ad esempio, informazioni scarse od incomplete potrebbero indurre ad una sottostima della natura del pericolo generato dai rifiuti o ad una imprecisa definizione della vulnerabilità ambientale del sito.

Nel caso della discarica, il MCS cambia in funzione del tempo durante tutta la vita dell'impianto, dal momento che variano le caratteristiche della discarica, quale termine sorgente.

Ad esempio, durante la gestione operativa, la volumetria e quindi le dimensioni della discarica, si modificano in relazione al flusso dei rifiuti in ingresso e di conseguenza variano le caratteristiche quali-quantitative delle emissioni.

In particolare, la qualità delle emissioni (percolato e biogas) è legata al decorso temporale dei processi chimici di degradazione della materia, i quali, a loro volta, variano in funzione di altri fattori concomitanti (condizioni di temperatura ed umidità nell'ammasso di rifiuti, quantità di materia organica disponibile alla biodegradazione, presenza di nutrienti per i batteri, ecc.).

Ancora, a seguito della chiusura della discarica, con la realizzazione della copertura superficiale, varieranno le caratteristiche generali con ulteriori modifiche delle emissioni, dal punto di vista quantitativo in virtù della presenza della barriera di contenimento superficiale (la copertura

superficiale da un lato riduce l'infiltrazione delle acque meteoriche diminuendo quindi i volumi di percolato prodotti, dall'altro contiene le perdite incontrollate di biogas dalla superficie) e dal punto di vista qualitativo, soprattutto a causa della cessazione dell'attività di conferimento dei rifiuti.

Pertanto, durante tutta la vita della discarica, un MCS già sviluppato potrà essere continuamente aggiornato sulla base delle informazioni e dei dati dell'evoluzione del termine sorgente, se non si sono registrate ulteriori modifiche per gli altri elementi del modello stesso. A tal fine, i dati e le informazioni necessari potranno essere forniti dal monitoraggio ambientale, condotto con regolarità durante tutta la vita della discarica.

L'Appendice 1 fornisce una check-list delle tipologie di informazioni e dati necessarie per l'applicazione di un'analisi di rischio alle discariche. Tale elenco è particolarmente utile nella fase di formulazione del problema, nel momento in cui, raccolte le informazioni disponibili, è necessario implementare il piano di investigazione per quelle mancanti.

A tal proposito si indicano sommariamente le tipologie di indagini ed analisi occorrenti per reperire tali dati, che riguardano:

- storia della discarica e caratteristiche costruttive e impiantistiche;
- tipologia dei rifiuti e caratteristiche quali-quantitative delle emissioni liquide e gassose della discarica;
- morfologia e topografia del sito e dell'ambiente ad esso circostante;
- geologia;
- idrogeologia, idrologia e idrogeochimica;
- climatologia;
- ecologia e popolazione locale.

Si sottolinea che, nel caso di discariche controllate, i dati occorrenti alla formulazione del problema potranno essere raccolti dagli elaborati di progetto e dalle informazioni desunte dal gestore dell'impianto, fermo restando che in caso di dati mancanti, essi potranno essere reperiti dai risultati dell'esecuzione di un piano di investigazioni, opportunamente definito.

Nel caso di discariche incontrollate, invece, laddove, come spesso accade, mancano gli elaborati di progetto e/o qualsiasi altro documento che ne testimoni l'esistenza, si dovrà definire un piano di caratterizzazione specifico che prevedrà il reperimento delle informazioni comunque disponibili e l'esecuzione di un piano di investigazioni al fine di ottenere tutti i dati necessari.

3.6. CRITERI DI STIMA DEI PARAMETRI DI INGRESSO

Generalmente, secondo i criteri definiti nel capitolo precedente e in accordo con il documento “*Criteri Metodologici per l’applicazione dell’analisi assoluta di rischio ai siti contaminati*” – revisione 2 [APAT, 2008], per la stima dei dati e delle informazioni necessarie all’elaborazione di una analisi di rischio, il livello 2 richiede la determinazione di un unico valore per ogni parametro in gioco, ma nel caso delle discariche tale impostazione risulta essere estremamente conservativa, soprattutto in riferimento all’enorme variabilità dei parametri che contraddistingue la sorgente.

Tale variabilità, riconoscibile sia dal punto di vista spaziale, in riferimento all’eterogeneità che caratterizza generalmente un ammasso di rifiuti, sia dal punto di vista temporale in riferimento ai fenomeni di produzione delle emissioni, si traduce nell’impossibilità di poter rappresentare con un unico valore un certo range di valori possibili, oppure spesso, come già detto, nella scelta di parametri molto conservativi e poco probabili, ai fini della caratterizzazione del potenziale rischio esistente.

In luogo della stima di un unico valore per ogni parametro di ingresso alla procedura applicata alle discariche si propone, quindi, l’adozione di un approccio probabilistico per la trattazione dei dati e dell’applicazione del metodo di simulazione *Monte Carlo* (vedi Appendice) per la risoluzione dei calcoli.

Tale soluzione proposta consente, infatti, di tener conto delle incertezze derivanti dal comportamento e dalla natura del sistema discarica, nonché dal modello con cui si schematizza la realtà, sulla base di una metodologia di elaborazione statistica codificata ed organica. Fermo restando che una trattazione statistica dei dati può essere effettuata solamente per un certo numero di dati disponibili, nel seguito si evidenziano comunque i criteri generali per la stima degli stessi.

Il miglior criterio per l’individuazione dei parametri di ingresso per la procedura di analisi di rischio è quello di effettuare *misure dirette*.

Nel caso in cui queste siano disponibili, il calcolo del valore rappresentativo da inserire nella procedura di analisi di rischio è il seguente:

- se il numero di dati disponibili è inferiore a 10 ($N < 10$), non si impiega la metodologia probabilistica, ma va selezionato un unico valore, naturalmente più conservativo, coincidente con il valore massimo o minimo a seconda del parametro in esame;
- se il numero di dati disponibili è maggiore o uguale a 10 ($N \geq 10$), allora si sceglie tra le due alternative:
 - adottare l’approccio Monte Carlo e quindi fornire i risultati in termini di probabilità di accadimento;

• scegliere un unico valore rappresentativo di tutto il set di dati sulla base delle seguenti considerazioni:

⇒ se il valore minimo è maggiormente conservativo, si seleziona come valore rappresentativo il Lower Confidential Limit al 95% (LCL95%);

⇒ se il valore massimo è maggiormente conservativo, si seleziona come valore rappresentativo l'Upper Confidential Limit al 95% (UCL95%);

Nel caso in cui non siano disponibili misure dirette, si procede come di seguito indicato:

– qualora disponibili, vanno utilizzati dati storici derivanti da bibliografia relativa a studi precedentemente condotti sull'area in esame, a condizione che si tratti di dati attendibili e provenienti da fonti accreditate;

– in assenza di dati storici, vanno applicati, ove possibile, i criteri di stima indiretta descritti in corrispondenza di ogni parametro nei paragrafi successivi;

– qualora non sia possibile applicare alcuno dei criteri suddetti, andranno utilizzati i valori proposti come default per un livello 1 di analisi.

Nella figura 1 viene riportato il diagramma di flusso (tratto dal documento “*Criteri Metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio alle discariche*” - APAT 2005) che schematizza la procedura sopra descritta per la stima dei parametri di ingresso dell'analisi di rischio applicata alle discariche.



CAPITOLO 4 CARATTERIZZAZIONE DELLA SORGETE - DISCARICA

CAPITOLO 4

4.1. SORGENTI PRIMARIA E SECONDARIA

Nell'ambito dell'analisi di rischio, la discarica viene considerata una sorgente primaria di emissioni, liquide e gassose, quali potenziali contaminanti e quindi sorgenti secondarie, che possono avere una probabilità più o meno alta di provocare un rischio nell'uomo e nelle matrici ambientali coinvolte.

A differenza della procedura da applicare per i siti contaminati descritta nel precedente capitolo, la quale considera nella caratterizzazione direttamente la sorgente secondaria di contaminazione, nel caso della discarica la sorgente primaria deve necessariamente essere caratterizzata, poiché da essa dipendono fortemente le caratteristiche dei suoi potenziali contaminanti (percolato, biogas, ecc), quali sorgenti secondarie.

La sorgente viene quindi analizzata in relazione alle caratteristiche quali-quantitative delle tipologie di rifiuti abbancati e delle principali emissioni, percolato e biogas, nonché alle proprietà strutturali e funzionali dei sistemi per il contenimento e il controllo di tali emissioni.

In generale, le informazioni necessarie alla caratterizzazione della sorgente discarica possono essere suddivise nei seguenti gruppi principali:

- storia della discarica e generalità;
- caratteristiche geometriche della discarica (volume, capacità, ecc);
- tipologia e caratteristiche dei rifiuti;
- caratteristiche quali-quantitative delle emissioni (percolato, biogas ed altre emissioni gassose, odori, polveri e particolato);
- caratteristiche costruttive degli impianti e dei sistemi tecnologici (sistemi di rivestimento del fondo, delle pareti laterali e della copertura, sistemi di gestione percolato e biogas).

4.2. STORIA DELLA DISCARICA E GENERALITÀ

Come già precedentemente esposto, il fattore tempo diviene molto rilevante nel processo di analisi di rischio applicata alle discariche. Infatti, la storia e le evoluzioni temporali dell'impianto possono dare informazioni generali e qualitative sui potenziali impatti da essa indotti.

Nel caso di una discarica incontrollata, difficilmente si avranno precise informazioni sul periodo di coltivazione e sull'evoluzione temporale del deposito di rifiuti. In questo caso si tenterà, pertanto, di formulare delle ipotesi ed elaborare delle stime. Nel caso di un impianto controllato, oltre alle tempistiche di coltivazione, gestione e chiusura dell'impianto, può essere anche importante reperire altre informazioni generali, come la suddivisione della discarica in lotti. Solitamente, infatti, tale modalità di coltivazione viene adottata da parte dei gestori al fine di minimizzare le emissioni con la chiusura (temporanea o definitiva) dei lotti già completati ed esauriti volumetricamente.

Altro fattore da considerare è lo sfasamento tra la fine dei conferimenti e la copertura finale effettiva dei rifiuti, con l'eventuale adozione di coperture temporanee, che può avere effetti sulle modalità ed entità di produzione ed emissione del percolato e del biogas.

Ulteriori informazioni generali, rilevanti ai fini di un'analisi di rischio, sono quelle relative agli usi passati del suolo o alle altre attività industriali precedenti alla realizzazione della discarica in oggetto. Infatti, alcune tipologie di impianti pre-esistenti (ad es. acciaierie e altre industrie nel settore metallifero) potrebbero aver rilasciato dei contaminanti nelle matrici ambientali, che non hanno avuto modo di allontanarsi, sia a causa della loro mobilità relativa (i metalli infatti sono poco mobili), sia per processi di adsorbimento e di inglobamento nella matrice solida del terreno.

Nella tabella 2 si riportano, in particolare, alcuni dati ed informazioni generali relativi alla storia della discarica, che dovranno essere reperiti con un certo livello di dettaglio per ciascun lotto. Ad ognuno dei parametri richiesti è stata attribuita una definizione, illustrandone gli effetti e l'influenza nell'applicazione della procedura di analisi di rischio. Le informazioni necessarie a tale caratterizzazione possono essere ottenute dagli operatori di discarica o dai dati progettuali.

Dati	Definizioni	effetti
Durata della gestione operativa	Periodo di tempo compreso fra l'inizio e la fine dei conferimenti dei rifiuti	Corrisponde al periodo di maggior impatto potenziale in virtù dell'instaurarsi dei processi di degradazione dei rifiuti e della loro esposizione ai vettori di trasporto delle emissioni (aria/acqua di infiltrazione)
Periodo di chiusura	Data o periodo di tempo di completamento della copertura superficiale finale	Influisce sulle caratteristiche quali-quantitative delle emissioni
Durata della gestione post-operativa	Periodo di tempo successivo alla chiusura, nel quale prosegue il controllo ed il monitoraggio della discarica	Incide sul periodo totale di controllo delle emissioni e sullo sviluppo degli impatti generati a lungo termine
Suddivisione in lotti e sub-lotti	<ul style="list-style-type: none"> - Lotti sono le vasche idraulicamente e fisicamente indipendenti in cui è suddivisa la discarica - Sub-lotti sono suddivisioni interne dei lotti in virtù della configurazione del sistema di drenaggio e raccolta del percolato 	Influisce sulle modalità gestionali di coltivazione e quindi sulle caratteristiche quali-quantitative delle emissioni
Informazioni storiche	Usi del suolo e altre attività precedenti alla discarica	Possono segnalare eventuali rischi pregressi ed aggiuntivi, in virtù del tempo e delle proprietà chimico-fisiche dei contaminanti

4.3. CARATTERISTICHE GEOMETRICHE DELLA DISCARICA

I dati geometrici della discarica (superficie, profondità, volume, struttura dei lotti, ecc.) sono fondamentali per determinare i quantitativi di emissioni prodotte.

Nel caso di discarica incontrollata, in mancanza di informazioni, i dati geometrici potranno essere determinati attraverso una campagna di investigazioni in sito, prevedendo sondaggi puntuali e

indagini di tipo geofisico per la stima delle dimensioni e della volumetria occupata dal deposito di rifiuti.

Invece, nel caso di discarica controllata, le informazioni necessarie possono essere ottenute dagli operatori di discarica o dai dati progettuali e riguardare l'intera discarica, o i singoli eventuali lotti di coltivazione.

Qualora l'analisi di rischio venga condotta su di una discarica in esercizio, è essenziale conoscere i valori attuali di volumetria abbancata e di spessore dei rifiuti. Tali informazioni potranno essere fornite dal gestore e dagli operatori della discarica.

Tra i dati geometrici della discarica, la profondità dell'invaso varia in funzione della morfologia finale della discarica e, ai fini della definizione dei percorsi delle emissioni, è fondamentale conoscere le varie porzioni di discarica interrata, fuori-terra o entrambe (nel caso di discarica semi-interrata).

Nella tabella 3 si riassumono alcuni dati principali, relativi alle caratteristiche geometriche della discarica, attribuendo ad ognuno di essi una definizione ed illustrandone gli effetti e l'influenza ai fini nell'applicazione della procedura di analisi di rischio.

<i>dati</i>	<i>definizioni</i>	<i>effetti</i>
<i>superficie del fondo</i>	<i>impronta areale del fondo di discarica</i>	<i>influisce sulla stima del flusso di percolato attraverso il fondo di discarica</i>
<i>superficie sommitale</i>	<i>area esposta all'infiltrazione meteorica</i>	<i>influisce diversi fattori quali, ad esempio, la quantità di infiltrazione all'interno del corpo discarica, la superficie emittente di gas, ecc.</i>
<i>profondità dell'invaso rispetto al piano campagna</i>	<i>intero spessore compreso tra il piano di posa dell'impermeabilizzazione del fondo e il piano campagna</i>	<i>influisce nella stima del fattore di lisciviazione</i>
<i>volume totale o capacità autorizzata</i>	<i>volume netto di rifiuti</i>	<i>influisce sulla stima di produzione delle emissioni (percolato e biogas)</i>

Fonte APAT

4.4. TIPOLOGIA E CARATTERISTICHE DEI RIFIUTI

Conoscere la natura e la **tipologia** dei rifiuti abbancati e/o previsti risulta essenziale per determinare la qualità e la quantità delle emissioni di percolato e biogas, nonché delle sostanze contaminanti in esse contenute. A tal fine nell'analisi di rischio si dovrà considerare ogni singolo flusso di rifiuti in ingresso e, qualora sia possibile, raggruppare più flussi in categorie che presentino simili caratteristiche fisico-chimiche. Per le discariche controllate, si potranno desumere informazioni sulla tipologia e sulle caratteristiche dei rifiuti dall'atto autorizzativo, ma soprattutto dallo stesso gestore della discarica che, durante la fase di accettazione, provvede a controllare e registrare il flusso dei rifiuti in ingresso negli appositi registri di carico e scarico.

Per quanto riguarda l'acquisizione dei dati sui rifiuti delle discariche in progettazione, per le quali non si hanno ancora i registri si potranno considerare tutti i flussi di rifiuti proposti nella richiesta di autorizzazione, secondo il loro codice CER (Catalogo Europeo dei Rifiuti, indicante la tipologia del rifiuto), con le dovute ipotesi sui rapporti tra i vari flussi in ingresso. Le ipotesi su tali quantitativi e sui relativi rapporti in ingresso, potranno essere basate sulle stime fornite negli strumenti di pianificazione relativi alla gestione dei rifiuti (Piani Regionali o Provinciali) in merito alle previsioni di produzione dei rifiuti nel bacino di raccolta, servito dalla discarica in oggetto e sui dati specifici eventualmente raccolti nell'ambito di indagini dedicate.

Per quanto riguarda le discariche incontrollate, in mancanza di informazioni sui rifiuti depositati, il piano di caratterizzazione dovrà prevedere indagini in situ, quali sondaggi e pozzetti esplorativi finalizzati al prelievo di campioni di rifiuti da destinare ad una successiva caratterizzazione chimica e merceologica in laboratorio.

Solitamente, durante la vita operativa della discarica, non cambiano le tipologie di rifiuti poiché soggette ad autorizzazione da parte delle autorità competenti, ma sicuramente possono cambiare i rapporti tra i vari flussi in ingresso. Tale aspetto è molto significativo per la procedura di analisi di rischio, poiché si è verificato che alcune miscele di rifiuti, in determinati rapporti, possono originare percolati di elevato carico contaminante [Environment Agency, April 2004].

Tra le **caratteristiche** dei rifiuti si considerano, in generale, parametri geometrici (spessore dei rifiuti abbancati, densità di abbancamento, ecc.) e parametri idraulici (conducibilità idraulica, capacità di campo, contenuto di umidità, ecc.). Ai fini dell'analisi di rischio, i parametri geometrici e idraulici influiscono direttamente nel moto di infiltrazione e diffusione delle emissioni liquide e gassose prodotte nell'ammasso di rifiuti, e indirettamente i processi di mineralizzazione dei rifiuti.

Per la definizione dei parametri idraulici, l'ammasso di rifiuti abbancati può essere considerato come un mezzo poroso, formato da uno scheletro solido e da vuoti, questi ultimi permeati da una

fase liquida e da una fase gassosa. Tuttavia, la natura particolarmente eterogenea ed evolutiva della matrice solida, unitamente alla elevata compressibilità intrinseca degli elementi che formano i rifiuti, determinano sensibili deviazioni rispetto al comportamento tipico dei terreni, come è ampiamente riconosciuto [Simonini P., 2002].

Nel seguito si illustrano i dati principali relativi alle tipologie e alle caratteristiche dei rifiuti, elencati nella tabella seguente, nella quale si attribuisce ad ognuno di essi una definizione e se ne illustrano gli effetti e l'influenza sull'applicazione della procedura di analisi di rischio.

<i>dati</i>		<i>definizioni</i>	<i>effetti</i>
<i>caratteristiche qualitative-quantitative</i>	<i>tipologia di rifiuti</i>	<i>suddivisione del flusso di rifiuti per macrocategorie</i>	<i>influisce sulla quantità e sulla qualità delle emissioni prodotte (percolato e biogas)</i>
	<i>flusso di rifiuti</i>	<i>quantitativi annuali di rifiuti in ingresso durante tutta la coltivazione della discarica</i>	<i>influisce sulla quantità e sulla qualità delle emissioni prodotte (percolato e biogas)</i>
	<i>composizione merceologica</i>	<i>composizione di dettaglio dei flussi di rifiuti</i>	<i>influisce sulla quantità e sulla qualità delle emissioni prodotte (percolato e biogas)</i>
<i>parametri geometrici</i>	<i>spessore dei rifiuti (attuale e finale)</i>	<i>altezza dei rifiuti, variabile sia in funzione del tempo che della morfologia della discarica</i>	<i>incide nel definire il volume di rifiuti che partecipa alla produzione di emissioni (percolato e biogas)</i>
	<i>densità di abbancamento</i>	<i>peso dell'unità di volume dei rifiuti abbancati</i>	<i>influisce indirettamente nella produzione di emissioni poiché implica la disponibilità di vuoti a lasciarsi attraversare da liquidi e gas</i>
<i>parametri idraulici</i>	<i>porosità efficace</i>	<i>percentuale dei vuoti sul totale presenti nell'ammasso rifiuti in cui può essere contenuta acqua libera di circolare</i>	<i>influisce nel moto delle emissioni liquide e gassose nel corpo discarica</i>
	<i>capacità di campo</i>	<i>quantità di acqua che rimane quando tutta l'acqua gravitazionale è defluita</i>	<i>influisce sui processi di percolazione all'interno dell'ammasso di rifiuti, infatti nel caso di assenza di apporto idrico esterno è tale contenuto di acqua che garantisce un certo contenuto di umidità</i>
	<i>contenuto di umidità</i>	<i>volume di acqua presente nel volume di rifiuti abbancati</i>	<i>influisce sui processi di mineralizzazione dei rifiuti</i>

Fonte APAT

Flussi dei rifiuti

I flussi di rifiuti indicano le quantità in peso dei vari tipi di rifiuti in ingresso nella discarica o in un generico lotto, durante il periodo di gestione operativa.

Solitamente, soprattutto nel caso rifiuti solidi urbani conferiti in discariche controllate, i flussi variano temporalmente, ad esempio stagionalmente tra inverno ed estate, e per tale motivo sarà opportuno stimare un valore medio su base annuale.

Molto spesso, tali informazioni non sono disponibili nel caso di discariche incontrollate, poiché risulta difficile ricostruirne i dati storici.

Nel caso delle discariche controllate, come già esposto i dati sui flussi di rifiuti saranno forniti direttamente dal gestore oppure per le previsioni future desunti dai dati di progetto o dagli strumenti di pianificazione del settore rifiuti.

Composizione merceologica

La composizione merceologica dei rifiuti illustra i singoli componenti presenti in ogni tipo di rifiuto e le loro relative distribuzioni, solitamente indicate in percentuale del peso totale.

Nel caso di discariche controllate, tali dati vengono forniti direttamente dal gestore, mentre per i depositi incontrollati si potranno reperire da apposite indagini (ad esempio pozzetti esplorativi nell'ammasso di rifiuti con prelievo di campioni da analizzare in laboratorio) eseguite in fase di caratterizzazione.

Spessore dei rifiuti (dr)

L'altezza dei rifiuti, espressa solitamente in metri, tra il piano di posa e la quota di colmo rappresenta lo spessore dei rifiuti presenti nella discarica o nel generico lotto considerato.

Lo spessore dei rifiuti può variare temporalmente e spazialmente durante il periodo di gestione operativa, mentre varierà solo spazialmente dopo la chiusura della discarica in virtù della morfologia finale della superficie.

Ai fini dell'analisi di rischio si distingue pertanto uno *spessore attuale* dei rifiuti, ossia quello presente nella discarica o nel generico lotto in coltivazione nel momento in cui vengono raccolti i dati per l'applicazione della procedura di analisi di rischio, e uno *spessore finale* dei rifiuti, ossia quello raggiunto o previsto in sede di progetto a fine coltivazione.

I dati relativi agli spessori vengono forniti direttamente dal gestore o possono essere desunti dagli elaborati di progetto nel caso di discariche controllate, mentre per i depositi incontrollati potranno essere stimati mediante indagini in sito dirette o indirette.

Densità di abbancamento o grado di compattazione (γ)

La densità di abbancamento o grado di compattazione (γ) è definita come il peso del materiale presente per unità di volume ed è infatti espressa in t/m³.

Vista la pratica di ricoprire i rifiuti abbancati giornalmente con uno strato di terreno naturale inerte o di materiale organico stabilizzato, si può distinguere tra due valori di densità, quali *densità lorda* e *densità netta*. Nella stima del primo valore si include anche il materiale di ricoprimento infrastrato, che invece non viene considerato nel calcolo della densità netta. Solitamente lo strato di ricoprimento ha uno spessore tra i 15 e 20 cm e il suo volume si può valutare all'incirca pari al 10% del volume dei rifiuti smaltiti.

Ai fini della produzione delle emissioni della discarica, la compattazione dei rifiuti, aumentandone la densità, diminuisce la loro capacità di campo e conducibilità idraulica.

In pratica, sono stati notati due effetti che si verificano all'aumentare della densità di abbancamento dei rifiuti [Cossu R., Pivato A., 2002]:

- ✓ diminuisce la capacità di campo dei rifiuti ed aumenta la diffusione e la distribuzione nella massa dei rifiuti dell'umidità e di tutti gli elementi presenti in fase acquosa (microrganismi, nutrienti, ecc.);
- ✓ diminuisce la superficie totale reattiva della frazione solida e perciò diminuisce anche la velocità di idrolisi della sostanza organica.

I fenomeni sopradescritti sono riconoscibili a grande scala, mentre localmente, per l'elevata compressibilità degli elementi solidi che costituiscono lo scheletro della massa di rifiuti, si possono formare delle sacche di percolato che inducono ad un aumento della capacità di campo. Inoltre, l'instaurarsi di trasformazioni chimico-fisiche e biochimiche è indice, a scala locale, di un aumento della superficie reattiva.

Nel caso di discariche controllate, la densità di abbancamento può essere assunta pari al rapporto tra la quantità in tonnellate di rifiuti abbancati e il volume da essi occupato, stimato solitamente mediante rilievi topografici.

Per quanto riguarda i valori consigliati, la densità netta del rifiuto dopo la compattazione può variare tra 0,65 t/m³ e 0,85 t/m³ (per rifiuti recenti) e può raggiungere i 1,0 – 1,2 t/m³ quando il processo di degradazione è terminato (ossia per rifiuti vecchi).

Porosità efficace dei rifiuti (θ_r)

La porosità efficace dei rifiuti (θ_r) è un parametro adimensionale che indica il rapporto tra il volume dei vuoti presenti nell'ammasso di rifiuti (ad esclusione dei vuoti non comunicanti occupati dall'acqua di ritenzione) e il volume occupato dai rifiuti solidi.

La porosità efficace può essere determinata direttamente da campioni di rifiuto, anche se è molto influenzata dall'elevato grado di eterogeneità caratteristico dell'ammasso di rifiuti e pertanto sarà più opportuno reperire dei dati di letteratura, naturalmente forniti in funzione della tipologia dei rifiuti o, al più, della classificazione della discarica.

Per quanto riguarda i valori consigliati, Christensen e altri [1996] suggerisce un valore della porosità uguale a 0,1, mentre l'EPA degli Stati Uniti raccomanda un valore di 0,4.

Vista l'eterogeneità dell'ammasso dei rifiuti e l'influenza di diversi fattori concomitanti sul dato di porosità efficace, si consiglia di non indicare un unico valore, bensì un range di valori possibili meglio descritto da una distribuzione di probabilità, al fine di una migliore rappresentatività delle condizioni reali.

Capacità di campo dei rifiuti (θ_{r_cam})

La capacità di campo dei rifiuti (θ_{r_cam}) indica in percentuale la quantità totale di acqua che può essere trattenuta nell'unità di volume di rifiuti, qualora tutta l'acqua in eccesso sia defluita a seguito dell'effetto della gravità.

La capacità di campo è un parametro estremamente critico ed importante ai fini della formazione del percolato di discarica. Infatti l'acqua in eccesso della capacità di campo può essere rilasciata come percolato.

Tale parametro varia in funzione del grado di compattazione applicato sui rifiuti, dovuto anche al peso del materiale sovrastante, e dello stato di decomposizione dell'ammasso.

I valori della capacità di campo variano anche in funzione della tipologia di rifiuto e del contenuto iniziale di umidità, passando da valori pari a 0,6 per i rifiuti urbani putrescibili a 0,03 - 0,04 per rifiuti inorganici, quali vetro e metalli.

Anche per tale parametro, come per la porosità efficace, si consiglia di non indicare un unico valore, bensì un range di valori possibili meglio descritto da una distribuzione di probabilità, al fine di una migliore rappresentatività delle condizioni reali.

Contenuto di umidità dei rifiuti (Mr)

Il contenuto di umidità dei rifiuti (Mr) indica la quantità di acqua presente all'interno dell'ammasso di rifiuti. Esso può essere espresso in due distinti modi, ossia come percentuale del peso umido, o anche tal quale, del campione di rifiuti oppure come percentuale del peso secco del campione di rifiuti.

Solitamente il contenuto di umidità viene determinato in riferimento al peso umido dei rifiuti con la seguente formula:

$$M_R = \left(\frac{p - p_d}{p} \right) \times 100$$

dove:

p è il peso umido o del tal quale dei rifiuti;

p_d è il peso del campione dopo essiccamento a 105 °C.

In generale può essere difficile stimare il contenuto di umidità dei rifiuti, poiché esso varia anche in funzione del tempo, a causa delle infiltrazioni di acqua meteorica nel corpo discarica e del livello di carico a cui sono sottoposti i rifiuti. Pertanto, in assenza di valorispecifici esso può essere calcolato mediante idonei modelli che richiedono la conoscenza di altri parametri, quali porosità efficace, capacità di campo, conducibilità idraulica, densità di abbancamento e quantità di acqua di infiltrazione nel corpo discarica.

Nell'ambito dei processi di mineralizzazione dei rifiuti, il contenuto di umidità, oltre a consentire l'attività di microrganismi, determina la creazione dell'interfaccia solidoliquido, comportando l'idrolisi della sostanza organica e la diffusione ottimale dei microrganismi, del substrato idrolizzato e dei nutrienti nella massa dei rifiuti. In generale, all'aumentare dell'umidità si ha un aumento logaritmico della produzione di percolato e biogas [Cossu R., Pivato A.; 2002].

Vista l'eterogeneità dell'ammasso dei rifiuti e l'influenza di diversi fattori concomitanti sul valore del contenuto di umidità, si consiglia di non indicare un unico valore, bensì un range di valori possibili meglio descritto da una distribuzione di probabilità, al fine di una migliore rappresentatività delle condizioni reali.

Conducibilità idraulica dei rifiuti (Kr)

La conducibilità dei rifiuti (Kr), espressa in m/s, indica la capacità dell'ammasso di rifiuti di trasmettere l'acqua che lo attraversa, ossia quella di percolazione.

Anche per questo parametro, come per gli altri parametri idraulici, è difficile determinare un unico valore, ma sarebbe più opportuno indicare un range di variazione a seconda delle tipologie di rifiuti considerate.

Costanti di biodegradazione della materia organica (k_{vel} , k_{med} , k_{len})

Per determinare le emissioni prodotte dalla discarica conseguentemente ai processi di biodegradazione che si verificano all'interno dell'ammasso di rifiuti, i modelli matematici più comunemente impiegati introducono delle costanti di biodegradazione della materia organica.

Tali costanti si riferiscono sostanzialmente ai rifiuti, ma permettono di determinare la quantità di biogas prodotto.

In letteratura si riportano tre valori di costanti distinte in base alla capacità di biodegradazione del rifiuto:

- ✓ k_{vel} : per la frazione velocemente biodegradabile (ad es. rifiuti alimentari);
- ✓ k_{med} : per la frazione mediamente biodegradabile (ad es. scarti di giardino);
- ✓ k_{len} : per la frazione lentamente biodegradabile (ad es. carta, cartone, legno, tessuti).

Ad ogni costante di biodegradazione, espresso in litri/anno, viene associato un valore di tempo t_{50} , corrispondente al tempo necessario per ridurre del 50% la sostanza organica biodegradabile, mediante la seguente relazione:

$$k = \ln(2/t_{50})$$

Nella tabella 6 si riportano alcuni valori medi rilevati sperimentalmente per le diverse frazioni [Cossu R., Pivato A.; 2002].

Valori medi sperimentali delle costanti di biodegradazione della materia organica <i>[Cossu R., Pivato A.; 2002]</i>		
<i>tipo di frazione dei rifiuti</i>	<i>t_{50}</i> <i>(anni)</i>	<i>k</i> <i>(anni⁻¹)</i>
<i>velocemente biodegradabile</i>	1	0,693
<i>mediamente biodegradabile</i>	5	0,139
<i>lentamente biodegradabile</i>	15	0,046

4.5. CARATTERISTICHE DELLE EMISSIONI

Le principali emissioni della sorgente discarica sono il percolato e il biogas, che sono definiti come potenziali contaminanti, poiché contengono varie sostanze che possono essere tossiche e nocive per l'ambiente e per l'uomo.

La determinazione delle quantità di percolato e di biogas potenzialmente prodotti dai rifiuti presenti in discarica è un punto fondamentale per la caratterizzazione della discarica e quindi va affrontata impiegando appositi modelli reperibili in letteratura e validi a livello scientifico.

Esistono inoltre altre emissioni, quali ad esempio gli odori, le polveri e il particolato, che comunque risultano di minore importanza rispetto al potenziale rischio indotto.

Nel caso di discarica controllata i dati sulla natura dei rifiuti abbancati e sulle caratteristiche qualitative delle emissioni possono essere facilmente reperiti dai risultati dei monitoraggi ambientali (controlli sui rifiuti in ingresso, registrazione dei volumi di percolato estratto, registrazione delle portate di biogas captato e inviato a combustione/recupero, analisi di laboratorio della composizione chimica del percolato e del biogas).

Per quanto riguarda le discariche incontrollate, è evidente la difficoltà presente nel caratterizzare tali emissioni. Se possibile, si potranno eseguire delle indagini per stimare la qualità delle emissioni, quali prelievi di percolato da piezometri appositamente installati e monitoraggi delle emissioni superficiali di biogas con strumentazione portatile, ma difficilmente si riuscirà a stimare le quantità prodotte di percolato e biogas.

Anche un semplice sopralluogo può comunque essere sufficiente all'acquisizione di utili elementi di indagine. Ad esempio, la rilevazione di rifiuti ingombranti può essere significativa della presenza di metalli pesanti; l'individuazione di prodotti agricoli può indurre a considerare pesticidi e diserbanti; la rilevazione di rifiuti industriali può portare alla selezione di specifici prodotti chimici [Belgiorno V., De Feo G., Della Rocca C.; 2002].

Al fine di caratterizzare con le dovute differenziazioni sia le emissioni liquide che quelle gassose della discarica, nel seguito si illustrano i parametri necessari all'applicazione della procedura di analisi di rischio, in riferimento al percolato e al biogas.

4.6. CARATTERISTICHE DEL PERCOLATO

Per quanto riguarda il *percolato*, esso è un liquido prodotto principalmente dall'azione dell'acqua meteorica sui rifiuti e dal processo di mineralizzazione degli stessi. Esso presenta caratteristiche

estremamente variabili, generalmente ad alto tenore di inquinanti organici ed inorganici derivati dai processi biologici e chimico-fisici che avvengono nell'ammasso dei rifiuti.

I principali fattori che influenzano la composizione del percolato sono:

- volume, tipologia e età dei rifiuti abbancati (vedi paragrafi 4.1.2 e 4.1.3);
- parametri chimico-fisici dell'ambiente presente all'interno del corpo discarica, quali pH, temperatura, contenuto di umidità e clima generale;
- caratteristiche costruttive e gestionali dell'impianto;
- valori di precipitazione che si infila all'interno del corpo discarica.

In particolare, la qualità del percolato è principalmente influenzata dalla tipologia dei rifiuti presenti e dalle biocinetiche della materia organica contenuta nei rifiuti, mentre la quantità di percolato dipende sostanzialmente dal volume di infiltrazione e da caratteristiche dei rifiuti quali densità, età e spessore.

La letteratura del settore riporta che le caratteristiche del percolato possono essere influenzate anche dalla configurazione del corpo discarica: un ammasso di rifiuti che si sviluppa molto più in altezza che in superficie, quindi con uno spessore maggiore dei rifiuti, produce minori quantità di percolato con più basse concentrazioni di contaminanti rispetto ad una discarica con una maggiore estensione superficiale e uno spessore di rifiuti più ridotto [Yildiz E.D. and Unlu K., 2003].

L'analisi di rischio per le discariche viene condotta in realtà per le sostanze chimiche contenute nel percolato, le quali vengono identificate quali indicatori di contaminazione (paragrafo 4.2). Pertanto devono essere raccolti i dati e le informazioni riguardanti le proprietà fisico-chimiche di tali sostanze.

Per quanto riguarda, quindi, l'acquisizione dei dati per la caratterizzazione del percolato ed in particolare per i dati di concentrazione delle sostanze contaminanti in esso contenute, nel caso di discariche esistenti e controllate, il gestore dovrà fornire le analisi storiche dei parametri chimici e fisici analizzati, mentre per le discariche in progettazione si potrà far riferimento a valori riportati in letteratura.

Nel seguito si illustrano alcuni dati principali, relativi alla caratterizzazione del percolato e delle specie chimiche in esso contenute, riassunti anche nella tabella 7, nella quale si attribuisce ad ognuno di essi una definizione e se ne illustrano gli effetti e l'influenza sull'applicazione della procedura di analisi di rischio.

Tabella 7. Dati relativi alla caratterizzazione del percolato e dei potenziali contaminanti in esso presenti			
dati		definizioni	effetti
generali	parametri fisici del percolato	pH, conducibilità elettrica, potenziale redox	influenzano le condizioni dei fenomeni in atto all'interno dei rifiuti
	concentrazione iniziale nel percolato	dati del percolato campionato ed analizzato	costituiscono la concentrazione iniziale, quale sorgente secondaria
chimici	Solubilità	quantità di sostanza disciolta nell'unità di volume della fase acquosa all'equilibrio	indica la tendenza di un composto di trovarsi nella fase liquida
	costante di Henry	rapporto fra la pressione parziale di un composto in aria per la sua concentrazione in acqua all'equilibrio	risulta importante nel caso in cui si tratta di composti volatili o semivolatili poiché indica la ripartizione tra fase liquida e fase gassosa di un composto
	coefficienti di ripartizione (Kd, Kow, Koc)	esprimono il rapporto tra le quantità di sostanze presenti nelle varie fasi (solida, liquida, carbonio organico contenuto nel suolo o nei sedimenti)	influenzano i processi di attenuazione dei composti durante i percorsi attraversati
	fattore di ritardo	indica il ritardo del fronte di soluto trasportato da una fase liquida, a causa della ripartizione del soluto tra fase liquida e fase solida	influenza i processi di attenuazione dei composti durante i percorsi attraversati
	coefficiente di decadimento	indica la quantità di materia organica che si degrada nei	influisce sulla concentrazione in tutti i percorsi (barriera di fondo

	del primo ordine	percorsi attraversati	della discarica, zona insatura, acquifero)
	costante di lisciviazione (kappa, m c)	indica la quantità di specie non volatile lisciviata dal rifiuto solido nel percolato liquido	influisce la variazione temporale della concentrazione iniziale
	costante di dimezzamento	indica la quantità di specie volatile lisciviata dal rifiuto solido nel percolato liquido	influisce la variazione temporale della concentrazione iniziale
tossicologici	Reference Dose	Rappresenta la dose di sostanze tossica per la quale in letteratura non vengono riportati effetti sanitari negativi	determina la misura del rischio dovuto all'esposizione quotidiana di una sostanza tossica
	Slope Factor	definisce quantitativamente la relazione tra dose-risposta per una sostanza tossica cancerogena	determina la misura del rischio incrementale di tumore

Parametri fisici del percolato

I parametri fisici che generalmente caratterizzano il percolato sono:

- pH;
- conducibilità elettrica;
- potenziale redox.

Concentrazione iniziale delle specie chimiche presenti nel percolato (C^L_0)

Per le discariche controllate, si devono raccogliere i dati storici di concentrazione delle specie chimiche presenti nel percolato, mentre, come già esposto, per le discariche in progettazione si può far riferimento a valori di letteratura (vedi ad esempio valori tipici indicati nell'Appendice 2, in riferimento ad un percolato vecchio e ad un percolato recente).

Tali valori serviranno a determinare il valore rappresentativo o la distribuzione rappresentativa della concentrazione iniziale alla sorgente (C^L_0), per ognuna delle specie presenti nel percolato e identificate quali indicatori (paragrafo 4.2).

E' opportuno reperire valori sperimentali della concentrazione iniziale per ognuno dei contaminati selezionati, poiché essi influenzano fortemente l'esito dell'analisi di rischio.

In caso di non disponibilità degli stessi, nella tabella 8 si riportano delle distribuzioni di probabilità tipiche, riprese dalla letteratura del settore [Environment Agency; 2003d], per alcuni contaminanti presenti nel percolato prodotto da una discarica per rifiuti urbani e assimilabili. Una lista più completa è riportata nella tabella A2_3, contenuta nell'Appendice 2.

Distribuzioni di probabilità da letteratura per alcune specie chimiche del percolato <i>[Environment Agency; 2003d]</i>			
<i>specie</i>	<i>distribuzione di probabilità triangolare</i>		
	<i>valore minimo (mg/l)</i>	<i>valore più probabile (mg/l)</i>	<i>valore massimo (mg/l)</i>
ammoniaca	32,1	267	1100
arsenico	0,00371	0,00485	0,0107
cloruri	271	997	2650
cromo	0,0231	0,0981	0,416
rame	0,0129	0,0509	0,191
piombo	0,0337	0,111	0,340
nichel	0,0345	0,126	0,627

Fattore di ritardo della generica specie chimica presente nel percolato (R)

Il fattore di ritardo indica il ritardo del fronte di soluto trasportato da una fase liquida, a causa del verificarsi dei processi fisico-chimici che comportano una riduzione della quantità dello stesso soluto presente nel liquido.

Tali processi, che quindi riguardano la sostanza in fase liquida, ossia nel percolato di discarica, possono includere assorbimento, precipitazione sulla matrice solida, reazioni di scambio ionico, dissoluzione, ecc.

Oltre ad essere specifico per ogni sostanza, il fattore di ritardo è definito anche in riferimento al mezzo attraversato, quindi strato minerale presente nella barriera del fondo della discarica, terreno non saturo e saturo.

Il fattore di ritardo può essere stimato mediante la seguente espressione, noto il coefficiente di ripartizione liquido/solido:

$$R = 1 + k_d \left(\frac{\rho}{\theta} \right)$$

dove:

ρ è la densità del suolo;

θ è il contenuto volumetrico d'acqua del suolo;

k_d è il coefficiente di ripartizione della sostanza nel generico strato minerale (definito precedentemente).

In riferimento alla sua stima, si ritiene opportuno:

- per una analisi di livello 1, porre come valore di default $R = 0$;
- per una analisi di livello 2, è possibile porre $R \neq 0$, solo se si hanno a disposizione valori aggiornati e accreditati di tale parametro. Altrimenti, va adottato il valore di default $R = 0$.

Coefficiente di decadimento del primo ordine della generica specie chimica presente nel percolato (λ)

Il coefficiente di decadimento del primo ordine (λ) è un parametro che tiene conto di eventuali processi di biodegradazione delle specie chimiche durante il percorso attraversato, ossia strati minerali costituenti la barriera di fondo della discarica, terreno non saturo ed acquifero. Esso viene espresso in giorno⁻¹.

In riferimento alla sua stima, si ritiene opportuno:

- per una analisi di livello 1, porre come valore di default $\lambda = 0$;
- per una analisi di livello 2, è possibile porre $\lambda \neq 0$ solo se si hanno a disposizione valori aggiornati e accreditati di tale parametro. Altrimenti, va adottato il valore di default $\lambda = 0$.

Costanti per la variazione della concentrazione nel tempo (κ, m, c, x)

Come già esposto, le proprietà chimico-fisiche del percolato variano nel tempo a seguito del verificarsi dei processi di degradazione dei rifiuti presenti in discarica.

Per la descrizione della variazione della concentrazione nel tempo si considerano separatamente le specie non volatili da quelle volatili, poiché queste ultime sono interessate anche nei processi di formazione del biogas.

Per le **specie non volatili**, la costante kappa, espressa in kg/l, descrive i processi di degradazione dei rifiuti che avvengono all'interno della discarica indicando, in particolare, la quantità di specie rilasciata dalla fase solida (rifiuto) nella fase liquida (percolato).

Ad esempio, una specie con un elevato valore di kappa (ad es. i cloruri) avrà una decomposizione più accelerata nel tempo rispetto ad una specie che ha un basso valore di kappa (ad es. l'arsenico).

La costante kappa si riferisce a sostanze non volatili e può essere concettualmente paragonata all'inverso di un coefficiente di ripartizione, come impiegato nel modello di lisciviazione adoperato da Van Der Sloot e al. [2001] e da Hjelm e al. [2001] per simulare il rilascio dei contaminanti dai rifiuti solidi.

L'impiego della costante kappa è riferito nel paragrafo 4.3.1 nell'equazione, riportata a seguire, che descrive la variazione temporale della concentrazione di contaminante nella discarica.

$$C^L(t) = C_0^L \cdot e^{-(kappa \cdot L/S)}$$

I valori di kappa sono derivati sperimentalmente per ogni specie chimica mediante i risultati di un test di lisciviazione in colonna, come illustrato in dettaglio nell'Appendice 3, e per tale motivo tengono conto di tutti i processi chimici e fisici che si possono verificare nell'ammasso di rifiuti durante la decomposizione e la lisciviazione.

Dall'analisi di un ampio set di dati di valori di kappa [Golder Associates, 2003], ha permesso di evidenziare l'esistenza di una relazione tra kappa e il valore iniziale di concentrazione presente nel percolato (C_0^L), come riportata a seguire:

$$kappa = m \cdot \ln(C_0^L) + c$$

dove:

C_0^L è la concentrazione iniziale della specie presente nel percolato, espressa in g/l;

m, c sono due costanti derivate empiriche per ogni specie ed espresse in kg/l.

Nella tabella 9 sono riportati per alcune specie i valori di “m” e “c”, che sono stati derivati dal set di dati analizzato, come precisato sopra, e che possono essere impiegati come valori di letteratura, in mancanza di dati specifici.

Le **specie volatili** sono rappresentate da quei composti che hanno una Costante di Henry superiore a 4×10^{-4} e peso molecolare inferiore a 200 g/mol, secondo quanto definito dall'USEPA [Smucker and Stanford; 1998] e queste caratteristiche fanno sì che tali specie abbiano la tendenza a ripartirsi nella fase gassosa piuttosto che nella fase liquida (percolato).

Dallo studio di un ampio set di data, proveniente da distinte discariche monitorate per più di 11 anni, si è evidenziato che la concentrazione di specie volatili presenti nel percolato diminuisce esponenzialmente in accordo con la seguente equazione [Environment Agency; 2003d]:

$$C^L(t) = C_0^L \cdot e^{-xt}$$

dove:

$C^L(t)$ è la concentrazione della specie volatile nel percolato all'istante t di tempo, espressa in mg/l;

C_0^L è la concentrazione iniziale della specie volatile nel percolato, espressa in mg/l;

x è la costante di dimezzamento nel tempo della specie volatile, espressa in anno^{-1} .

Il valore più conservativo ricavato per il dimezzamento della concentrazione iniziale delle specie volatili presenti nel percolato risulta pari a 10 anni e quindi ad un valore per “x” pari a $0,1 \text{ anni}^{-1}$.

Tabella 9. Valori di letteratura per “m” e “c”, per la determinazione di kappa mediante l'equazione kappa = m . ln (C^L₀) + c		
specie	m (kg/l)	c (kg/l)
<i>arsenico (As)</i>	<i>0,0415</i>	<i>-0,0862</i>
<i>bario (Ba)</i>	<i>0,0806</i>	<i>-0,2754</i>
<i>cadmio (Cd)</i>	<i>0,0823</i>	<i>0,1589</i>
<i>cromo (Cr)</i>	<i>0,0514</i>	<i>0,045</i>
<i>rame (Cu)</i>	<i>0,0664</i>	<i>-0,0488</i>
<i>argento (Hg)</i>	<i>0,0767</i>	<i>0,1643</i>

<i>molibdeno (Mo)</i>	<i>0,0646</i>	<i>-0,0152</i>
<i>nichel (Ni)</i>	<i>0,0987</i>	<i>-0,1479</i>
<i>piombo (Pb)</i>	<i>0,0443</i>	<i>0,0171</i>
<i>antimonio (Sb)</i>	<i>0,0763</i>	<i>-0,1303</i>
<i>selenio (S)</i>	<i>0,1063</i>	<i>-0,062</i>
<i>stagno (Sn)</i>	<i>0,0544</i>	<i>-0,0483</i>
<i>vanadio (V)</i>	<i>0,0542</i>	<i>-0,1619</i>
<i>zinco (Zn)</i>	<i>0,0403</i>	<i>0,0561</i>
<i>bromo (Br)</i>	<i>0,0383</i>	<i>0,2613</i>
<i>cloruri (Cl)</i>	<i>0,0298</i>	<i>0,2919</i>
<i>cianuri totali (CN tot)</i>	<i>0,1038</i>	<i>-0,1836</i>
<i>cianuri liberi (CN free)</i>	<i>0,1001</i>	<i>-0,0099</i>
<i>fluoro (F)</i>	<i>0,0217</i>	<i>0,1077</i>
<i>ammoniaca (NH₃)</i>	<i>0</i>	<i>0,59</i>
<i>solforati (SO₄)</i>	<i>0,0166</i>	<i>0,1209</i>

Per quanto riguarda i restanti parametri chimico-fisici e tossicologici della generica specie contenuta nel percolato di discarica (vedi tabella 8) si precisa che, nell'ambito di tale lavoro, l'Istituto Superiore di Sanità (ISS) e l'Istituto Superiore per la Prevenzione e la Sicurezza del Lavoro (ISPESL) hanno messo a punto una banca dati relativa alle proprietà chimico-fisiche e tossicologiche delle specie inquinanti elencate nelle tabelle 1 e 2 dell'Allegato 1 dal DM 471/99.

I dettagli sui criteri di selezione di tali parametri dei contaminanti, concordati con i componenti del gruppo di lavoro istituito dall'APAT, sono riportati nell'Appendice O del documento "Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi di rischio assoluta ai siti contaminati" [APAT, 2005], mentre la banca-dati, costantemente aggiornata, sarà disponibile on-line sul sito dell'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici [www.apat.it].

4.7. CARATTERISTICHE COSTRUTTIVE DEI SISTEMI TECNOLOGICI

Le caratteristiche costruttive di una discarica controllata devono soddisfare le condizioni necessarie per impedire l'inquinamento del terreno, delle acque e delle altre matrici ambientali coinvolte.

I sistemi di rivestimento (fondo, pareti laterali e copertura superfiale) attenuano il potenziale pericolo dei flussi contaminanti all'interno dei confini del sistema complessivo della discarica attraverso un comportamento passivo, che limita le fughe verso l'esterno (ad es. il manto impermeabile di geomembrana alla base).

La mitigazione del pericolo mediante pozzi di estrazione del percolato e di captazione del biogas rientra invece nella gestione della discarica attraverso strategie attive di intervento.

Si descrivono di seguito i dati che riguardano gli elementi tecnologici e impiantistici che costituiscono il sistema discarica e interessati nell'applicazione della procedura di valutazione di rischio.

4.7.1. Caratteristiche dei sistemi di rivestimento (fondo/ pareti laterali/ copertura)

Per quanto riguarda gli aspetti normativi, il D.Lgs 36/03 prescrive, a seconda delle tipologie di discarica, diversi tipi di barriere di impermeabilizzazione con determinati requisiti, come illustrato nella tabella 13 (gli strati componenti la barriera di fondo sono illustrati dal basso verso l'alto, viceversa per gli strati componenti la copertura).

Di conseguenza, in fase di progettazione vengono scelte le caratteristiche più idonee di tali barriere sia nel rispetto della normativa che del contesto ambientale in cui la discarica si inserisce.

La **barriera di rivestimento del fondo** svolge sostanzialmente un'azione di controllo del flusso del liquido di percolazione.

Essa può essere realizzata mediante l'impiego di diversi materiali:

- argilla compattata;
- suolo miscelato con bentonite (BES, bentonite enhanced soil);
- geosintetico bentonitico (GCL, geosynthetic clay liners);
- geomembrane di differenti tipi:
 - membrane con polietilene ad alta densità (HDPE);
 - membrane con polietilene a bassa densità (LDPE);
 - polipropilene (PP).

La **barriera di rivestimento delle pareti laterali** controlla la fuoriuscita dalla discarica sia di percolato che di biogas, limitandone le interazioni con l'ambiente esterno. Anche le pareti laterali della discarica possono essere impermeabilizzate con gli stessi materiali indicati per la barriera del fondo.

La *copertura superficiale* da un lato attenua il potenziale pericolo di fuoriuscita del biogas controllando il flusso verso l'esterno, dall'altro controlla il passaggio di acqua di infiltrazione modificando i processi di produzione di percolato e biogas.

Le tipologie di materiali comunemente impiegati per la copertura finale sono di due tipi.

29. materiali naturali a bassa permeabilità:

- a. argilla compattata;
- b. sabbia con aggiunta di bentonite;

30. materiali artificiali (geomembrane):

- a. HDPE;
- b. LLDPE;
- c. geosintetico bentonitico o GCL (geosynthetic clay liners).

Ai fini dell'applicazione di analisi di rischio alle discariche ed in particolare della simulazione dei processi di attraversamento dei sistemi barriera da parte delle sostanze inquinanti che possono fuoriuscire dalla discarica, si considerano due meccanismi differenti in riferimento ai diversi materiali attraversati:

- per i materiali minerali o naturali (argilla compattata, terreno naturale), si considerano dei processi di percolazione e diffusione e si assume che essi avvengano in modo uniforme e distribuito su tutta l'area interessata;
- per i materiali artificiali o sintetici (geomembrana) si considerano dei meccanismi di permeazione e di fuoriuscita dalle discontinuità presenti negli strati stessi.

Oltre a questi fenomeni fisici di tipo idraulico, si possono anche considerare dei processi chimico-fisici di attenuazione delle sostanze inquinanti in fase liquida, quali reazioni di scambio ionico per le sostanze inorganiche e processi di adsorbimento di composti organici, che si possono verificare negli strati minerali (ad es. argilla) e fenomeni di degradazione del metano, sempre indotti negli strati di materiale naturale, ma tipici delle emissioni di biogas che attraversano la copertura e le barriere laterali.

Relativamente alle prestazioni dei materiali sintetici sono stati condotti numerosi studi sperimentali che hanno evidenziato soprattutto il comportamento e la durata nel tempo degli strati di tali materiali e quindi gli effetti sul sistema discarica.

Sono invece ancora in corso studi sulla longevità degli strati naturali che compongono la barriera [Environment Agency; 2003d].

Nel seguito si definiscono le informazioni e i parametri necessari a caratterizzare i sistemi barriera per l'applicazione dell'analisi di rischio alle discariche, che sono riassunti nella tabella 14, nella quale tali parametri sono suddivisi per tipologie di materiali impiegati, indicando la loro definizione

ed illustrandone gli effetti e l'influenza nell'applicazione della procedura di analisi di rischio alle discariche.

Tabella 14. Dati relativi alla caratterizzazione delle barriere di rivestimento			
Dati		Definizioni	Effetti
<i>generali</i>	superficie coperta della discarica	Area provvista di copertura definitiva	incide sulla stima del flusso di emissioni incontrollate di biogas dalla superficie della discarica
	superficie scoperta della discarica	area sprovvista di copertura definitiva	incide sulla stima del flusso di emissioni incontrollate di biogas dalla superficie della discarica
<i>comuni al generico strato</i>	materiali	tipo di materiale, naturale (terreno, ghiaia, ecc) o artificiale	incidono nelle interazioni chimicofisiche con i contaminanti che attraversano lo strato
	spessore	Altezza dello strato	determina la lunghezza del percorso del contaminante nella barriera
	Conducibilità idraulica	capacità di un dato spessore di lasciarsi attraversare dal liquido per unità di superficie	influisce sul moto di infiltrazione attraverso la barriera e quindi sul tempo di arrivo all'interno della zona non satura
<i>specifici per lo strato minerale</i>	densità	peso per unità di volume dello strato	incidono sul percorso del contaminante nella barriera
	Contenuto di umidità	volume di acqua presente nell'unità di volume del materiale naturale	incide sui processi di infiltrazione delle emissioni liquide e di dispersione delle emissioni gassose
	dispersività longitudinale	indica la natura dispersiva del moto	influisce sul moto di infiltrazione del contaminante liquido
	fattore di ritardo	tiene conto di vari processi fisico-chimici di riduzione della quantità di contaminante	influisce sui fenomeni di attenuazione delle emissioni liquide e gassose della discarica
	coefficiente di decadimento del primo ordine	tiene conto di processi di biodegradazione	influisce sui fenomeni di attenuazione delle emissioni liquide e gassose della discarica
<i>specifici per strato sintetico</i>	Densità dei difetti	quantità di microfoni, fori e strappi presenti nell'unità di superficie	influisce sulle quantità di emissioni liquide che attraversano il materiale artificiale
	Area dei difetti	superficie di microfoni, fori e strappi presenti	influisce sulle quantità di emissioni liquide che attraversano il materiale artificiale

Tipologia dei sistemi e dei materiali impiegati

Per ognuno dei sistemi di rivestimento (fondo, pareti laterali e copertura) si devono raccogliere le informazioni necessarie a descrivere il sistema, gli strati di cui è composto e i tipi di materiali impiegati.

Spessore degli strati (d_i)

Per ogni strato, sia minerale che artificiale, che compone i sistemi di rivestimento (fondo, pareti laterali e copertura) deve essere indicato il relativo spessore, poiché esso influenza il percorso di attraversamento del contaminante nella generica barriera.

Solitamente lo spessore degli strati (d_i) viene espresso in cm.

Conducibilità idraulica degli strati (K_i)

Per ogni strato, sia minerale che artificiale, che compone i sistemi di rivestimento (fondo, pareti laterali e copertura) deve essere indicato il valore della conducibilità idraulica, poiché esso influenza i meccanismi di attraversamento del contaminante attraverso gli strati delle barriere.

Solitamente la conducibilità idraulica (K_i) viene espressa in cm/s.

Tali valori possono essere forniti dal gestore della discarica o desunti dagli elaborati di progetto, ma si deve sottolineare che, per le nuove discariche, essi devono comunque essere conformi ai requisiti richiesti dalla normativa del settore.

Densità degli strati minerali (ρ_i)

Per gli strati minerali (ad esempio argilla), si deve specificare il valore della densità (ρ_i), ossia del peso specifico per unità di volume del materiale che compone lo strato.

Tale parametro, espresso in g/cm³, è impiegato nella formula di calcolo del coefficiente di ritardo R specifico per il generico materiale minerale.

Il valore di densità è difficilmente disponibile, e quindi si potranno considerare dei valori tipici del materiale, ripresi dalla letteratura del settore. Si sottolinea inoltre che, nella maggioranza dei casi, secondo un criterio di conservatività, non si considerano gli eventuali fenomeni di attenuazione che si possono verificare nello strato minerale e che vengono simulati mediante l'introduzione del fattore di ritardo, pertanto, non si avrà bisogno di determinare il valore della densità di suddetto strato.

Contenuto volumetrico di acqua negli strati minerali (θ_i)

Come risulta definito in generale per il suolo, il contenuto volumetrico di acqua (θ_i) è dato dal rapporto tra il volume dell'acqua contenuta nel suolo e il volume totale di suolo.

E' difficile ottenere una stima diretta di tale parametro per gli strati minerali che compongono i sistemi di rivestimento della discarica, ma si può far comunque riferimento ai valori riportati in letteratura, per il tipo di materiale impiegato, poiché tale parametro ha comunque una influenza minima nell'ambito della procedura di analisi di rischio.

Dispersività longitudinale del generico strato minerale (α_{x_i})

I fenomeni diffusivi all'interno del generico strato minerale attraversato dal contaminante sono tenuti in conto mediante il coefficiente di dispersività longitudinale (α_{x_i}), espresso in cm.

Visto, infatti, il ridotto spessore di tali strati, si trascurano gli effetti diffusivi laterali e trasversali, e si considerano solo quelli longitudinali, ossia nel senso della lunghezza del percorso attraversato.

Tale parametro è difficilmente stimabile direttamente, ma si può determinare mediante la seguente relazione [Xu e Eckstein.; 1995]:

$$\alpha_{x_i} = 0,83 (\log L)^{2,414}$$

dove L rappresenta la distanza tra la sorgente di contaminazione e il punto di conformità.

Nel caso della stima della dispersività longitudinale dello strato minerale, il punto di conformità si considera posizionato appena all'esterno della barriera di rivestimento secondo la direzione del percorso del contaminante.

Superficie coperta e scoperta della discarica (A_{cop} , A_s)

Tali grandezze interessano la superficie sommitale della discarica e influenzano i processi di dispersione del biogas.

In particolare la superficie coperta corrisponde alla somma totale delle aree coperte della discarica (A_{cop}), ossia per le quali è già stata realizzata una copertura definitiva, mentre la superficie scoperta della discarica (A_s) corrisponde alla somma di quelle aree sprovviste di copertura finale. Entrambe sono espresse in m².

Tali informazioni dovranno essere raccolte in funzione dell'intervallo di tempo per il quale si intende effettuare i calcoli, ad esempio annualmente, poiché possono variare durante il periodo di gestione operativa della discarica.

Fattore di ritardo della specie contaminante nel generico strato minerale (R_i)

Come già esposto relativamente alle proprietà della generica specie di contaminante presente nel percolato, si deve reperire, qualora sia possibile, il valore specifico del coefficiente di ritardo della sostanza per ogni strato minerale che compone i sistemi di rivestimento della discarica e che quindi viene attraversato dalla stessa specie. In realtà, il fattore di ritardo viene determinato dalla seguente espressione, mediante l'impiego del coefficiente di ripartizione della sostanza stessa:

$$R_i = 1 + k_d \rho_i / \theta_i$$

dove:

ρ_i è la densità del generico strato minerale (già definita precedentemente);

θ_i è il contenuto volumetrico d'acqua del generico strato minerale (già definito precedentemente);

k_d è il coefficiente di ripartizione della sostanza nel generico strato minerale (definito nel seguito).

In riferimento alla sua stima, si ritiene opportuno:

- per una analisi di livello 1, porre come valore di default $R_i = 0$;
- per una analisi di livello 2, è possibile porre $R_i \neq 0$, solo se si hanno a disposizione valori aggiornati e accreditati di tale parametro. Altrimenti, va adottato il valore di default $R_i = 0$.

Coefficiente di decadimento del primo ordine della sostanza nel generico strato minerale (λ_i)

Come già esposto relativamente alle proprietà della generica specie di contaminante presente nel percolato, il coefficiente di decadimento del primo ordine (λ_i) è un parametro che tiene conto di eventuali processi di biodegradazione delle sostanze inquinanti e quindi, qualora sia possibile, si dovrà reperire il valore specifico di tale coefficiente per il generico strato minerale che compone i sistemi di rivestimento della discarica (fondo, pareti laterali, copertura).

In riferimento alla sua stima, si ritiene opportuno:

- per una analisi di livello 1, porre come valore di default $\lambda_i = 0$;
- per una analisi di livello 2, è possibile porre $\lambda_i \neq 0$ solo se si hanno a disposizione valori aggiornati e accreditati di tale parametro. Altrimenti, va adottato il valore di default $\lambda_i = 0$.

Fessure presenti nello strato artificiale di fondo: percentuale ed estensione

Sperimentalmente è stata rilevata una certa presenza di discontinuità, sostanzialmente fori e strappi, già nella fase iniziale di vita della discarica, probabilmente dovuti alle operazioni di posa in opera della geomembrana stessa. Molti studi e ricerche sperimentali, condotte soprattutto negli Stati Uniti, hanno constatato che la densità di tali discontinuità incrementa con il passare del tempo a causa dell'ossidazione del materiale indotta dall'infiltrazione di percolato [Hsuan and Koerner; 1995].

Le informazioni sulle discontinuità presenti nella geomembrana possono essere introdotte come distribuzioni di probabilità delle stesse, indicando la probabilità di avere un certo numero di buchi, fori o strappi per ettaro di superficie dello strato sintetico con una probabile estensione. A titolo semplificativo viene consigliato un valore di 3-5 fori per ettaro di superficie [Giroud J. P., Bonaparte R.; 1989a], altrimenti si può far riferimento ai valori indicati nella tabella 15 per le distribuzioni di probabilità dei difetti (microfori, fori e strappi) della geomembrana e delle relative aree.

Tabella 15. Distribuzione delle caratteristiche dei difetti della geomembrana

<i>tipo di difetto</i>	<i>difetti della geomembrana</i>						<i>area dei difetti</i>			
	<i>distribuzione di probabilità</i>	<i>densità difetti con CQ(*) (numero/ha)</i>			<i>densità difetti senza CQ(*) (numero/ha)</i>			<i>distribuzione di probabilità</i>	<i>area dei difetti (m2)</i>	
<i>Micro fori</i>	<i>triangolare</i>	0	25	25	0	250	250	<i>log uniforme</i>	<i>1x10-8</i>	<i>5x10-6</i>
<i>fori</i>	<i>triangolare</i>	0	5	5	0	150	150	<i>log uniforme</i>	<i>5x10-6</i>	<i>1x10-4</i>
<i>strappi</i>	<i>triangolare</i>	0	0,1	2	0	0,5	10	<i>log uniforme</i>	<i>1x10-4</i>	<i>1x10-2</i>

(*) CQ è l'abbreviazione di "Controllo di Qualità"

4.7.2. Caratteristiche del sistema di gestione del percolato

Il sistema di gestione del percolato provvede a raccogliere il percolato prodotto, il quale si deposita sul fondo delle vasche di stoccaggio per gravità, e quindi a drenarlo in apposite tubazioni e convogliarlo mediante sollevamento in cisterne di stoccaggio provvisorio, prima di essere inviato al trattamento finale (figura 2).

Nelle discariche controllate, la struttura del sistema di drenaggio del percolato può assumere diverse configurazioni, principalmente a seconda dell'età della discarica in relazione allo sviluppo nel tempo dei criteri progettuali.

Tipicamente esso si configura secondo gli schemi seguenti:

- strato di drenaggio, generalmente costituito da materiale naturale granulare;
- rete di raccolta, costituita da tubazioni di drenaggio in materiale sintetico, poste su un

letto drenante;

Si possono inoltre realizzare doppi sistemi di raccolta, drenaggio e controllo del percolato nel caso in cui la barriera di fondo sia provvista di un doppio strato drenante.

I dati ed i parametri occorrenti per la caratterizzazione del sistema di drenaggio e raccolta del percolato possono essere desunti in parte dagli elaborati progettuali della discarica (caratteristiche costruttive), in parte potranno essere forniti dal gestore (dati gestionali come il livello di percolato sul fondo della discarica, ecc.).

Un parametro molto significativo ai fini della stima di produzione del percolato è l'altezza del livello di percolato sul fondo, poiché un valore elevato, riflettendosi in un alto gradiente idraulico per l'attraversamento della barriera di contenimento del fondo, può comportare la probabilità di perdite di percolato. Nel caso di discariche controllate, l'altezza del livello di percolato sul fondo può rappresentare un dato fissato in fase di progettazione o di autorizzazione da parte dell'ente competente, ma nello stesso tempo deve essere verificato in sede di monitoraggio durante tutta la gestione dell'impianto (operativa e post-operativa).

Per le discariche incontrollate questo dato può essere ricavato soltanto da apposite indagini in fase di caratterizzazione del sito.

Nella tabella 16 si riportano alcuni tra i dati principali per la caratterizzazione del sistema di gestione del percolato prodotto dalla discarica, attribuendo ad ognuno di essi una definizione ed illustrandone gli effetti e l'influenza ai fini nell'applicazione della procedura di analisi di rischio.

Tabella 16. Dati relativi alla caratterizzazione del sistema di gestione del percolato			
Dati		Definizioni	effetti
<i>Strato di drenaggio</i>	<i>spessore</i>	<i>altezza dello strato</i>	<i>influisce sulla quantità di percolato drenato</i>
	<i>tipologia e granulometria del materiale drenante</i>	<i>tipo di materiale, naturale (terreno, ghiaia, ecc) o artificiale</i>	<i>influisce sulla quantità di percolato drenato</i>
	<i>pendenza dello strato verso il pozzo di raccolta</i>	<i>inclinazione dello strato in percentuale o in gradi</i>	<i>influisce sulla quantità di percolato drenato</i>
<i>tubazioni di drenaggio</i>	<i>numero, posizioni e configurazione</i>	<i>localizzazione all'interno o all'esterno della discarica</i>	<i>influiscono sulla quantità di percolato raccolto</i>
	<i>caratteristiche geometriche</i>	<i>diametro, lunghezza, interasse, ecc</i>	<i>influiscono sulla quantità di percolato drenato e raccolto ed indirettamente sul livello di percolato sul fondo</i>

Pozzi di raccolta	<i>numero, posizione e tipologia</i>	<i>localizzazione all'interno o all'esterno della discarica</i>	<i>influiscono sulla quantità di percolato raccolto</i>
	<i>caratteristiche geometriche</i>	<i>diametro, lunghezza, ecc</i>	<i>influiscono sulla quantità di percolato raccolto</i>
<i>livello percolato sul fondo</i>		<i>altezza del percolato sul fondo misurata solitamente nei pozzi di percolato</i>	<i>influisce sulle infiltrazioni di percolato attraverso la barriera</i>

4.8. INFILTRAZIONE EFFICACE

In generale, il dato di infiltrazione efficace del sito corrisponde al quantitativo di acque meteoriche che ricadono sulla superficie della discarica infiltrandosi all'interno dell'ammasso di rifiuti.

Nel caso delle discariche, si distinguono i due casi principali per la definizione del dato di infiltrazione, espresso generalmente in cm/anno:

1. infiltrazione in assenza di copertura superficiale (I_{ef});
2. infiltrazione in presenza di copertura superficiale (I_{ef_cop}).

4.8.1. Infiltrazione efficace in assenza di copertura superficiale

Nel primo caso, ***in assenza di copertura superficiale***, si può far riferimento al valore di infiltrazione del sito (I_{ef}) che andrà stimato sulla base delle condizioni meteo-climatiche specifiche.

A tal proposito, occorrerà reperire i dati di precipitazione da una stazione pluviometrica presente sul sito o comunque vicina alla discarica e stimare il dato di infiltrazione mediante modelli e formule note di calcolo, sulla base del bilancio idrologico del sito.

In riferimento a quanto già definito per il calcolo dell'infiltrazione efficace nella procedura di analisi di rischio assoluta per i siti contaminanti [APAT, "Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi di rischio assoluta ai siti contaminati" 2005] formule basate sull'espressione del bilancio idrologico:

$$I_{ef} = P - (ET + R_S)$$

dove:

- P rappresenta il dato di precipitazione atmosferica, solitamente il valore medio annuo (cm/anno);
- ET rappresenta il valore di evaporazione e traspirazione della copertura vegetale presente nel sito (cm/anno);
- Rs corrisponde al termine di ruscellamento o scorrimento superficiale (cm/anno).

Nel caso di terreno omogeneo, l'infiltrazione efficace media annua può essere stimata in funzione delle precipitazioni medie annue e del tipo di terreno prevalente nel suolo (sabbia, limo o argilla) a mezzo delle seguenti relazioni empiriche:

$$I_{ef} = 0,0018 \cdot P^2 \quad \text{per terreni sabbiosi (SAND)}$$

$$I_{ef} = 0,0009 \cdot P^2 \quad \text{per terreni limosi (SILT)}$$

$$I_{ef} = 0,00018 \cdot P^2 \quad \text{per terreni argillosi (CLAY)}$$

le suddette correlazioni prevedono valori di precipitazione media annua (P) e di Infiltrazione efficace (I_{ef}) espressi in cm/anno.

Inoltre, per correlare le relazioni sopra riportate con la classificazione dei terreni composti basata sul metodo dell'USDA, si sottolinea che:

- nella classe *SAND* sono comprese le tessiture: Sand, Loamy Sand e Sandy Loam;
- nella classe *SILT* sono comprese le tessiture: Sandy Clay Loam, Loam, Silt Loam e Silt;
- nella classe *CLAY* sono comprese le tessiture: Clay Loam, Silty Clay Loam, Silty Clay, Sandy Clay e Clay.

Le suddette relazioni empiriche sono riferite ad un suolo ricoperto da erba.

4.8.2. Infiltrazione efficace in presenza di copertura superficiale

Nel secondo caso, *in presenza di copertura superficiale* (I_{ef_cop}), una volta nota l'infiltrazione senza copertura, si potranno introdurre degli opportuni coefficienti riduttivi del valore di infiltrazione del sito al fine di ottenere un dato che sia rappresentativo del tipo di copertura presente. Tali coefficienti riduttivi possono essere ricavati conoscendo i parametri geometrici ed idraulici della copertura superficiale ed applicando un bilancio idrologico al sistema della copertura.

Nella tabella 18 si riportano alcuni coefficienti riduttivi ripresi dalla letteratura per alcune tipologie di copertura superficiale (gli strati di copertura sono indicati dall'alto verso il basso) [T. Gisbert, C. Balquet, G. Barina and C. Petitpas, 2003].

Tabella 18. Esempi di alcuni coefficienti riduttivi per la copertura finale	
<i>coefficiente di copertura finale</i>	<i>tipo di copertura finale</i>
0,7	suolo (> 0,3 m)
0,5	argilla (1 m; $k \leq 1 \times 10^{-9}$ m/s)
0,25	strato di terreno strato di drenaggio argilla (1 m)
0,05	strato di terreno strato di drenaggio geomembrana argilla (1 m)

4.9. SELEZIONE DEGLI INQUINANTI INDICATORI

Il rischio associato al percolato e al biogas si basa principalmente sulle concentrazioni di contaminanti presenti in tali emissioni, pertanto la valutazione di rischio deve essere condotta considerando come indicatori gli stessi contaminanti.

In alcuni casi, può accadere che il numero di specie chimiche inquinanti indagate nell'ambito della campagna di indagine indiretta, e/o aventi valori di concentrazione nelle matrici ambientali esaminate superiori ai limiti legislativi (DM 471/99, DLgs 31/01), sia estremamente elevato.

L'applicazione della procedura di analisi di rischio a tutte queste sostanze può spesso risultare complessa e dispendiosa, sia per il tempo impiegato sia per le risorse da investire.

Inoltre, la trattazione dell'intero insieme può portare all'ottenimento di risultati di difficile comprensione, se non addirittura fuorvianti rispetto al rischio dominante presente nel sito.

Per evitare che ciò accada, è necessario quindi ridurre il numero di specie chimiche da inserire nella procedura di analisi, selezionando quelle più importanti, ossia quelle alle quali è associato un rischio maggiore per l'uomo; tali sostanze prendono il nome di "inquinanti indicatori".

In linea teorica quindi, tra tutti gli inquinanti rinvenuti nel sito in esame, gli inquinanti indicatori sono quelli che, per valori di concentrazione presenti nei rifiuti o nelle emissioni (percolato e biogas), tossicità, frequenza di rilevamento, mobilità nei comparti ambientali, persistenza e capacità di bioaccumulo, presentano il rischio maggiore per l'uomo.

La selezione dei contaminanti potenzialmente presenti nelle emissioni viene effettuata sulla base di informazioni rilevate sperimentalmente in fase di caratterizzazione e monitoraggio delle emissioni stesse, ed in mancanza d'altro sulla base di riferimenti di letteratura.

Nel seguito viene descritta una metodologia da utilizzare per l'identificazione degli inquinanti indicatori, per la cui definizione si è fatto pedissequamente riferimento a quanto contenuto nel documento di “*Criteri metodologici di analisi di rischio assoluta per i siti contaminati*” [APAT, 2005].

La procedura per l'identificazione degli inquinanti indicatori si compone dei seguenti passi:

1. *individuazione dell'insieme di specie chimiche potenzialmente contaminanti* - l'insieme di specie chimiche deve essere costituito dal raggruppamento di quelle specie, potenzialmente contaminanti, presenti nelle emissioni della discarica (percolato e biogas), e di quelle rilevate nella matrice ambientale in esame (acque sotterranee, acque superficiali, atmosfera, ecc);
2. *raggruppamento delle specie chimiche in classi* – l'insieme delle sostanze così costituito deve essere quindi suddiviso in classi differenziate in funzione della tipologia della sostanza in esame. A titolo esemplificativo è possibile fare riferimento alla suddivisione per tipologia di sostanze, presente in Allegato 1 al DM 471/99, come mostrato in tabella 19.
3. *raggruppamento delle specie chimiche in sotto-classi* – ogni classe di sostanze, individuata come descritto nella precedente fase, deve essere ulteriormente suddivisa in due sottoclassi, in modo da raggruppare in una sottoclasse le sostanze che hanno effetti cancerogeni (categorie A, B1, B2, C) e in un'altra sottoclasse le sostanze non cancerogene (categorie D ed E) che hanno effetti tossici ($RfD \neq 0$). Le sostanze che hanno effetti sia cancerogeni che tossici vanno inserite in entrambe le sotto-classi;

Tabella 19. Raggruppamenti delle specie chimiche in funzione della tipologia della sostanza secondo l'Allegato 1 del DM 471/99

<i>suddivisione in classi</i>	<i>suddivisione in sotto-classi</i>
<i>composti inorganici</i>	<i>cancerogeni</i>
	<i>non cancerogeni</i>

<i>aromatici</i>	<i>cancerogeni</i>
	<i>non cancerogeni</i>
<i>aromatici policiclici</i>	<i>cancerogeni</i>
	<i>non cancerogeni</i>
<i>alifatici clorurati</i>	<i>cancerogeni</i>
	<i>non cancerogeni</i>
<i>alifatici alogenati</i>	<i>cancerogeni</i>
	<i>non cancerogeni</i>
<i>nitrobenzeni</i>	<i>cancerogeni</i>
	<i>non cancerogeni</i>
<i>nlorobenzoni</i>	<i>cancerogeni</i>
	<i>non cancerogeni</i>
<i>fenoli clorurati</i>	<i>cancerogeni</i>
	<i>non cancerogeni</i>
<i>fenoli non clorurati</i>	<i>cancerogeni</i>
	<i>non cancerogeni</i>
<i>ammine aromatiche</i>	<i>cancerogeni</i>
	<i>non cancerogeni</i>
<i>fitofarmaci</i>	<i>cancerogeni</i>
	<i>non cancerogeni</i>
<i>diossine e furani</i>	<i>cancerogeni</i>
	<i>non cancerogeni</i>
<i>idrocarburi</i>	<i>cancerogeni</i>
	<i>non cancerogeni</i>

4. *selezione dell'inquinante indicatore* – in corrispondenza ad ogni sotto-classe si identifica l'inquinante indicatore in funzione della concentrazione misurata in sito e della sua tossicità. Tali fattori sono infatti ritenuti tra tutti più importanti nel calcolo del potenziale effetto di una specie chimica sulla salute umana. Ad ogni sostanza "i", di cui è possibile conoscere il valore di tossicità, si assegna un fattore di rischio individuale R_{ij} , determinato sulla base della sua concentrazione in un determinato comparto ambientale "j" e della tossicità, secondo la formula:

$$R_{ij} = C_{ij} \times T_{ij}$$

dove:

R_{ij} è il fattore di rischio della specie “i” nella matrice “j”;

C_{ij} è la concentrazione della specie “i” nella matrice “j”;

T_{ij} è il valore di tossicità della specie “i” nella matrice “j”.

Secondo il principio di conservatività:

- il valore di concentrazione utilizzato nel calcolo del fattore di rischio R deve corrispondere a quello della concentrazione rappresentativa calcolata secondo i criteri definiti nel paragrafo 3.1;
- nel caso in cui siano disponibili più valori di tossicità per una stessa specie, legati a differenti modalità di contatto con la sostanza (ad esempio per inalazione o per ingestione), il valore impiegato per il calcolo del fattore di rischio R deve essere quello più conservativo.

Si calcola il fattore di rischio totale R_j di ogni matrice contaminata “j” come somma dei fattori di rischio individuali R_{ij} :

$$R_j = R_{1j} + R_{2j} + R_{3j} + \dots + R_{ij}$$

Infine, si calcola il rapporto relativo R_{ij}/R_j per ogni sostanza “i” nel mezzo “j”. Si seleziona quale inquinante indicatore della sotto-classe la sostanza a cui corrisponde il rapporto relativo R_{ij}/R_j maggiore;

5. *calcolo della concentrazione rappresentativa dell'inquinante indicatore* per ogni campione, si attribuisce a ciascun inquinante indicatore la concentrazione totale di ogni sotto-classe. La concentrazione rappresentativa dell'inquinante indicatore viene quindi calcolata applicando il criterio descritto nel paragrafo 3.1;
6. *calcolo del Rischio e dell'Indice di Pericolo* il calcolo del Rischio va effettuato considerando la concentrazione rappresentativa dell'inquinante indicatore riferita alla classe dei composti cancerogeni; il calcolo dell'Indice di Pericolo va effettuato considerando la concentrazione rappresentativa dell'inquinante indicatore riferita alla sottoclasse dei composti tossici non cancerogeni.

Si ritiene opportuno sottolineare che i fattori di rischio R calcolati con la suddetta procedura non hanno alcun significato al di fuori di questo contesto, possono essere utilizzati unicamente per ridurre il numero di specie chimiche per l'applicazione dell'analisi di rischio. e non vanno considerati quali misura quantitativa del rischio di un inquinante.

Il criterio proposto non tiene esplicitamente conto della frequenza di rilevamento e della mobilità della sostanza. Si pone in evidenza che, comunque, tali aspetti sono in realtà implicitamente tenuti in considerazione. Infatti, la frequenza di rilevamento è considerata nel calcolo della concentrazione rappresentativa; mentre la suddivisione in classi, in funzione della natura chimica, permette di accorpare sostanze caratterizzate da simili caratteristiche di mobilità.

4.10. CONCENTRAZIONE RAPPRESENTATIVA ALLA SORGENTE

L'applicazione di un livello 2 di analisi di rischio richiede l'individuazione di un unico valore di concentrazione rappresentativa in corrispondenza ad ogni sorgente secondaria di contaminazione [APAT, "*Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi di rischio assoluta ai siti contaminati*" 2005].

Relativamente alla definizione della concentrazione rappresentativa alla sorgente per la procedura di analisi di rischio applicata alle discariche, si devono sottolineare due punti cruciali che la contraddistinguono rispetto al caso generale dei siti contaminati. Infatti:

1. nel modello concettuale definito nella presente procedura, la discarica rappresenta la sorgente primaria e le sue emissioni (percolato, biogas, altre emissioni gassose quali i fumi di combustione) sono invece le sorgenti secondarie, pertanto si dovranno definire i valori di concentrazione rappresentativa per tali emissioni. Si deve però sottolineare che, vista la configurazione del sistema discarica, si dovranno definire le concentrazioni rappresentative dei contaminati presenti nel percolato e nel biogas in uscita dall'impianto, ossia una volta attraversati i sistemi di rivestimento, e non quelle prodotte all'interno dell'ammasso di rifiuti, dal momento che tali fuoriuscite possono comportare un potenziale rischio per l'uomo;
2. in virtù della natura della sorgente e dell'eventualità di valutare i possibili rischi posti per tutta la durata della discarica, deve essere anche considerata la variabilità temporale delle concentrazioni dei contaminanti (ossia delle concentrazioni rappresentative in uscita dalla discarica) presenti nel percolato e nel biogas. Pertanto non si può prescindere dal definire un solo valore di concentrazione rappresentativa per ognuna delle sorgenti secondarie, indicando invece la concentrazione iniziale e la legge che lega quest'ultima alla variabile "tempo".

Sulla base di quanto esposto, nel seguito si illustra l'approccio proposto per la determinazione delle concentrazioni rappresentative di percolato e di biogas in uscita dalla sorgente-discarica, descrivendo dei modelli e definendo delle formule che schematizzano i processi di produzione delle stesse emissioni e i relativi percorsi di attraversamento dei sistemi-barriera (impermeabilizzazione del fondo e delle barriere laterali, sistema di copertura superficiale).

In linea generale, la stima dei valori rappresentativi in uscita dalla discarica si compone dei seguenti passi:

- *determinazione della produzione di percolato e di biogas all'interno della discarica*, in termini di flussi prodotti e di concentrazioni delle specie presenti in tali flussi;
- *schematizzazione dei processi di attraversamento dei sistemi-barriera* e definizione dei valori rappresentativi in uscita dalla discarica, sia in termini di flussi che di concentrazioni.

Per la determinazione dei valori noti da inserire nelle formule di calcolo si deve richiamare quanto già esposto per i criteri di stima dei parametri di ingresso per la procedura di analisi di rischio.

4.7. PRODUZIONE DI PERCOLATO NELLA DISCARICA

Si deve innanzitutto precisare che, per quanto riguarda le concentrazioni delle specie presenti nel percolato, occorrerà innanzitutto stimare le concentrazioni nel percolato prodotto all'interno della discarica e, in un secondo momento, valutare la variazione di tali concentrazioni a seguito dell'attraversamento della barriera di fondo.

Per la stima del flusso di percolato in uscita dalla discarica, non è necessario determinare la quantità di percolato prodotto, ma sarà sufficiente calcolare solo il flusso che fuoriesce dalla discarica.

Analizzando, infatti, la formula del bilancio idrologico prodotto (che si riporta sotto a titolo esplicativo), si osserva che il termine L_f , relativo alle perdite di percolato dal fondo, è una grandezza indipendente dalle altre, poiché influenzata (come indicato nel seguito) solo dal livello del percolato presente sul fondo e dalle proprietà idrauliche della barriera di impermeabilizzazione.

$$L_{\text{prod}} = I_{\text{ef}} + \Delta U_r + \Delta U_{\text{RSU}} - L_f - \text{vap} + b$$

dove:

L_{prod} è la quantità di percolato prodotto all'interno della discarica;

I_{ef} è l'infiltrazione efficace che entra nella discarica;

ΔU_r è la variazione del contenuto di umidità dei ricoprimenti intermedi presenti tra i rifiuti abbancati;

ΔU_{RSU} è la variazione del contenuto di umidità dei rifiuti;

L_f è la quantità di percolato che fuoriesce dal fondo della discarica;

vap rappresenta le perdite di umidità dei rifiuti sotto forma di vapore;

b è il consumo di acqua dovuto ai processi biologici di trasformazione della materia organica presente nel rifiuto.

Relativamente alle **concentrazioni delle specie chimiche**, selezionate quali inquinanti indicatori, che sono presenti nel percolato prodotto dalla discarica si determina dapprima un valore di concentrazione iniziale e poi si considera la variabilità temporale delle stesse.

Nel caso di discariche controllate, la concentrazione iniziale (C_0^L) può essere determinata dai dati storici delle analisi chimiche del percolato sulla base dei criteri esposti nel paragrafo 4.2.

In assenza di dati disponibili si può invece far riferimento a valori di letteratura

Per quanto riguarda la legge di variazione temporale della concentrazione delle specie chimiche presenti nel percolato prodotto all'interno della discarica, si può distinguere tra specie non volatili e specie volatili, poiché queste ultime hanno la tendenza ad essere rimosse attraverso il sistema di captazione ed estrazione del biogas.

Per le **specie non volatili** si considera la seguente equazione di variazione temporale:

$$C^L(t) = C_0^L \cdot e^{-(\kappa \cdot L/S)}$$

dove:

$C^L(t)$ è la concentrazione della generica specie non volatile presente nel percolato all'interno della discarica all'istante di tempo t, espressa in mg/l;

C_0^L è la concentrazione iniziale della generica specie chimica presente nel percolato all'interno della discarica, espressa in mg/l. Tale valore, solitamente, viene determinato per $L/S = 0,05$ l/kg;

κ è la costante di lisciviazione specifica per la specie e per i rifiuti (già definita nel paragrafo 4.1.4.1), espressa in kg/l. Tale costante deve essere determinata, per quanto possibile, sperimentalmente sulla base di quanto indicato nell'Appendice 3. In assenza di dati specifici si possono considerare i valori di letteratura di "m" e "c" riportati nella tabella 9;

L/S è il rapporto “liquido-solido” all’istante di tempo t , espresso in l/kg. Esso viene considerato pari al rapporto tra la somma cumulata della quantità di acqua infiltratasi nella discarica all’istante t di tempo e l’intera massa di rifiuti presente al tempo t .

Si nota che la variazione della concentrazione iniziale (C^L_0) viene legata alla variabile “ L/S ” e non direttamente alla variabile “tempo”, poiché il rapporto L/S tiene conto della geometria dell’impianto e del contenuto di umidità presente all’interno dei rifiuti. Inoltre, la dipendenza con la variabile tempo comporterebbe una legge di diminuzione esponenziale all’aumentare del tempo, mentre il rapporto L/S non aumenta necessariamente in funzione del tempo e quindi non si riflette in una conseguente diminuzione della concentrazione.

Per le **specie volatili**, invece, si considera una diminuzione esponenziale nel tempo della concentrazione presente nel percolato, in accordo con la seguente equazione [Environment Agency; 2003d]:

$$C^L(t) = C^L_0 \cdot e^{-xt}$$

dove:

$C^L(t)$ è la concentrazione della specie volatile nel percolato all’istante t di tempo, espressa in mg/l;

C^L_0 è la concentrazione iniziale della specie volatile nel percolato, espressa in mg/l;

x è la costante di dimezzamento nel tempo della specie volatile, espressa in anno⁻¹. Il valore più conservativo ricavato per il dimezzamento della concentrazione iniziale delle specie volatili presenti nel percolato risulta pari a 10 anni e quindi ad un valore per “ x ” pari a 0,1 anni⁻¹.

Per quanto riguarda la determinazione del valore C^L_0 di concentrazione iniziale o della distribuzione di probabilità della C^L_0 (nel caso di impiego del metodo Monte Carlo, vedi paragrafo 3.1), essa va effettuata sulla base dei valori specifici disponibili dalle analisi di laboratorio su campioni di percolato estratto della discarica, seguendo i criteri, riportati a seguire, già indicati per la definizione delle concentrazioni rappresentative alla sorgente nella procedura di analisi di rischio assoluta per i siti contaminati [APAT, “*Criteri metodologici per l’applicazione dell’analisi di rischio assoluta ai siti contaminati*” 2005].

I passi da seguire per la **definizione di C^L_0** sono, quindi:

- *effettuare una accurata valutazione dei dati*, in grado di stabilire l'applicabilità di criteri statistici sui valori di concentrazione determinati analiticamente nei campioni di percolato.

In particolare, è necessario:

1. esaminare l'ampiezza del data-set. Per ogni data-set, il numero di dati a disposizione non può essere inferiore a 10. Al di sotto di tale soglia, non essendo possibile effettuare alcuna stima statistica attendibile e in accordo con il principio di massima conservatività, si pone la concentrazione rappresentativa alla sorgente coincidente con il valore di concentrazione massimo determinato analiticamente;
 2. verificare che il campionamento sia uniformemente distribuito su tutta la sorgente di contaminazione (campionamento random o campionamento a griglia). Nel caso del percolato si dovranno, per quanto possibile, avere un uguale numero di campioni provenienti dai diversi punti di campionamento (ossia, ad esempio i pozzi di raccolta del percolato), poiché un campionamento più concentrato in una porzione del sito potrebbe comportare una stima fuorviante (sovrastima o sottostima) della concentrazione alla sorgente;
 3. identificare gli outlier e distinguere i "veri outlier" dai "falsi outlier". I "veri outlier" possono derivare da errori di trascrizione, di codifica dei dati o da una qualsiasi inefficienza degli strumenti del sistema di rilevazione dei dati. I "falsi outlier" sono quei valori estremi reali, che, in genere, corrispondono a valori di picco (hot spot) locali o temporali. E' dunque necessario identificare e differenziare i tipi di outlier, in modo da rimuovere i primi e mantenere i secondi. Se il data-set a disposizione è stato già validato si esclude automaticamente la presenza di veri outlier. Si ritiene opportuno sottolineare che è di fondamentale importanza tener conto e quindi non rimuovere i "falsi outlier" dal data set;
 4. identificare i "Non-Detect", i quali corrispondono a quelle concentrazioni realmente o virtualmente pari a zero, o comunque maggiori di zero, ma al di sotto delle possibilità di misurazione della strumentazione di laboratorio seguendo il principio di cautela, si ritiene opportuno porre, in ogni caso e quindi in corrispondenza a qualsiasi distribuzione dell'insieme dei dati, i Non-Detect pari al corrispondente Detection Limit o limite di rilevazione ($ND = DL$);
- *individuare la distribuzione di probabilità che approssimi meglio l'insieme dei dati disponibili*. La procedura di analisi di rischio assoluta per i siti contaminati [APAT, "Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi di rischio assoluta ai siti contaminati" 2005] propone l'impiego del software ProUCL ver 3.0 [EPA, April 2004;

www.epa.gov/esd/tsc/form.htm] per l'individuazione della distribuzione di probabilità rappresentativa del data-set. Una volta individuata la distribuzione di probabilità delle concentrazioni iniziali degli inquinanti indicatori, selezionati tra le specie presenti nel percolato, si possono considerare le seguenti alternative:

1. *considerare tale distribuzione di probabilità rappresentativa della sorgente, qualora si impieghi il metodo Monte Carlo;*
2. *individuare un unico valore rappresentativo della C^L_0 che, secondo quanto indicato nella procedura di analisi di rischio per i siti contaminati, corrisponde all'UCL della media. Tale valore di UCL viene determinato impiegando la procedura statistica più appropriata a seconda del tipo di distribuzione individuata per il data-set. Per tale procedura statistica da applicare si può far riferimento allo stesso software ProUCL ver 3.0. Infine, nei casi in cui, a causa di un ridotto insieme di dati e/o di una grande varianza degli stessi, l'UCL, calcolato secondo i criteri sopra esposti, assuma valori superiori alla concentrazione massima del data set (C^L_{\max}), si pone $C^L_0 = C^L_{\max}$.*

4.8. ATTRAVERSAMENTO DELLA BARRIERA

Come già esposto, i valori rappresentativi alla sorgente ai fini dell'analisi di rischio applicata alle discariche corrispondono a quelli del flusso di percolato in uscita dalla discarica e delle concentrazioni degli inquinanti indicatori in esso presenti. Nel seguito si illustrano pertanto i processi di fuoriuscita del percolato e le formule che si possono impiegare per determinare i valori rappresentativi sopra menzionati.

Per semplicità si può considerare che il percolato si infiltri verticalmente per gravità solo nella barriera del fondo della discarica (qualora presente), trascurando le perdite laterali, nell'ipotesi di mantenere basso il livello di percolato sul fondo.

Nella maggioranza dei casi, a meno di situazioni particolari da approfondire in maniera specifica, indipendentemente dall'altezza del livello di percolato sul fondo si può comunque ragionevolmente assumere che la composizione verticale del flusso sia predominante rispetto a quella laterale. Ciò è dovuto ai meccanismi che regolano il moto delle eventuali fuoriuscite, poiché le perdite laterali, verificandosi solo in virtù di processi diffusivi, danno origine ad un flusso più lento e trascurabile

rispetto a quello delle perdite di fondo, per le quali, oltre alla diffusione, il motore determinante è la forza di gravità.

I dati di caratterizzazione di tale barriera sono stati già ampiamente illustrati tra quelli propri della sorgente discarica (paragrafo 4.1.5.1), pertanto nel seguito si illustrano le formule di calcolo nelle quali introdurre tali dati.

L'attraversamento della barriera di fondo, nel caso di discariche controllate, viene trattato in modo differente a seconda della tipologia di strati attraversati, ossia strati minerali (argilla compattata di fondo) e strati artificiali (geomembrana in HDPE).

Naturalmente nel caso della presenza di diverse tipologie di strati si deve considerare in sequenza il passaggio attraverso tutti gli strati secondo la direzione di flusso del percolato fuoriuscente.

Per quanto riguarda il **flusso di percolato attraverso i materiali minerali** presenti nella barriera di fondo delle discariche controllate, esso viene calcolato mediante la legge di Darcy [4.18], in condizioni stazionarie, considerando l'intero strato omogeneo e isotropo. L'effetto delle eterogeneità presenti e di altri eventuali difetti, quali ad esempio fratture che costituiscono delle vie preferenziali di flusso, potrebbe essere rappresentato da un'adeguata distribuzione di probabilità per la conducibilità idraulica di tale strato, qualora si impieghi il metodo Monte Carlo.

Si utilizza pertanto la seguente equazione di Darcy:

$$L_f = K_i \cdot i_f \cdot A_f$$

dove:

L_f è il flusso di percolato che attraversa lo strato minerale, espresso in m^3/s ;

K_i è la conducibilità idraulica dello strato minerale, espressa in m/s ;

A_f è la superficie di fondo della discarica, espressa in m^2 ;

i_f è il gradiente idraulico verticale, adimensionale, calcolato mediante la seguente espressione, una volta noti lo spessore dello strato minerale attraversato (d_i , espresso in m) e il livello di percolato sul fondo della discarica (h_{perc} , espresso in m):

$$i_f = \frac{h_{perc} + d_i}{d_i}$$

Nel caso di discariche incontrollate sprovviste di barriera di impermeabilizzazione del fondo, si impiega ancora la legge di Darcy, espressa dalla [4.18], nella quale però il valore di conducibilità idraulica è quello relativo al terreno insaturo presente al di sotto dei rifiuti.

Per il *flusso di percolato attraverso i materiali artificiali* presenti nella barriera di fondo, si assume invece che il percolato passi attraverso i difetti presenti (buchi, strappi, lacerazioni) e si considera la seguente equazione sperimentale per il calcolo dell'infiltrazione del percolato [Giroud et al; 1992]:

$$L'_f = C_d \cdot i_{av} \cdot h_{perc}^{0,9} \cdot a^{0,1} \cdot K_k^{0,74}$$

Dove:

L'_f è il flusso di percolato che passa attraverso i difetti della geomembrana; espresso in m³/s;

C_d è una costante adimensionale che descrive la qualità del contatto tra la geomembrana e lo strato sottostante. Giroud et al. (1992) propone due valori per tale costante: 0,21 nel caso di un buon contatto e 1,15 nel caso di un pessimo contatto. Tuttavia, la qualità del contatto varia anche in virtù della natura dei rifiuti presenti, oltre che del materiale sottostante;

$h_{perc}^{0,9}$ è l'altezza del livello di percolato al di sopra della geomembrana; espresso in m;

i_{av} è il gradiente idraulico medio verticale, adimensionale. Giroud et al. [1992] propone la seguente espressione per il calcolo di i_{av} , dove d_{unsat} è lo spessore del materiale non saturo (espresso in m) al di sotto della geomembrana:

$$i_{av} = 1 + 0,1 \cdot \left(\frac{h_{perc}}{d_{unsat}}\right)^{0,95}$$

Nella maggioranza dei casi, e comunque in tutti i casi laddove il livello del percolato al di sopra della geomembrana è molto più piccolo dello strato di materiale non saturo sottostante, il gradiente idraulico medio verticale può essere approssimato ad 1.

a è l'area dei difetti presenti (fori, buchi e strappi), espressa in m²;

K_{unsat} è la conducibilità idraulica del materiale non saturo al di sotto della geomembrana e a diretto contatto con questa, espressa in m/s.

Considerando che i difetti presenti nella geomembrana possono essere dovuti a microfori, fori e strappi (paragrafo 4.1.5.1), il flusso complessivo di percolato che filtra verso il basso è dato dalla seguente espressione:

$$L_f = A_f [(p_m L'_{fm}) + (p_f L'_{ff}) + (p_s L'_{fs})]$$

dove:

p_m, p_f, p_s , sono le densità o le distribuzioni di probabilità rispettivamente dei microfori, fori e strappi, espresse in numero/ha;

L'_{fm} , L'_{ff} , L'_{fs} sono i flussi di percolato che filtrano rispettivamente attraverso i microfori, fori e strappi, espressi in m^3/s .

Nel caso in cui la barriera di impermeabilizzazione del fondo della discarica sia di tipo composito (ossia accoppiamento della geomembrana in HDPE e di uno strato sottostante minerale di argilla compattata), il flusso del percolato attraverso la geomembrana viene ancora calcolato mediante le equazioni [4.20] e [4.22], considerando la conducibilità idraulica dello strato minerale di argilla nella [4.20].

Per le barriere doppie, composite o non, vengono impiegate le analoghe equazioni esplicitate sopra procedendo a calcolare il flusso attraverso lo strato più in alto e poi impiegandolo per calcolare il flusso attraverso gli strati inferiori.

Per il calcolo della **concentrazione di percolato in uscita dalla barriera di fondo** della discarica si deve tener conto dei fenomeni diffusivi e dei processi di attenuazione chimica che si possono verificare all'interno dello strato minerale presente nel fondo, durante il suo attraversamento. I fenomeni di tipo diffusivo sono imputati alla dispersività del mezzo, mentre l'attenuazione chimica al trasporto ritardato ($R \neq 0$) e alla biodegradazione ($\lambda \neq 0$).

Tutti questi fenomeni vengono descritti dall'equazione di dispersione-advezione che descrive il trasporto di un soluto in un fluido ed è basata sull'analisi del bilancio di massa nello spazio interessato. L'espressione che, pertanto, descrive l'evoluzione della concentrazione della generica specie presente nel percolato, la quale attraversa lo strato minerale del fondo e fuoriesce dalla discarica, è data dalla seguente equazione monodimensionale:

$$\frac{\partial C^L}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C^L}{\partial x^2} - v \frac{\partial C^L}{\partial x} - R\lambda C^L$$

dove:

- C^L è la concentrazione alla distanza x e al tempo t , espressa in mg/l ;
- x è la distanza lungo il percorso nella direzione del flusso (ossia lo spessore di strato minerale), espressa in m ;
- t è il tempo, espresso in s ;
- v è la velocità media delle particelle di liquido, o velocità darciana, espressa in m/s . Tale valore viene determinata mediante l'espressione [4.24], dove L_f è il flusso di percolato che attraversa lo strato di argilla, A_f è la superficie di fondo della discarica e θ_t rappresenta in

condizioni non sature il contenuto di umidità dell'argilla, mentre in condizioni sature la porosità efficace:

$$v = \frac{L_f}{A_f \theta_i}$$

R è fattore di ritardo, dimensionale, relativo alla specie considerata e al mezzo attraversato;

λ è la costante di decadimento del primo ordine, relativa alla specie considerata e al mezzo attraversato, espressa in s^{-1} ;

D_L è il coefficiente di dispersione idrodinamica longitudinale (ossia nella direzione di flusso), espresso in m^2/s . Esso viene determinato noti il coefficiente di dispersività longitudinale α_{z_i} (espressa in m) e il coefficiente di dispersione molecolare D_m (espresso m^2/s), mediante l'espressione seguente:

$$D_L = \alpha_{z_i} \cdot v + D_m$$

Una delle soluzioni analitiche più utilizzate per l'equazione [4.23] differenziale a derivate parziali è la soluzione di Domenico [Domenico e Schwartz, 1998]. Tale soluzione fornisce la distribuzione delle concentrazioni in un dominio spaziale tridimensionale, in regime variabile, per effetto dell'immissione continua di un contaminante attraverso una sorgente areale, costituita nel caso specifico dalla superficie di fondo della discarica, perpendicolare alla direzione di flusso delle perdite di percolato e schematizzata con una figura rettangolare di dimensioni W e S_{sw} , rispettivamente nelle direzioni parallela e ortogonale al flusso di falda.

La soluzione tiene conto, oltre che dei fenomeni di advezione e dispersione idrodinamica, degli eventuali processi di biodegradazione del contaminante (esprimibili con un'equazione cinetica del primo ordine) e degli eventuali fenomeni di adsorbimento del contaminante sulla superficie solida dei grani presenti nel materiale naturale dello strato di fondo della discarica (esprimibili secondo un'isoterma lineare).

Nell'ipotesi, più aderente alla realtà, che la dispersione dell'inquinante avvenga solamente nella direzione longitudinale di flusso z , trascurando quindi le dispersioni nelle altre due direzioni ($x=y=0$), si ottiene la seguente soluzione semplificata che consente di calcolare la concentrazione $C^L(z)$ lungo l'asse longitudinale di flusso:

$$\frac{C_{out}^L(z)}{C^L} = \exp \left\{ \left(\frac{z}{2\alpha_z} \right) \left[1 - \sqrt{1 + \frac{4\lambda\alpha_z R}{v}} \right] \right\} \cdot \operatorname{erf} \left(\frac{W}{4\sqrt{\alpha_x y}} \right) \cdot \operatorname{erf} \left(\frac{S_{sw}}{4\sqrt{\alpha_y x}} \right)$$

Dove

C^L è la concentrazione della generica specie presente nel percolato prodotto nella discarica al tempo t , mentre la concentrazione risultante (C^L_{out}) corrisponde ovviamente a quella in uscita dalla discarica in seguito all'attraversamento della barriera di fondo della discarica.

CAPITOLO 5
CARATTERIZZAZIONE DEI PERCORSI E DELLE VIE
D'ESPOSIZIONE

CAPITOLO 5

5.1. PARAMETRI PER IL TRASPORTO DEL PERCOLATO

Dopo aver definito il termine sorgente - discarica, il modello concettuale deve identificare tutti gli specifici percorsi mediante i quali le emissioni potrebbero potenzialmente essere trasportate fino a raggiungere i potenziali bersagli recettori.

I percorsi delle sostanze prodotte e quindi fuoriuscite dalla discarica possono essere individuati nei diversi comparti di suolo, aria, acque sotterranee e acque superficiali, con modalità dipendenti dalla natura delle sostanze stesse e dei mezzi attraversati.

A seconda delle emissioni considerate, i percorsi possono variare e prendere in considerazione fattori differenti, che nel caso del percolato sono indicativamente i seguenti:

- diffusione e trasporto nella zona insatura e nell'acquifero;
- perdite dovute ad occasioni accidentali:
 - tracimazione da serbatoi/vasche di stoccaggio;
 - danni al sistema di raccolta e/o ai suoi componenti (rottture delle tubazioni, guasti alle valvole, intasamenti dello strato di drenaggio, ect);
 - danni ai sistemi di estrazione (pozzi di raccolta, pompe di estrazione, ect);
 - danni ai sistemi di impermeabilizzazione del fondo e/o delle pareti laterali;
 - problemi di instabilità nel corpo dei rifiuti;
 - atti di vandalismo ai sistemi di impermeabilizzazione, pompe e altri componenti del sistema.

Nei paragrafi successivi si indicano i parametri di caratterizzazione dei percorsi e si definiscono i fattori di trasporto del percolato.

I percorsi possibili per il percolato emesso dalla discarica riguardano:

1. la zona non satura di terreno al di sotto della discarica;
2. la zona satura o acquifero.

Nei paragrafi seguenti si specificano i parametri da raccogliere per i due strati del sottosuolo, i quali possono essere dedotti da informazioni e indagini specifiche e dalla letteratura di settore, sulla base dei criteri già definiti in precedenza.

Tali parametri sono necessari per il calcolo dei fattori di trasporto e, quindi, per stimare la concentrazione della specie chimica presente nel lisciviato in corrispondenza del bersaglio, nota quella in uscita dalla discarica, definita precedentemente.

5.1.1. DATI PER IL TRASPORTO NELLA ZONA NON SATURA

Per la definizione dei parametri del terreno in zona insatura, a monte dell'applicazione della procedura descritta nel capitolo precedente, va applicato il seguente approccio:

1. se il terreno in zona insatura è omogeneo, si applica direttamente la procedura definita nel paragrafo 3.1;
2. se il terreno in zona insatura è omogeneo, ma con presenza di lenti in numero e di dimensioni trascurabili rispetto allo spessore della zona insatura, si applica direttamente la procedura definita nel paragrafo 3.1;
3. se il terreno in zona insatura non è omogeneo, ma stratificato, si applica la procedura definita nel capitolo precedente ad ogni strato di terreno e si procede seguendo una delle alternative seguenti:
 - a. per ogni parametro caratteristico del sito, si seleziona il valore più conservativo tra quelli corrispondenti ai diversi strati, facendo riferimento al principio di conservatività;
 - b. si attribuisce ad ogni strato il corrispondente valore rappresentativo dei diversi parametri; tale approccio richiede l'applicazione di modelli numerici (analisi di rischio di livello 3).

Il terreno non saturo, compreso tra il piano di posa della discarica e la superficie piezometrica dell'acquifero sottostante, dovrà quindi essere caratterizzato con parametri geometrici (stratigrafia, spessore), fisici (granulometria, peso di volume, porosità, ecc.), idraulici (conducibilità idraulica, coefficienti di dispersività, ecc.) e chimici (frazione di contenuto organico).

Nel seguito vengono illustrati i suddetti parametri necessari all'applicazione dell'analisi di rischio alle discariche, i quali sono riassunti nella tabella 51, attribuendo ad ognuno di essi una definizione ed illustrandone gli effetti e l'influenza nell'applicazione della procedura di analisi di rischio.

Tabella 51. Dati relativi alla caratterizzazione della zona non satura di terreno

Dati	Definizioni	Effetti
soggiancenza della falda	distanza tra il piano campagna e la superficie piezometrica	influisce sulla determinazione del franco di falda e sulla stima del fattore di lisciviazione
franco della falda	spessore di terreno non saturo tra il piano di posa della discarica e la superficie piezometrica	influisce sulla lunghezza del percorso del contaminante e quindi sul tempo di arrivo nell'acquifero
spessore della frangia capillare	spessore della zona di sottosuolo in cui avviene la transizione tra il terreno saturo e il non saturo	influisce nel calcolo del rischio associato alla volatilizzazione dei contaminanti dall'acquifero e alla conseguente migrazione degli stessi in ambienti aperti (outdoor) e/o confinati (indoor)
spessore della zona non satura	distanza tra il piano campagna e il top della frangia capillare	influisce nel calcolo del rischio associato alla volatilizzazione dei contaminanti dall'acquifero e alla conseguente migrazione degli stessi in ambienti aperti (outdoor) e/o confinati (indoor)
granulometria	distribuzione delle particelle del terreno in base al loro diametro	influisce sugli effetti dispersivi dei contaminanti e sui fenomeni di adsorbimento dei contaminanti con la matrice solida
peso di volume o densità del terreno o massa volumica	peso dell'unità di volume della massa totale composta dalle particelle solide e liquide contenute negli spazi interstiziali	influisce sui fenomeni di diluizione e di interazione dei contaminanti con la matrice solida
porosità totale	volume di vuoti presenti all'interno del volume totale di terreno	influisce sul moto di infiltrazione del contaminante, in particolare sulla resistenza al suo passaggio della matrice solida
Porosità efficace	volume di vuoti idraulicamente connessi presenti all'interno del volume totale di terreno	influisce sul moto di infiltrazione del contaminante, in particolare sulla resistenza al suo passaggio della matrice solida
contenuto volumetrico d'acqua	volume di acqua presente nell'unità di volume del suolo	influisce sull'attività microbica, sul trasporto di aria e di acqua nel sottosuolo
contenuto volumetrico d'aria	volume di aria presente nell'unità di volume del suolo	influisce su eventuali fenomeni di volatilizzazione
contenuto volumetrico di	rapporto tra volume di acqua (aria) presente nel	influisce sulla volatilizzazione dei contaminanti presenti nell'acquifero

acqua e d'aria nella frangia capillare	suolo e volume dei vuoti	superficiale
conducibilità idraulica verticale a saturazione	capacità del terreno di un dato spessore di lasciarsi attraversare da acqua per unità di superficie	influisce sul moto di infiltrazione del contaminante e sul tempo di arrivo all'acquifero
coefficiente di dispersione longitudinale	quantifica i fenomeni dispersivi del moto	incide sui fenomeni dispersivi del moto e quindi sull'attenuazione della concentrazione di contaminante lungo il percorso
frazione di carbonio organico	quantità di carbonio organico presente nel totale della matrice solida del terreno non saturo	contribuisce a determinare la capacità di scambio cationico e la capacità tampone del suolo nei confronti dei cambiamenti di pH; influisce positivamente sulla stabilità della struttura e sul mantenimento di buone condizioni di permeabilità e di aerazione

Granulometria di terreno

I dati riguardanti la stratigrafia dei terreni si ottengono direttamente dalle informazioni dei sondaggi geognostici eseguiti in fase di progettazione per una discarica controllata, oppure in fase di formulazione del problema della procedura di analisi di rischio nell'ambito della caratterizzazione predisposta per una discarica incontrollata.

Dalle stratigrafie è possibile ottenere le informazioni inerenti le litologie predominanti nel suolo-sottosuolo e il tetto e la base di ogni singolo strato d'interesse.

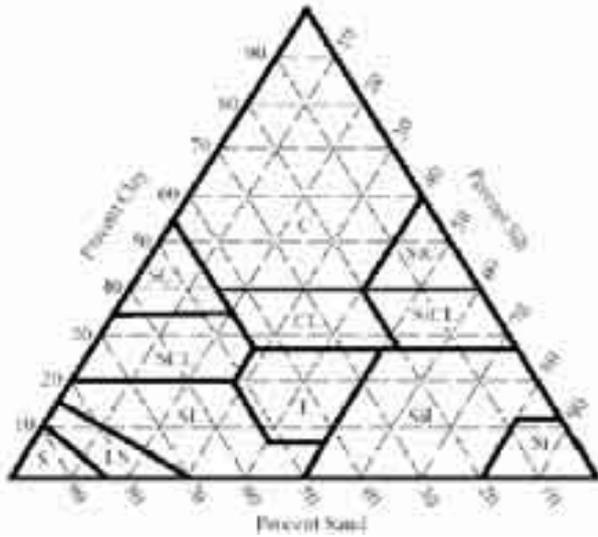
La granulometria del terreno non entra direttamente nelle equazioni utili per il calcolo dei fattori di trasporto. Nonostante ciò, la sua determinazione risulta spesso utile, come vedremo più avanti, per stimare i valori di molte delle proprietà fisiche del suolo saturo e insaturo.

L'analisi granulometrica permette di determinare la distribuzione delle particelle di un terreno in base al loro diametro. Calcolata la massa delle particelle costituenti le diverse classi granulometriche, espresse in percento della massa totale della terra fine, quest'ultime possono essere ridotte nelle tre classi principali: sabbia, limo e argilla, che a loro volta possono essere sintetizzate graficamente ricorrendo al cosiddetto diagramma triangolare.

E' possibile effettuare una classificazione dei terreni composti usando il metodo dell'USDA (U.S. Department of Agriculture). Si identificano, come visto nella tabella 52, con il nome di ghiaia le

particelle con diametro $\varphi > 2,0$ mm, con sabbia quelle con diametro $0,06 \text{ mm} < \varphi < 2,0$ mm, con limo quelle con diametro $0,002 \text{ mm} < \varphi < 0,06$ mm e con argilla quelle con diametro $\varphi < 0,002$ mm; nota la percentuale di ognuna di esse, si classifica il terreno attraverso il triangolo riportato in figura.

Tabella 52. Classificazione dei terreni			
tipo di terreni		diametri delle particelle (mm)	
TERRENI A GRANA MOLTO GROSSA	Blocchi	200	
	ciottoli	60	
TERRENI A GRANA GROSSA (più del 65% in sabbia e ghiaia)	ghiaia	grossa	20
		media	6
		fine	2
	sabbia	grossa	0,6
		media	0,2
		fine	0,06
TERRENI A GRANA FINE (più del 35% in limo e argilla)	limo	grossa	0,02
		media	0,006
		fine	0,002
	argilla	< 0,002	



Tessitura del suolo	
Simbolo	Nome
S	Sand
LS	Loamy Sand
SL	Sandy Loam
SCL	Sandy Clay Loam
L	Loam
LL	Clay Loam
CL	Clay Loam
SIL	Silty Clay Loam
SL	Silty Clay
SCL	Sandy Clay Loam
S	Silt
SC	Sandy Clay
C	Clay

Soggiacenza della falda (LGW)

La soggiacenza della falda (LGW), espressa in cm, rappresenta la distanza tra il piano campagna e la piezometrica dell'acquifero superficiale.

Il dato di soggiacenza si ricava comunemente dalle misure ottenute dalla/e campagna/e di monitoraggio piezometrico. In realtà, tale parametro presenta solitamente una forte variabilità stagionale e, in alcune situazioni idrogeologiche anche una forte variabilità ciclica pluriennale.

A tal proposito sarebbe utile ottenere informazioni sulle oscillazioni piezometriche annuali utilizzando, in caso di assenza di misure di campo specifiche, studi idrogeologici eseguiti in aree limitrofe.

Franco di falda (dff)

Un parametro geometrico caratteristico della zona non satura di terreno è la soggiacenza della falda, che esprime lo spessore in metri della zona non satura dal piano campagna.

Nel caso della discarica, la lunghezza significativa del percorso nell'insaturo è quella tra il piano di posa della discarica e la superficie piezometrica, definita franco di falda (dff).

Il franco di falda si esprime in cm, e viene determinato per differenza tra la soggiacenza della falda e la profondità del piano di posa della discarica.

Oltre ad essere influenzato dalle variabilità insite nella soggiacenza, il franco di falda è anche variabile in funzione della profondità del piano di posa della discarica, il quale per caratteristiche proprie costruttive possiede una pendenza definita in sede di progettazione dell'impianto.

Spessore della frangia capillare (hcap)

A seconda della tipologia del terreno non saturo, si dovrà considerare lo spessore della frangia capillare (dcap), il quale può incidere, a seconda della tipologia di terreno, sulla determinazione del franco di falda. Nella zona della frangia capillare l'acqua presente nella falda risale di una certa altezza a seguito di fenomeni di capillarità.

Tale parametro viene espresso in metri e, pur non rientrando direttamente nelle formule di calcolo dei fattori di trasporto, può incidere sul fenomeno di volatilizzazione dei contaminanti dall'acquifero superficiale e sulla conseguente migrazione degli stessi in ambienti aperti (outdoor) e/o confinati (indoor).

Tali fenomeni di volatilizzazione sono considerati secondari, infatti, anche se contribuiscono ad una variazione della concentrazione dei contaminanti durante il loro percorso, confrontati con il rilascio di gas da parte della discarica risultano trascurabili.

Spessore della zona insatura (hv)

Lo spessore della zona insatura (h_v), espresso in cm, rappresenta la distanza tra il piano campagna e il top della frangia capillare.

Esso si può ricavare mediante la seguente espressione:

$$h_v = L_{GW} - h_{cap}$$

Densità del suolo (ρ_s)

Per densità del suolo si intende la massa volumica apparente (ρ_s), che rappresenta il rapporto tra la massa del suolo essiccato a 105 °C ed il suo volume totale. Essa viene generalmente espressa in g/cm³.

Come consigliato nella procedura di analisi di rischio assoluta per i siti contaminati [APAT, “*Criteri metodologici per l’applicazione dell’analisi di rischio assoluta ai siti contaminati*” 2005], per la stima indiretta di ρ_s si assume un valore pari a 1,7 g/cm³ indipendentemente dal tipo di suolo in esame, che rappresenta la media del suo possibile range di valori (1,6 – 1,75 g/cm³) [Connor et al.; 1996].

Porosità totale ed efficace del terreno non saturo (Θ_{T_unsat} , Θ_{e_unsat})

La porosità totale (Θ_{T_unsat}) è espressa adimensionalmente come rapporto tra il volume dei vuoti presenti nel terreno e il volume del terreno stesso.

Come è noto, il contenuto volumetrico di acqua a saturazione è uguale alla porosità efficace o effettiva (Θ_{e_unsat}). A sua volta la porosità efficace deriva dalla porosità totale escludendo da essa il volume dei pori non interconnessi (Θ_{pori}) ed il contenuto volumetrico d’acqua residuo (Θ_{res}), come indicata dalla seguente relazione:

$$\Theta_{e_unsat} = \Theta_{T_unsat} - (\Theta_{pori} + \Theta_{res})$$

Concludendo possiamo affermare che, nel caso di terreni in cui vi sia una buona connessione idraulica tra i pori, la porosità effettiva si può assumere pari alla porosità totale:

$$\Theta_{e_unsat} = \Theta_{T_unsat} - \Theta_{res}$$

Anche se la porosità totale non coincide con la porosità efficace, in particolar modo per i terreni argillosi, nella presente procedura di analisi di rischio, in accordo a quanto riportato negli standard

di riferimento e quanto indicato anche nella procedura di analisi di rischio assoluta per i siti contaminati, si assume la condizione semplificativa:

$$\Theta_{e_unsat} = \Theta_{T_unsat}$$

Inoltre, nei calcoli per l'analisi di rischio sanitario, porre la condizione che porosità effettiva e totale coincidano, risulta sempre a vantaggio della sicurezza.

Per quanto riguarda la stima diretta della Θ_{e_unsat} , essa viene solitamente determinata in laboratorio mediante l'impiego di picnometri ad aria, mentre per la stima indiretta della Θ_{T_unsat} si riportano nella tabella 26 i valori indicati anche nella procedura di analisi di rischio assoluta per i siti contaminati e desunti dai riferimenti bibliografici a cui si fa più comunemente riferimento [Carsel et al., 1988] [Van Genuchten model, 1980].

Contenuto volumetrico di acqua (θ_w)

Il contenuto volumetrico di acqua (θ_w) di un terreno è dato dal rapporto tra il volume dell'acqua contenuta nel suolo e il volume totale di suolo.

Tale parametro è fortemente variabile stagionalmente e può essere influenzato da eventuali precipitazioni meteoriche avvenute nel periodo precedente alla prova o al prelievo del campione.

Per la valutazione di rischio, in genere, è sufficiente individuare un valore rappresentativo medio annuo di tale parametro. Molti valori sono forniti dalla letteratura di riferimento in funzione della tipologia di suolo, della conducibilità idraulica e della porosità totale [UNICHIM, 2002].

Nel caso di stima diretta, considerata la forte variabilità di questo parametro in funzione delle condizioni meteo-climatiche, la procedura di analisi rischio per i siti contaminati [APAT, "*Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi di rischio assoluta ai siti contaminati*" 2005], suggerisce di verificare che il valore rappresentativo ricada all'interno del range di valori riportati in tabella 55.

La stima indiretta del parametro θ_w , invece, propone di far riferimento ai valori riportati nella tabella 56, i quali sono stati desunti dalla integrazione dei dati forniti dai riferimenti bibliografici a cui si fa più comunemente riferimento [Carsel et al., 1988] [Van Genuchten model, 1980].

Tabella 55. Range di valori per θ_w in funzione della distribuzione granulometrica			
Tessitura del terreno	θ_w massimo	θ_w minimo	θ_w varianza
<i>Sand</i>	0,08	0,05	1,62E-04
<i>Loamy Sand</i>	0,12	0,05	1,34E-03
<i>Sandy Loam</i>	0,23	0,04	9,54E-03
<i>Sandy Clay Loam</i>	0,24	0,06	9,89E -03
<i>Loam</i>	0,26	0,06	1,20E -02
<i>Silt Loam</i>	0,30	0,07	2,76E -02
<i>Clay Loam</i>	0,26	0,08	1,64E -02
<i>Silty Clay Loam</i>	0,31	0,09	2,42E -02
<i>Silty Clay</i>	0,34	0,11	1,62E -02
<i>Silt</i>	0,30	0,05	1,93E -02
<i>Sandy Clay</i>	0,31	0,12	1,08E -02
<i>Clay</i>	0,38	0,10	2,26E -02

Contenuto volumetrico di aria (θ_a)

Il contenuto volumetrico di aria (θ_a) può essere calcolato indirettamente come differenza tra la porosità totale (assunta coincidente con la porosità effettiva) ed il contenuto volumetrico di acqua, come indicato dalla seguente relazione:

$$\theta_a = \theta_{T_unsat} - \theta_w$$

Per la stima indiretta del parametro θ_a la procedura di analisi rischio per i siti contaminati [APAT, “*Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi di rischio assoluta ai siti contaminati*” 2005] suggerisce di far riferimento ai valori riportati in tabella 56, i quali sono stati desunti dalla integrazione dei dati forniti dai riferimenti bibliografici a cui si fa più comunemente riferimento [Carsel et al., 1988] [Van Genuchten model, 1980].

Tabella 56. Valori θT_{unsat}, θ_{res}, θe_{unsat}, θw e θa in funzione della distribuzione granulometrica					
tessitura del terreno	θT_{unsat}	θ_{res}	θe_{unsat}	θw	θa
Sand	0,43	0,045	0,385	0,068	0,317
Loamy Sand	0,41	0,057	0,353	0,103	0,250
Sandy Loam	0,41	0,065	0,345	0,194	0,151
Sandy Clay Loam	0,39	0,100	0,290	0,178	0,112
Loam	0,43	0,078	0,352	0,213	0,139
Silt Loam	0,45	0,067	0,383	0,255	0,128
Clay Loam	0,41	0,095	0,315	0,200	0,115
Silty Clay Loam	0,43	0,089	0,341	0,246	0,095
Silty Clay	0,36	0,070	0,290	0,274	0,016
Silt	0,46	0,034	0,426	0,278	0,148
Sandy Clay	0,38	0,100	0,280	0,228	0,052
Clay	0,38	0,068	0,312	0,304	0,008

Contenuto volumetrico di acqua e di aria nella frangia capillare (θw_{cap} , θa_{cap})

La conoscenza di tali parametri è necessaria quando si considera la volatilizzazione dei contaminanti, presenti nell'acquifero superficiale, verso ambienti indoor e outdoor. Data la non facile determinazione di questi parametri sia per i tempi lunghi necessari sia per i costi non trascurabili, si ricorre quasi sempre a valori di default presenti in letteratura.

Per la stima indiretta dei parametri θw_{cap} e θa_{cap} , la procedura di analisi di rischio per i siti contaminati [APAT, "Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi di rischio assoluta ai siti contaminati" 2005], suggerisce di far riferimento ai valori riportati in tabella 57, i quali sono stati desunti dalla integrazione dei dati forniti dai riferimenti bibliografici a cui si fa più comunemente riferimento [Van Genuchten model, 1976 e 1980] [Connor et al., 1996].

Tabella 57. Valori θT_{unsat} , θ_{res} , θe_{unsat} , θw_{cap} e θa_{cap} in funzione della distribuzione granulometrica

tessitura del terreno	θT_{unsat}	θ_{res}	θe_{unsat}	θw_{cap}	θa_{cap}
Sand	0,43	0,045	0,385	0,330	0,055
Loamy Sand	0,41	0,057	0,353	0,318	0,035
Sandy Loam	0,41	0,065	0,345	0,288	0,057
Sandy Clay Loam	0,39	0,100	0,290	0,248	0,042
Loam	0,43	0,078	0,352	0,317	0,035
Silt Loam	0,45	0,067	0,383	0,297	0,086
Clay Loam	0,41	0,095	0,315	0,288	0,027
Silty Clay Loam	0,43	0,089	0,341	0,317	0,024
Silty Clay	0,36	0,070	0,290	0,282	0,008
Silt	0,46	0,034	0,426	0,383	0,043
Sandy Clay	0,38	0,100	0,280	0,252	0,028
Clay	0,38	0,068	0,312	0,308	0,004

Coefficiente di dispersività longitudinale (αx_{unsat})

Soprattutto nel mezzo insaturo il moto del contaminante è fortemente influenzato dalla granulometria e dalla porosità del terreno, che determinano effetti di dispersione del contaminante all'interno del terreno non saturo. Tali fenomeni vengono simulati mediante i coefficienti di dispersione e, poiché nell'insaturo si trascurano le componenti del moto di infiltrazione nel piano orizzontale, si considera solamente il coefficiente di dispersione longitudinale, ossia nella direzione del flusso e quindi perpendicolarmente alla superficie orizzontale.

Il coefficiente di dispersione (D_x) e quello di dispersività (αx_{unsat}) sono legati dalla seguente equazione attraverso la velocità media effettiva del flusso liquido (v_e):

$$D_{x_{unsat}} = \alpha_{x_{unsat}} \cdot v_e$$

Vista la difficoltà di stimare un valore diretto del coefficiente di dispersività, per l'applicazione dell'analisi di rischio di livello 2, tale valore può essere stimato attraverso la seguente relazione [Xu e Eckstein, 1995]:

$$\alpha_{x_{unsat}} = 0,83 (\log L)^{2,414}$$

dove L rappresenta la distanza del percorso e quindi lo spessore della zona non satura attraversata, che nel caso delle discariche corrisponde al franco di falda.

Conducibilità idraulica verticale a saturazione (Ksat)

Come già detto, si parte dalla ipotesi semplificativa di terreno isotropo. Quindi, per la conducibilità idraulica verticale a saturazione, in zona insatura, $K_{sat}(\text{insaturo})$ vale quanto detto per la conducibilità idraulica del terreno saturo $K_{sat}(\text{saturo})$ (paragrafo 5.2.2).

In particolare, nel caso in cui il terreno sia lo stesso, in zona vadosa e in falda allora si ha:

$$K_{sat}(\text{insaturo}) = K_{sat}(\text{saturo})$$

Frazione di carbonio organico nel suolo insaturo (f_{oc})

Il contenuto di carbonio organico nel suolo (f_{oc}) è correlato con quello della sostanza organica presente, che è pari, convenzionalmente, a 1,724 volte il contenuto di carbonio organico.

Per la stima indiretta di questo parametro, per il terreno insaturo, è possibile assumere un valore conservativo pari a 0,01 [Connor et al., 1996] [ASTM PS-104-98], in accordo a quanto indicato nella procedura di analisi di rischio per i siti contaminati [APAT, “*Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi di rischio assoluta ai siti contaminati*” 2005].

5.1.2. TRASPORTO NELL'ACQUIFERO

Dal punto di vista idrogeologico, un acquifero è una formazione geologica che contiene acqua e che ha una struttura che ne consente il moto.

Gli acquiferi si distinguono in:

- acquiferi freatici o liberi;
- acquiferi confinati;
- acquiferi semiconfinati.

Un acquifero freatico è un acquifero in cui la superficie liquida è il suo limite superiore, al di sopra del quale si ha la frangia di risalita capillare. L'acquifero confinato risulta, invece, delimitato superiormente ed inferiormente da strati impermeabili.

Ai fini dell'applicazione di una valutazione di rischio, se l'acquifero risulta totalmente confinato, viene interrotto il percorso dalla sorgente all'ipotetico bersaglio e quindi non è più necessaria la sua

caratterizzazione. In realtà, esistono dei casi in cui gli acquiferi risultano semiconfinati o parzialmente liberi, pertanto saranno necessarie delle indagini specifiche e degli idonei monitoraggi al fine di stabilire l'effettiva discontinuità della superficie di confinamento dell'acquifero con riferimento alla zona potenzialmente coinvolta (paragrafo 5.2.3).

Si comprende quindi l'importanza di sottolineare la tipologia di acquifero interessato nell'ambito dell'analisi di rischio, poiché in funzione di essa cambiano alcuni parametri geometrici di caratterizzazione.

Nel caso delle discariche, generalmente, il percolato infiltratosi nella porzione di terreno non saturo entra nell'acquifero subendo sia processi fisici di tipo idraulico (diluizione, diffusione e dispersione) che processi chimico-fisici (biodegradazione, precipitazione, dissoluzione, ecc). Pertanto anche l'acquifero viene caratterizzato da una serie di parametri geometrici, (direzione di flusso, spessore dell'acquifero, spessore della zona di mescolamento), fisici (porosità efficace), idraulici (conducibilità idraulica, coefficienti di dispersione, ecc) e chimici (pH, frazione di contenuto organico).

Nel seguito vengono illustrati i parametri di caratterizzazione dell'acquifero necessari all'applicazione dell'analisi di rischio alle discariche, riassunti nella tabella 58, attribuendo ad ognuno di essi una definizione ed illustrandone gli effetti e l'influenza ai fini nell'applicazione della procedura di analisi di rischio.

Tabella 58. Dati relativi alla caratterizzazione dell'acquifero			
Dati		Definizioni	effetti
parametri geometrici	direzione di flusso	direzione principale di scorrimento delle acque sotterranee	identifica i percorsi di migrazione attivi e il potenziale bersaglio
	spessore dell'acquifero	altezza di acquifero compresa tra la superficie piezometrica libera e il limite inferiore dell'acquifero, corrispondente allo strato impermeabile	influisce sui fenomeni di propagazione del pennacchio
	spessore della zona di mescolamento	spessore del pennacchio di contaminante nella sua immissione in falda	influisce sulla diluizione del contaminante nell'acquifero
parametri idraulici	gradiente idraulico	rapporto tra la differenza di carico idraulico di due punti posti lungo la direttrice di flusso della falda e la loro distanza	incide sui tempi di arrivo del contaminante al recettore

	porosità totale	volume di vuoti presenti all'interno del volume totale di terreno	influisce sul moto di infiltrazione del contaminante, in particolare sulla resistenza al suo passaggio della matrice solida
	conducibilità idraulica a saturazione	capacità di un terreno poroso saturo di lasciarsi attraversare da un flusso in fase liquida	influisce sul moto all'interno dell'acquifero e sul tempo di arrivo del contaminante al recettore
	velocità di Darcy	portata che fluisce attraverso una sezione unitaria di acquifero perpendicolare alla direzione di deflusso della falda	influisce sul moto advettivo dei contaminanti
	velocità effettiva	rapporto tra la velocità darciana e la porosità effettiva dell'acquifero	influisce sul moto advettivo dei contaminanti
	coefficienti di dispersione longitudinale, verticale e trasversale	quantificano i fenomeni dispersivi del moto	incidono sugli effetti dispersivi del moto e consentono di stimare la forma e le dimensioni del pennacchio
parametri chimici cmi	pH	logaritmo in base 10 della concentrazione di moli di ioni H ⁺ nell'acquifero	influisce prevalentemente sullo sviluppo della biomassa microbica, sull'assimilabilità dei nutrienti, sulla solubilità di ioni tossici (alluminio e manganese), sul comportamento chimico-fisico dei contaminanti
	potenziale redox	misura in mV la capacità ossidante del sistema. Tanto più e positivo il valore, tanto maggiore è lo stato di ossidazione	influisce sui processi chimico fisici e quindi sulla variazione della concentrazione di contaminante nell'acquifero
	frazione di carbonio organico	contenuto di carbonio organico presente nella matrice solida del terreno poroso saturo	contribuisce a determinare la capacità di scambio cationico e la capacità tampone del suolo nei confronti dei cambiamenti di pH; influisce positivamente sulla stabilità della struttura e sul mantenimento di buone condizioni di permeabilità e di aerazione
	fattore di ritardo	indica il ritardo del fronte di	influenza i processi di

		soluto trasportato da una fase liquida, a causa della ripartizione del soluto tra fase liquida e fase solida	attenuazione dei composti durante il trasporto nell'acquifero
	coefficiente di decadimento del primo ordine	indicano la quantità di materia organica che si degrada in funzione del tempo e della concentrazione inizialmente presente	influenza i processi di biodegradazione dei composti durante il trasporto nell'acquifero

Direzione di flusso dell'acquifero

Un parametro geometrico molto importante per la schematizzazione del MCS specifico della discarica è la direzione di scorrimento del flusso dell'acquifero. Tale parametro, infatti, non entra direttamente nelle equazioni utili per il calcolo dei fattori di trasporto, ma la sua determinazione risulta necessaria per identificare nel MCS il più vicino bersaglio sensibile alla sorgente di contaminazione, ed è anche indispensabile per l'individuazione di un eventuale scambio con un corpo idrico superficiale posto a valle della sorgente, in direzione di scorrimento della falda stessa.

La determinazione sperimentale della direzione di deflusso dell'acquifero può essere effettuata mediante l'esecuzione in sito di prove con tracciante o, più semplicemente, mediante l'utilizzo di piezometri. Nel caso in cui essa non sia direttamente determinabile, una stima indiretta può essere basata sulla conoscenza di letteratura delle condizioni idrogeologiche locali.

Per la valutazione della direzione di deflusso si deve inoltre sottolineare l'importanza di evidenziare l'eventuale verificarsi di variazioni di direzione, che in alcuni casi possono essere considerevoli provocando variazioni dei percorsi attivi e dell'entità di esposizione dei bersagli coinvolti.

Estensione della discarica nella direzione del flusso di falda (W)

La determinazione di questo parametro richiede di individuare la direzione di flusso dell'acquifero. Tale parametro coincide con la massima estensione della discarica, definita dal criterio descritto nel paragrafo 3.1, lungo la direzione parallela alla direzione di deflusso.

Estensione della discarica in direzione ortogonale alla direzione del flusso di falda (Sw)

La determinazione di questo parametro richiede di individuare la direzione di flusso dell'acquifero. Tale parametro coincide con la massima estensione della discarica, definita dal criterio descritto nel, lungo la direzione ortogonale alla direzione di deflusso.

Spessore dell'acquifero (dsw)

Lo spessore o anche profondità dell'acquifero (dsw) è pari allo spessore compreso tra il tetto (corrispondente alla superficie piezometrica libera nel caso di acquifero freatico) e il letto dell'acquifero ed è solitamente espresso in metri.

Nella procedura di analisi di rischio, tale parametro è impiegato per la determinazione dello spessore della zona di mescolamento.

Spessore della zona di mescolamento (δ_{gw})

Per quanto riguarda i fenomeni fisici di tipo idraulico, il percolato in ingresso nell'acquifero provvede a diluirsi al naturale flusso delle acque sotterranee. La diluizione avviene inizialmente nella cosiddetta zona di mescolamento (δ_{gw}) comportando una variazione o meglio una diminuzione della concentrazione del generico contaminante. La zona di mescolamento rappresenta lo spessore del pennacchio di contaminante nella sua immissione in falda, essa può essere identificata sperimentalmente con il punto più basso della falda in cui si è riscontrata una contaminazione.

Tale parametro viene utilizzato per calcolare il coefficiente di diluizione del contaminante in falda, una volta attraversato lo strato insaturo di terreno; le informazioni analitiche prescritte negli standard ASTM E-1739-95 e PS 104-98 lo pongono infatti direttamente proporzionale a tale coefficiente (UNICHIM, 2002).

Alternativamente, l'altezza dello strato di mescolamento può essere espressa come una porzione dello spessore dell'acquifero, ma qualora sia possibile si consiglia una misurazione diretta di tale strato.

Gradiente idraulico della zona satura (i)

In un mezzo saturo, si definisce carico piezometrico h in un dato punto A, la somma tra l'altezza geometrica z (distanza del punto considerato da un piano arbitrario di riferimento $z = 0$) e l'altezza di pressione $p_A / \rho g$ (risalita dell'acqua per effetto della sua pressione p_A , dove ρ è la densità del fluido e g è l'accelerazione di gravità):

$$h = z + p_A / \rho g$$

La differenza Δh di livello piezometrico tra due punti è pertanto considerata una misura rappresentativa della perdita di carico effettiva dovuta al flusso dell'acqua nel terreno. Il rapporto

tra la perdita di carico piezometrico Δh e il tratto L in cui essa si verifica è definito gradiente idraulico (i):

$$i = \Delta h / L$$

Tale parametro è adimensionale ed è utile nella determinazione della direzione di deflusso della falda e nella stima della velocità di Darcy nel terreno saturo.

Conducibilità idraulica a saturazione del terreno saturo (K_{sat})

La conducibilità idraulica a saturazione (K_{sat}) è una misura che indica la capacità di un terreno saturo di trasmettere l'acqua. Tale parametro dipende dalla geometria dei pori (tessitura e struttura) e dalle proprietà del fluido, in particolare dalla viscosità e dalla densità.

In un terreno isotropo e omogeneo la K_{sat} è costante.

La stima diretta della conducibilità idraulica media di un deposito saturo può essere calcolata mediante l'esecuzione di prove di portata su pozzi (prove di lunga durata a portata costante) e prove di permeabilità in sito (metodo Lefranc per terreni incoerenti e Lugeon in roccia). Le prove di portata forniscono valori medi della conducibilità dell'acquifero e sono meno soggette ad eventuali errori di misura, sono pertanto da preferire come informazioni per la stima della conducibilità di un acquifero.

Per la determinazione indiretta di tale parametro, invece, la procedura di analisi di rischio per i siti contaminati [APAT, "Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi di rischio assoluta ai siti contaminati" 2005], suggerisce di far riferimento ai valori riportati in tabella 59 [Carsel et al., 1988].

Tabella 59. Valori per K_{sat} in funzione della distribuzione granulometrica [Carsel and Parrish, 1998]	
tessitura del terreno	K_{sat} (cm/s)
<i>Sand</i>	<i>8,25E-03</i>
<i>Loamy Sand</i>	<i>4,05E-03</i>
<i>Sandy Loam</i>	<i>1,23E-03</i>
<i>Sandy Clay Loam</i>	<i>3,64E-04</i>
<i>Loam</i>	<i>2,89E-04</i>

<i>Silt Loam</i>	<i>1,25E-04</i>
<i>Clay Loam</i>	<i>7,22E-05</i>
<i>Silty Clay Loam</i>	<i>1,94E-05</i>
<i>Silty Clay</i>	<i>5,56E-06</i>
<i>Silt</i>	<i>6,94E-05</i>
<i>Sandy Clay</i>	<i>3,33E-05</i>
<i>Clay</i>	<i>5,56E-05</i>

Porosità totale del terreno in zona satura (θT_{sat})

Poiché la definizione e i criteri per la stima indiretta della porosità di un suolo sono indipendenti dal suo grado di saturazione, per la porosità totale del terreno saturo si rimanda a quanto detto per la porosità totale in zona insatura.

Velocità di Darcy (v_{gw})

Il moto dell'acqua in un mezzo poroso saturo è rappresentato dalla legge di Darcy, secondo cui la velocità del flusso idrico o velocità di Darcy (v_{gw}), data dal rapporto tra la portata Q defluente attraverso una sezione ortogonale alla direzione di flusso e la sezione stessa A , è proporzionale al gradiente idraulico i secondo la conducibilità idraulica del terreno K_{sat} :

$$v_{gw} = K_{sat} \cdot i$$

La velocità darciana viene misurata in cm/anno e viene anche denominata velocità apparente poiché la quantità di flusso è riferita alla sezione complessiva A ed a quella dei vuoti, quindi la v_{gw} risulta essere minore della velocità media effettiva (v_e) attraverso i pori.

Velocità media effettiva della falda (v_e)

La velocità media effettiva (v_e) dell'acqua nella falda si ottiene dividendo la velocità di Darcy con la porosità effettiva del terreno (Θ_e). In base alle considerazioni fatte in precedenza sulla porosità, è possibile porre $\Theta_T = \Theta_e$, da cui:

$$v_e = v_{gw} / \Theta_T = (K_{sat} \cdot i) / \Theta_T$$

Coefficienti di dispersività longitudinale, trasversale e verticale ($\alpha_x, \alpha_y, \alpha_z$)

Generalmente il pennacchio di contaminante trasportato dall'acquifero è interessato da effetti dispersivi che ne determinano un'espansione e quindi una conseguente diminuzione delle concentrazioni all'aumentare della distanza dalla sorgente.

Nelle acque sotterranee, tale effetti si presentano solitamente secondo due componenti principali:

- *longitudinale*, parallela alla direzione del vettore velocità e dovuta ai gradienti di velocità all'interno dei singoli vuoti ed alla differenza di tragitto percorso dalle singole particelle;
- *trasversale e verticale*, entrambe perpendicolari alla direzione del vettore velocità e dovute alla tortuosità dei canalicoli formati dai vuoti interstiziali del terreno.

Nello studio del trasporto e della diffusione di un contaminante in un mezzo saturo, si tiene conto di tale fenomeno a mezzo del coefficiente di dispersione idrodinamica o meccanica D_h [cm²/s]. Tale coefficiente viene solitamente distinto secondo gli assi di riferimento x, y e z, a mezzo dei coefficienti di dispersione longitudinale D_x , trasversale D_y e verticale D_z . Questi ultimi possono essere rispettivamente stimati in base alle seguenti relazioni:

$$D_x = \alpha_x \cdot v_e ; \qquad D_y = \alpha_y \cdot v_e ; \qquad D_z = \alpha_z \cdot v_e$$

dove

v_e rappresenta la velocità media effettiva nella falda, e

$\alpha_x, \alpha_y, \alpha_z$ sono le così dette dispersività longitudinale, trasversale e verticale (o coefficienti di dispersione intrinseca) del mezzo poroso.

Questi sono una caratteristica dell'acquifero e non dipendono dalla velocità di flusso.

I coefficienti di dispersione trasversale e verticale, consentono quindi di stimare la forma e le dimensioni del pennacchio di contaminazione e quindi di progettare la realizzazione di una idonea rete di piezometri di monitoraggio, che inizialmente consentirà di definire la reale estensione del pennacchio di contaminazione e, nel seguito, permetterà di tenere sotto controllo l'evoluzione del fenomeno.

Vista la difficoltà di stimare un valore diretto dei coefficienti di dispersività (espressi in m), per l'applicazione dell'analisi di rischio di livello 2 la procedura di analisi di rischio per i siti contaminati [APAT, "Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi di rischio assoluta ai siti contaminati" 2005], propone la seguente relazione [Xu e Eckstein, 1995] per la stima della dispersività longitudinale α_x :

$$\alpha_x = 0,83 (\log L)^{2,414}$$

dove **L** rappresenta la **distanza** del percorso e quindi **tra la sorgente di contaminazione ed il punto di conformità**.

Noto il valore di dispersività longitudinale α_x , si stimano i valori di dispersività trasversale α_y e verticale α_z attraverso le seguenti relazioni [American Petroleum Institute's Report, 1987]:

$$\alpha_y = \alpha_x / 3 \qquad \alpha_z = \alpha_x / 20$$

Frazione di carbonio organico presente nel suolo saturo (foc)

Il contenuto di frazione di carbonio organico presente nei suoli è correlato con quello della sostanza organica presente, infatti quest'ultima è pari, convenzionalmente, a 1,724 volte il contenuto di carbonio organico.

Per la stima indiretta di questo parametro, in assenza di dati specifici per il terreno saturo, è possibile assumere, ai fini dell'analisi di rischio, un valore di contenuto di carbonio organico pari a 0,001 [Connor et al. 1996].

Potenziale Redox e pH presenti nel suolo saturo

I valori di potenziale redox presenti nell'acquifero non entrano direttamente nelle formule di calcolo dei fattori di trasporto, ma possono dare delle informazioni rilevanti sulle condizioni ambientali in atto. Tali valori possono essere stimati mediante misure sperimentali dei campioni delle acque sotterranee.

In alcuni casi, infatti, la contaminazione può provocare effetti indiretti sulle condizioni ambientali che possono determinare aumenti della concentrazione di sostanze specifiche nelle acque sotterranee. Per esempio, il percolato può modificare le condizioni redox all'interno dell'acquifero, creando un ambiente altamente riducente da indurre la precipitazione di idrossidi e ossidi, con un incremento di metalli pesanti in soluzione, provenienti nei minerali costituenti della litologia locale. Alcune situazioni simili evidenziano concentrazioni significative di ferro e del manganese nelle acque sotterranee in corrispondenza di valori bassi o negativi del potenziale redox [ENEA, 2002: *Progetto Regi Lagni*, dal sito web:

http://eboals.bologna.enea.it/ambtd/regi-lagni/volume-2/3-vol2-ac_sot.html].

Fattore di ritardo della generica specie chimica nel terreno saturo (R)

Come già esposto relativamente ai parametri che caratterizzano le specie chimiche presenti nel percolato, si deve determinare il fattore di ritardo, il quale indica il ritardo del fronte di soluto trasportato dall'acquifero, a causa del verificarsi di processi fisico chimici che comportano una riduzione della quantità dello stesso soluto presente nel liquido.

Il fattore di ritardo può essere stimato mediante la seguente espressione, noto il coefficiente di ripartizione liquido/solido:

$$R = 1 + k_d \rho / \Theta$$

dove:

ρ è la densità del suolo;

θ è il contenuto volumetrico d'acqua del suolo;

k_d è il coefficiente di ripartizione della sostanza nel generico strato minerale (definito precedentemente).

In riferimento alla sua stima, si ritiene opportuno:

- per una analisi di livello 1, porre come valore di default $R = 0$;
- per una analisi di livello 2, è possibile porre $R \neq 0$, solo se si hanno a disposizione valori aggiornati e accreditati di tale parametro. Altrimenti, va adottato il valore di default $R = 0$.

Coefficiente di decadimento del primo ordine della generica specie chimica presente nel percolato (λ)

Come già esposto relativamente ai parametri che caratterizzano le specie chimiche presenti nel percolato, si deve determinare il coefficiente di decadimento del primo ordine (λ), il quale tiene conto di eventuali processi di biodegradazione delle specie chimiche durante il percorso attraversato, ossia strati minerali costituenti la barriera di fondo della discarica, terreno non saturo ed acquifero. Esso viene espresso in giorno⁻¹.

In riferimento alla sua stima, si ritiene opportuno:

- per una analisi di livello 1, porre come valore di default $\lambda = 0$;
- per una analisi di livello 2, è possibile porre $\lambda \neq 0$ solo se si hanno a disposizione valori aggiornati e accreditati di tale parametro. Altrimenti, va adottato il valore di default $\lambda = 0$.

5.1.3. ALCUNI CASI PARTICOLARI

Solitamente la procedura di analisi di rischio considera la porzione non satura di sottosuolo come un terreno granulare poroso.

Nella realtà non si hanno solamente terreni granulari, ma ci sono numerosi esempi di *terreni rocciosi fratturati*, ove l'acqua non trova pori nei quali infiltrarsi e migrare; la gran parte di questi terreni sono impermeabili e si lasciano attraversare dall'acqua solo in virtù della loro fratturazione, quasi sempre presente. In questo caso, l'infiltrazione non avviene uniformemente, ma secondo le vie preferenziali di deflusso, dettate da piani di frattura che formano un reticolo di "lamine" che drenano l'acqua verso il basso.

In questo ambito, un caso particolare è dato dalle **rocce carsiche**, ossia che presentano una fitta rete di condotti sotterranei (anche molto sviluppati, fino alla formazione di vaste grotte sotterranee), prodotti dalla dissoluzione della roccia per opera proprio delle acque circolanti.

In pratica, l'acqua non si muove tanto nelle fratture quanto soprattutto nei condotti carsici, acquistando così una velocità di migrazione notevole.

Al fine di definire il moto dell'eventuale contaminante infiltratosi in un terreno roccioso fratturato, si considera la porosità secondaria o per fratturazione, la quale viene generalmente acquisita dalla roccia successivamente alla sua formazione e può essere dovuta ai processi di deformazione della crosta terrestre o ai processi di degradazione della roccia legati ad effetti termici, all'azione solvente delle acque, ecc. [Celico P., 1986].

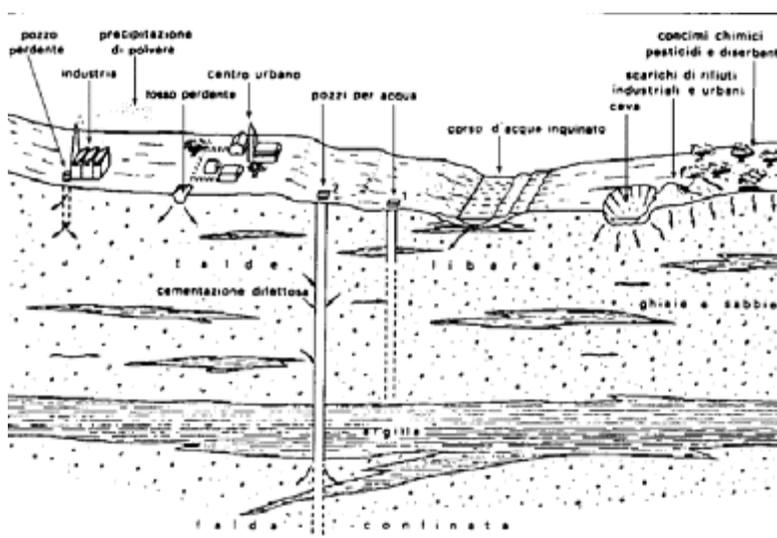
Sarà inoltre importante conoscere l'entità delle fratturazioni presenti, al fine di stimare la velocità effettiva dell'acqua, ma anche la geometria e la disposizione di tali fessure all'interno del terreno roccioso. Solitamente nel caso di terreni rocciosi fratturati, si trascura il valore del contenuto volumetrico di acqua.

Un altro caso particolare da considerare nella caratterizzazione dei percorsi per la procedura di analisi di rischio è quello relativo agli *acquiferi semiconfinati*. Questi ultimi corrispondono a formazioni geologiche permeabili delimitate superiormente da unità geologiche semipermeabili che permettono un debole passaggio da una falda ad un'altra (definizione ripresa dall'Accordo del 12 dicembre 2002, Linee guida per la tutela della qualità delle acque destinate al consumo umano e criteri generali per l'individuazione delle aree di salvaguardia delle risorse idriche di cui all'art. 21 del D.Lgs. 11 maggio 1999, n. 152).

Si è già fatto cenno a tale tipologia di acquiferi, convenendo di dover effettuare delle indagini specifiche al fine di determinare l'effettiva discontinuità della superficie di sconfinamento dell'acquifero nella zona direttamente interessata dalla discarica. Come si nota dalla figura 6

[Celico P., 1986], effettuando pochi punti di indagine si potrebbero ottenere dei risultati illusori circa la protezione dei pozzi, a causa della presenza di livelli impermeabili discontinui.

A seconda delle caratteristiche dei complessi geologici coinvolti si potrebbero eseguire delle indagini indirette (di tipo geofisico e geoelettrico) oppure dirette (di tipo geognostico).



Un altro caso particolare di acquifero è quello di *acquifero con limiti laterali* i quali determinano la presenza di falde imprigionate. In tali situazioni i limiti sono spesso fisici, indotti da cambiamenti laterali della litologia, avvenuti nel passato, i quali si riflettono anche in una limitazione di permeabilità e quindi di flusso dell'acquifero. Ad esempio, il verificarsi di una faglia, può comportare un abbassamento o un innalzamento di una formazione poco permeabile, la quale costituisce una limitazione laterale ad una formazione permeabile ospitante un acquifero.

Anche in tal caso si dovranno effettuare delle indagini accurate per individuare la presenza di limitazioni laterali in un acquifero, le quali interrompendo il percorso dell'acquifero escludono il collegamento e quindi l'esposizione del potenziale bersaglio del rischio.

Un altro caso particolare, molto spesso presente in natura, è quello degli *acquiferi multifalde*. Ai fini dell'analisi di rischio, nell'ottica di semplificare la schematizzazione del sito indagato, ma soprattutto seguendo il criterio conservativo di considerare il *worst case*, si considera che l'unico acquifero coinvolto sia quello più superficiale e che quindi il contaminante rimanga tutto all'interno di esso.

In realtà, qualora gli acquiferi non siano completamente confinati uno con l'altro, potrebbe accadere che il contaminante si ritrovi anche negli acquiferi sottostanti a quello superficiale, naturalmente in

concentrazioni più ridotte. Tale situazione diviene critica se si considera che spesso i pozzi di approvvigionamento dell'acqua potabile captano le acque sotterranee degli profonde e non quelle superficiali, in quanto queste ultime sono spesso di scadente qualità soprattutto nelle zone con alta densità di antropizzazione.

In tali condizioni, si dovrà provvedere ad una maggiore cautela e, previa verifica dell'esistenza di potenziali bersagli nell'acquifero profondo, quest'ultimo sarà preso in considerazione per l'analisi di rischio. Si consiglia pertanto di prevedere indagini sito specifiche mirate a definire il comportamento idrogeologico caratteristico del sito in questione al fine di sviluppare un MCS rappresentativo.

Anche nel caso di acquiferi profondi confinati, si può riscontrare l'eventualità di contaminazione proveniente dall'acquifero superficiale. Infatti è noto che tra due acquiferi messi in comunicazione dai pozzi di emungimento si possono verificare dei fenomeni di drenanza, ossia degli interscambi idrici sotterranei, che in condizioni

indisturbate (in assenza di emungimento dalla falda profonda) risultano dal basso verso l'alto, naturalmente soltanto quando la pressione della falda posta in basso è maggiore di quella del corpo idrico superiore.

Nel caso in cui, invece, si eseguono dei prolungati emungimenti dalla falda profonda, si può verificare un'inversione dei rapporti di drenanza, che provvede a "trasportare" la contaminazione dell'acquifero superficiale nell'acquifero profondo.

Tali effetti risultanti dai monitoraggi, possono comportare delle valutazioni i fuorvianti per l'individuazione degli elementi del MCS.

5.2. STIMA DEI FATTORI DI TRASPORTO DEL PERCOLATO

I fattori di trasporto intervengono nella valutazione delle esposizioni indirette ovvero laddove eventuali contaminanti possono raggiungere i bersagli solo attraverso la migrazione dal comparto ambientale sorgente della contaminazione.

Nell'analisi di rischio questo aspetto assume notevole rilevanza dovuta al fatto che una sottostima o sovrastima dei fattori di trasporto porta a valori del rischio e dei limiti di bonifica rispettivamente troppo bassi o troppo alti.

Assegnata la concentrazione delle emissioni in uscita dalla sorgente-discardica (C_{S_out}), si calcola la concentrazione nel punto di esposizione (C_{POE}) attraverso la seguente relazione:

$$C_{S_out} = FT \cdot C_{POE}$$

dove con FT viene indicato il fattore di trasporto, che tiene conto dei fenomeni di attenuazione che intervengono durante la migrazione dei contaminanti. Questo termine, in funzione del tipo di analisi scelta, potrà essere espressione della migrazione verso bersagli di tipo on-site nel caso di livello 1 o verso bersagli di tipo on-site e off-site nel caso di analisi di livello 2.

La C_{S_out} è invece pari alle concentrazioni delle specie chimiche presenti nel percolato in uscita dal fondo della discarica o alle concentrazioni delle specie gassose presenti nei vari tipi di flussi in uscita.

Occorre osservare che, riferendoci in questo studio ad analisi di livello 2, le relazioni per il calcolo dei fattori di trasporto sono di tipo prettamente analitico.

Nella tabella 38 si indicano i fattori di trasporto che intervengono nella presente procedura di analisi di rischio applicata alle discariche, distinti in base alle emissioni della discarica, quali percolato e biogas, che corrispondono ai potenziali contaminanti trasportati nei comparti ambientali.

Nel seguito sono riportate sinteticamente le equazioni da utilizzare per la stima dei suddetti fattori di trasporto, riprese dalla generale procedura di analisi di rischio assoluta per i siti contaminati [APAT, “*Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi di rischio assoluta ai siti contaminati*” 2005] ed adattate al caso particolare delle discarica.

In generale, le principali assunzioni, su cui si basano le equazioni riportate nel seguito, sono:

- concentrazione degli inquinanti uniformemente distribuita nelle matrici ambientali interessate (suolo, acque sotterranee, aria) e costante per tutto il periodo di esposizione;
- terreno omogeneo, isotropo e incoerente (si escludono quindi i suoli porosi per fessurazione, i quali necessitano di modellistica specifica corrispondente ad un livello 3 di analisi;
- non si considerano fenomeni di biodegradazione (ad eccezione del DAF) o meccanismi di decadimento/trasformazione delle sostanze inquinanti nel suolo, in soluzione nell'acqua o in fase vapore.

Il processo di lisciviazione consiste nell'infiltrazione attraverso la zona non satura di terreno delle perdite di percolato fuoriuscite dal fondo della discarica, fino a raggiungere la falda, dove poi avvengono fenomeni di diluizione, trasporto e dispersione.

Il **fattore di lisciviazione (Leaching Factor “LF”)** consente di valutare l'attenuazione subita dalla concentrazione di contaminante, presente nel percolato fuoriuscito dalla discarica, ed infiltratasi

nello strato insaturo di suolo sottostante, fino al raggiungimento del piano di falda ed alla successiva diluizione nello stesso acquifero superficiale. Quindi, tale fattore rappresenta il rapporto tra la concentrazione in uscita dalla sorgente-discardica C_{out}^L (espressa in mg/l di percolato) e quella che si avrà nella falda C_{Lmf} (espressa in mg/l di acqua)

$$LF = C_{out}^L / C_{Lmf}$$

L'equazione per la stima del LF, ripresa dalla generale procedura di analisi di rischio assoluta per i siti contaminati [APAT, "*Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi di rischio assoluta ai siti contaminati*" 2005] ed adattata al caso particolare delle discarica, è la seguente:

$$LF = SAM / LDF$$

dove:

SAM è il coefficiente di attenuazione del suolo non saturo (Soil Attenuation Model), che tiene conto del percorso che l'inquinante fa per raggiungere il piano di falda. Nella sua espressione si considera la profondità dd (espressa in cm) del punto di emissione del percolato (ossia la profondità, rispetto al p.c., del piano di posa della discarica) e la soggiacenza della falda LGW rispetto al p.c. (espressa in cm), come esplicitato:

$$SAM = d$$

LDF è il fattore di diluizione (Leachate Dilution Factor), che tiene conto della diluizione che il contaminante subisce una volta raggiunto il piano di falda, nel passaggio tra il terreno insaturo e il terreno saturo.

CAPITOLO 6

INDAGINI GEOFISICHE

CAPITOLO 6

6.1. INDAGINI GEOFISICHE NON INVASIVE

Confrontando i diversi metodi geofisici si è potuto constatare che le indagini geoelettriche rappresentano il miglior metodo per la caratterizzazione di una discarica dato che riescono a garantire qualità dei risultati e costi di indagine contenuti. Inoltre, tali procedure presentano scarsa sensibilità al rumore di fondo, garantendo un risultato molto preciso ed efficiente; sono composti da una strumentazione semplice e standardizzata, la quale dispone di un software per il trattamento dei dati (inversione) e la restituzione dei risultati ottenuti.

L'applicazione dei metodi geoelettrici si basa sull'induzione nel terreno di corrente continua o a basse frequenze, al fine di valutare la distribuzione della resistività elettrica e della polarizzazione indotta nel sottosuolo. In conseguenza dei dati di input e dei dati di output, ottenuti successivamente all'elaborazione della risposta della resistività, è possibile ottenere uno schema qualitativo del fondo di una discarica riuscendo a valutare l'accumulo di percolato, il quale è caratterizzato da una bassa resistività grazie alle cariche ioniche; la presenza di biogas, la quale è caratterizzata da zone ad alta resistività in quanto in fase aeriforme e poco conduttivo.

Le principali tecniche di misura adottate nelle indagini geoelettriche sono:

- Metodo dei sondaggi verticali (SEV);
- Metodo dei profili di resistività;
- Metodo della tomografia elettrica;

Il primo permette di ottenere e valutare variazioni di resistività al variare della profondità, pertanto è possibile acquisire una elettrostratigrafia della zona desiderata. Questo tipo di analisi è semplicemente un metodo di indagine capace di dare informazioni indicative della zona interessata sfruttando un modello semplificato monodimensionale. Il secondo metodo è, invece, idoneo per l'individuazione delle variazioni laterali di resistività. Il terzo combina le due tecniche di misura precedenti e permette quindi di investigare contemporaneamente sia le variazioni verticali che quelle laterali della resistività elettrica.

Tali procedure presentano notevoli vantaggi, in particolare:

- Sono eseguibili praticamente in ogni situazione;
- La risoluzione e la profondità di investigazione dipendono esclusivamente dalle modalità di acquisizione dei dati;
- I risultati sono quantitativi e supportati dalla conoscenza delle caratteristiche elettriche dei terreni.

Le indagini geoelettriche, consentono di ottenere una rappresentazione della distribuzione della resistività del sottosuolo indagato, pertanto, al fine di convertire tale rappresentazione in una geologica e più facilmente leggibile da un osservatore esterno, è necessaria la conoscenza dei tipici valori di resistività dei materiali di cui è costituito il sottosuolo.

Material	Resistivity ($\Omega \cdot m$)	Conductivity (Siemen/m)
Igneous and Metamorphic Rocks		
Granite	$5 \times 10^3 - 10^6$	$10^{-6} - 2 \times 10^{-4}$
Basalt	$10^3 - 10^6$	$10^{-6} - 10^{-3}$
Slate	$6 \times 10^2 - 4 \times 10^7$	$2.5 \times 10^{-8} - 1.7 \times 10^{-3}$
Marble	$10^2 - 2.5 \times 10^8$	$4 \times 10^{-9} - 10^{-2}$
Quartzite	$10^2 - 2 \times 10^8$	$5 \times 10^{-9} - 10^{-2}$
Sedimentary Rocks		
Sandstone	$8 - 4 \times 10^3$	$2.5 \times 10^{-4} - 0.125$
Shale	$20 - 2 \times 10^3$	$5 \times 10^{-4} - 0.05$
Limestone	$50 - 4 \times 10^2$	$2.5 \times 10^{-3} - 0.02$
Soils and waters		
Clay	1 - 100	0.01 - 1
Alluvium	10 - 800	$1.25 \times 10^{-3} - 0.1$
Groundwater (fresh)	10 - 100	0.01 - 0.1
Sea water	0.2	5
Chemicals		
Iron	9.074×10^{-8}	1.102×10^7
0.01 M Potassium chloride	0.708	1.413
0.01 M Sodium chloride	0.843	1.185
0.01 M acetic acid	6.13	0.163
Xylene	6.998×10^{16}	1.429×10^{-17}

Tabella 1 : valori di resistività dei materiali

La resistività dei terreni, delle rocce e dell'acqua eventualmente presente nei pori di queste, presenta in natura una grandissima variabilità di circa sei ordini di grandezza.

A causa della presenza di soluzioni presenti nel terreno vengono alterate le caratteristiche di resistività apparente dei terreni e dei litotipi, essendo tali sostanze più conduttive nel caso di percolati o più resistive nel caso di idrocarburi rispetto.

La resistività dei sedimenti è controllata principalmente dai seguenti fattori:

- grado di saturazione dei pori;
- porosità;
- salinità del fluido presente nei pori;
- temperatura;
- presenza di sostanze organiche (idrocarburi, solventi, ecc.);
- presenza di argilla;
- presenza di cavità.

Se si prende in esame un campione di roccia la resistenza elettrica tra due facce estreme è data da:

$$R = \rho \frac{l}{S}$$

dove:

ρ = resistività;

l = lunghezza del provino;

S = sezione del provino.

Applicando tra le due facce del provino una differenza di potenziale, per la legge di Ohm, fluisce nel corpo una corrente di intensità I legata alla differenza di potenziale, ovvero:

$$\Delta V = R \times I$$

Pertanto la conduzione elettrica nel terreno può avvenire in tre maniere:

- elettronica (o metallica): se la corrente è costituita da elettroni;
- elettrolitica (o ionica): se la corrente è costituita da ioni;
- dielettrica (o di spostamento): avviene nei materiali isolanti con poche o nessuna carica libera nei quali si ha il fenomeno della polarizzazione dielettrica. Questo tipo di correnti risultano trascurabili nella prospezione geoelettrica.

In base a quanto sopra esposto è possibile fare una breve trattazione della teoria su cui si basa il principio di funzionamento delle indagini geoelettriche. In primo luogo è possibile descrivere in maniera semplicistica e per meglio comprendere le leggi di base il comportamento della corrente generata da un singolo elettrodo immesso nel terreno. Successivamente possiamo definire, ed in tal caso approfondire essendo già il principio di funzionamento di base delle indagini, la teoria del quadripolo, ovvero dell'effettivo processo di analisi che gli strumenti eseguono.

- **Elettrodo di corrente singolo**

Il principio di funzionamento delle indagini geoelettriche, applicando in un terreno omogeneo e isotropo di resistività ρ un elettrodo e fornendo una corrente di intensità I , è basato sulla distribuzione della corrente in tutte le direzioni, ottenendo così una superficie equipotenziale (perpendicolari ad esse) secondo sfere concentriche rispetto al punto di applicazione dell'elettrodo.

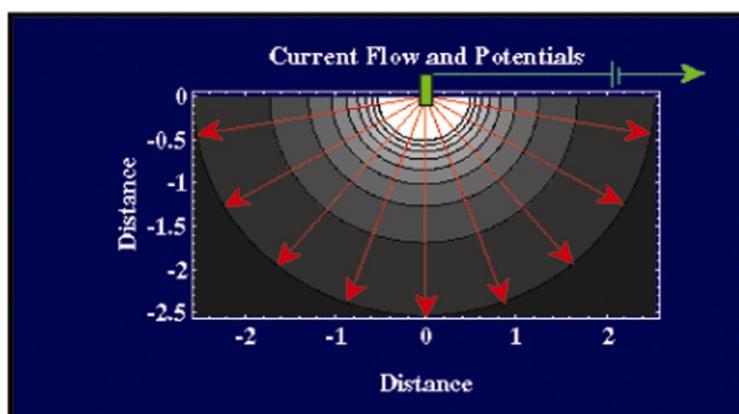


Figura 1 - Flusso di corrente e distribuzione di potenziale dovuto a una carica puntiforme.

Per simmetria del sistema il potenziale è funzione della sola distanza r del punto di applicazione dell'elettrodo. Considerando due superfici equipotenziali di raggio r e $r+dr$ e del guscio risultante un cilindretto di sezione unitaria e sia dV la differenza di potenziale agli estremi del cilindretto, si ha:

$$dV = -\rho i dr$$

con : $i = \frac{I}{4\pi r^2}$,

e il segno meno che indica come il potenziale diminuisca con la distanza dal punto di emissione.

Il potenziale elettrico di un punto M distante r_1 dall'elettrodo sarà:

$$V_M = \int_{r_1}^{\infty} dV = \frac{\rho I}{4\pi r_1}$$

Se il potenziale fosse in superficie, le superfici equipotenziali risulterebbero semisferiche e il potenziale sarebbe:

$$V_M = \frac{\rho I}{2\pi r_1}$$

- **Quadripoli.**

Se consideriamo due elettrodi di corrente A e B distanti r_1 ed r_2 da una sonda posta nel punto M, la quale misura la differenza di potenziale, allora il potenziale del punto M sarà dato dalla somma dei due potenziali dovuti ai due elettrodi dove passa una corrente uguale ma di segno opposto:

$$V_M = V_M^1 + V_M^2 = \frac{\rho I}{2\pi} \left(\frac{1}{r_1} - \frac{1}{r_2} \right)$$

Considerando un'altra sonda N che dista r_1' ed r_2' dai due elettrodi, il potenziale che si misurerà sarà:

$$V_N = \frac{\rho I}{2\pi} \left(\frac{1}{r_1'} - \frac{1}{r_2'} \right)$$

La differenza di potenziale tra i punti M ed N sarà:

$$\Delta V = V_M - V_N = \frac{\rho I}{2\pi} \left(\frac{1}{r_1} - \frac{1}{r_2} - \frac{1}{r_1'} + \frac{1}{r_2'} \right)$$

A questa disposizione si dà il nome di quadripolo.

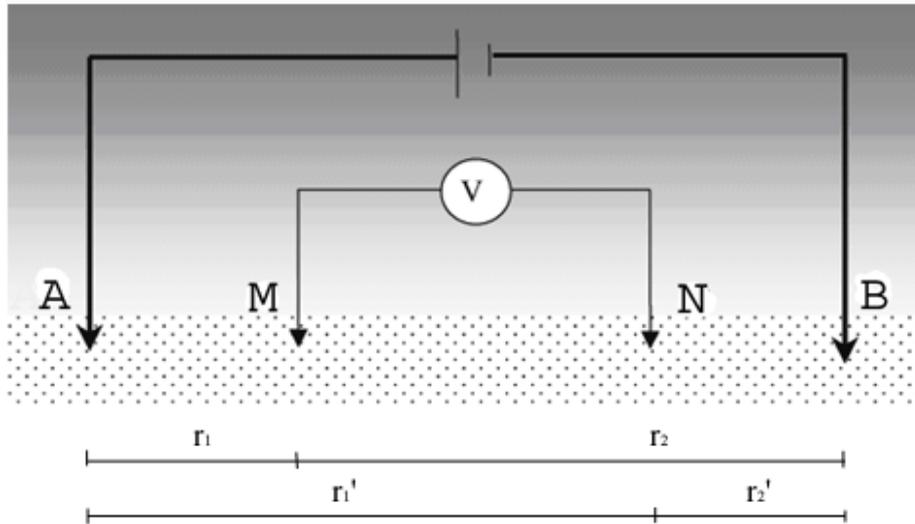


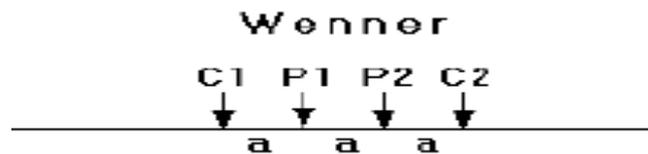
Figura 2 : - Schema di un quadripolo.

Le modalità con le quali viene progressivamente ampliato il quadripolo dipendono dalla procedura adottata.

Le principali sono quelle che adottano due particolari configurazioni del quadripolo:

- la configurazione Wenner;
- la configurazione Schlumberger.

La configurazione Wenner prevede una disposizione del quadripolo con i quattro elettrodi (due esterni , A e B, di corrente e due interni, M e N, di potenziale) disposti in linea e tra loro equidistanti.



Nel quadripolo Wenner $r_1=r_2'=a$ ed $r_1'=r_2=2a$.

La resistività sarà dunque pari a :

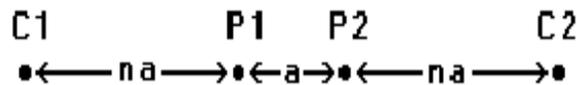
$$\rho_a = 2 \cdot \pi \cdot a \frac{\Delta V}{I}$$

In questo caso, l'esecuzione del SEV prevede una serie di misure effettuate allargando per ognuna di esse tutti e quattro gli elettrodi, pertanto aumentando "a" con progressione esponenziale e mantenendo fisso il centro del quadripolo.

La configurazione Schlumberger prevede invece una disposizione degli elettrodi A,B,M,N con distanza A e B molto maggiore della distanza tra M e N, disposti sempre in linea e simmetrici rispetto al centro del sondaggio.

In questo caso la procedura prevede una sequenza di misure effettuate aumentando AB o AB/2 con progressione esponenziale e mantenendo invariata la distanza MN entro opportuni intervalli AB.

In pratica si fissa MN e si distanziano successivamente gli elettrodi di corrente fino a raggiungere una lunghezza per AB di venti volte MN.



Nel quadripolo Schlumberger avremo $r_1=r_2'=\frac{L-a}{2}$ ed $r_1'=r_2=\frac{L+a}{2}$.

La resistività sarà dunque:

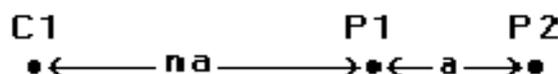
$$\rho_a = \frac{\pi(L^2 - a^2)}{4a} \frac{\Delta V}{I}$$

Entrambe le procedure risultano valide ed applicabili, ma la teoria di Schlumberger risulta essere più efficace ed applicabile. In primo luogo la maggiore semplicità operativa di esecuzione, infatti ogni misura richiede quasi sempre lo stesso spostamento sul terreno di due soli elettrodi, contro i quattro della configurazione Wenner. Inoltre i risultati ottenuti mostrano una minore sensibilità alle anisotropie laterali e offrono la possibilità di verificarne la validità.

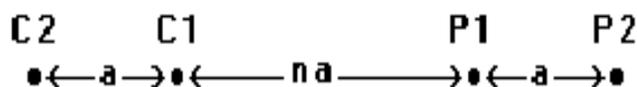
Oltre a quelle sopra esposte esistono altre configurazioni possibili:

- tripolo o polo-dipolo con $r_1 = a, r_1' = b, r_2 = r_2' = \infty$. La resistività sarà quindi $\rho_a =$

$$\frac{2\pi ab}{b-a} \frac{\Delta V}{I}$$



- dipolo-dipolo ove gli elettrodi di corrente sono collegati a molta distanza dagli elettrodi di misura. La resistività dipenderà dalla disposizione degli elettrodi che potrà essere radiale, azimutale, polare, equatoriale.



6.2. MODALITÀ DI INDAGINE (PRINCIPI DI FUNZIONAMENTO)

Le indagini geoelettriche permettono di indagare il terreno sia lungo la verticale del punto di applicazione sia lungo le pareti laterali, tale completezza di indagine è garantita dai sondaggi elettrici verticale, i quali permettono di conoscere le variazioni verticali di resistività, e dai profilo di resistività, con i quali è possibile valutare le variazioni laterali.

Il SEV (*Sondaggio Elettrico Verticale*) si basa sull'esecuzione di misure di resistività del terreno, procedendo ad un allargamento progressivo gli elettrodi di corrente pur mantenendo fisso il centro del dispositivo di misura.

A tal proposito è possibile fare una breve descrizione del metodo e delle teorie su cui si basa per ottenere dei risultati soddisfacenti. Innanzitutto se consideriamo un terreno costituito da due strati orizzontali con la resistività dello strato superiore ρ_1 maggiore rispetto a quella inferiore ρ_2 , avendo piccole distanze tra gli elettrodi, si avranno solo piccole porzioni del primo strato ad essere utilizzate per cui si può considerare che

$\rho = \rho_1$. Se successivamente procediamo all'allargando degli elettrodi si avrà un aumento dei volumi interessati dalla corrente fino a comprendere anche il secondo strato. In questo caso si avrà una resistività apparente, la quale non corrisponde alla reale resistività del sottosuolo ma un valore apparente che si ottiene considerando il sottosuolo un semispazio omogeneo. La relazione tra resistività apparente e resistività reale è molto complessa e per risalire dai valori apparenti a quelli reali occorre risolvere il cosiddetto problema inverso. I valori di resistività ottenuti si riportano in un diagramma bilogarithmico in funzione di "a" se si utilizza la disposizione di Wenner, di $AB/2$ se si utilizza Schlumberger.

Nell'eseguire il SEV con Wenner si allargano a ogni misura tutti e quattro gli elettrodi, mentre con Schlumberger basterebbe in teoria allargare gli elettrodi di corrente, pur avendo che per distanze

elevate di AB la misura corretta non sarebbe possibile in quanto la differenza di potenziale sarebbe troppo piccola, pertanto confondibile con il disturbo di fondo.

6.2.1. INTERPRETAZIONE DEL DIAGRAMMA

L'Interpretazione un diagramma di resistività eseguendo il metodo SEV consiste nel determinare la resistività e lo spessore dei diversi terreni costituenti il sottosuolo indagato. Per poter meglio comprendere questi diagrammi si devono necessariamente valutare considerazioni qualitative o morfologiche delle curve ottenute, al fine di avere una idea di massima sul numero dei terreni e sulla resistività della parte superficiale e di quella più profonda. A tal proposito mentre lo studio analitico dell'equazione di una curva teorica di resistività per un terreno formato da "n" strati orizzontali omogenei e isotropi, essendo in possesso degli spessori e della resistività, ammette soluzione ed è unica, ricavare dalle curve sperimentali del SEV il numero degli strati, i loro spessori e le rispettive resistività non fornisce un'unica soluzione unica ed immediata. Infatti la risoluzione del metodo risulta limitata da due principi:

- **principio di soppressione:** ovvero maggiore è la profondità di uno strato allora maggiore deve essere il suo spessore affinché il suo effetto sia visibile sulla curva di resistività apparente;
- **principio di equivalenza:** ovvero uno strato resistente situato tra 2 conduttori può essere definito solo dalla resistenza trasversale $T = \rho h$, con h spessore dello strato; invece uno strato conduttore tra due resistenti può essere definito dalla conduttanza longitudinale $S = h / \rho$. In questi casi si possono ricavare dalle curve di resistività solo il valore di T o S e quindi occorre effettuare altri sondaggi per ottenere uno dei due parametri.

In virtù di tali considerazioni è necessario acquisire informazioni aggiuntive sulla litostratigrafia e sul livello piezometrico, in modo tale da ottenere un'interpretazione dei SEV molto più accurata. Il risultato finale è la definizione di una colonnina elettrostratigrafica per la quale ad ogni valore di resistività corrisponde un'interpretazione litologica.

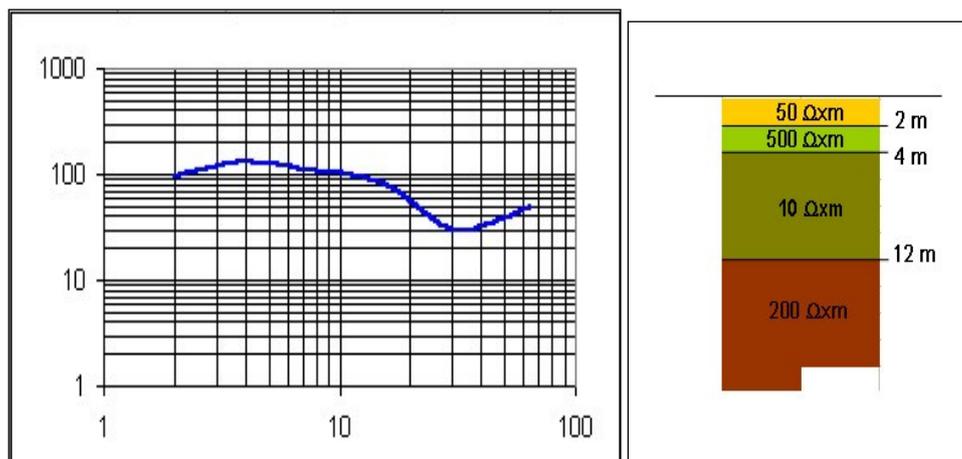


Figura 3 : Esempio di dati S.E.V. con a fianco il modello che ne rappresenta la soluzione

L'interpretazione del modello di resistività, ovvero l'assegnazione di un determinato materiale ad un particolare valore di resistività, produrrà un modello tanto più reale e preciso quanto maggiore sarà il numero di informazioni al contorno: la conoscenza della stratigrafia di massima, del livello di falda, dei valori di resistività dei materiali presenti può concorrere a migliorare la risoluzione del modello finale.

6.2.2. LA TOMOGRAFIA ELETTRICA

In conseguenza di quanto sopra descritto e valutato i due metodi, ovvero metodo di sondaggio verticale e metodo di resistività, la *Tomografia Elettrica di Superficie*, (TES) rappresenta la migliore soluzione per indagare il sottosuolo senza procedere ad interventi invasivi. I principali vantaggi che si possono ottenere da tale procedura sono:

- metodo non invasivo;
- capacità di esecuzione in ogni situazione e tipo di contesto;
- combina le tecniche di misura dei SEV e dei profili di resistività, pertanto permette di investigare sia le variazioni laterali sia le variazioni verticali della resistività elettrica.

Il principio fisico su cui si basa la tomografia elettrica è simile al SEV, ma invece di immettere corrente da quattro elettrodi, spostati di volta in volta, vengono utilizzati più elettrodi su un unico stendimento (16, 24, 32, 48 fino a 256) con cui è possibile ottenere un numero molto alto di combinazioni; in tal modo è possibile indagare lungo tutta una sezione interessata e non solo lungo una verticale.

Ogni profilo di indagine viene effettuato utilizzando degli elettrodi allineati ed equidistanti sulla

superficie del terreno, in tal caso si preferisce utilizzare un passo variabile da 0.5 a 10-15 m in modo da poter investigare la profondità interessata e la risoluzione che si vuole ottenere.

La corrente viene applicata ad una prima coppia di elettrodi misurando poi la differenza di potenziale tra tutte le altre coppie disponibili. Successivamente si passa ad una seconda coppia di trasmissione e si procede allo stesso modo fino a raggiungere il numero massimo di misure indipendenti consentito dagli elettrodi disponibili.

Tramite un cavo multiconduttore gli elettrodi vengono collegati ad un sistema d'acquisizione formata da un'unità di controllo, che permette di selezionare in modo automatico quattro elettrodi di misura alla volta, secondo una sequenza prestabilita, e permette di eseguire in modo veloce e automatico una serie di misure della resistività elettrica per tutta la lunghezza dello stendimento. I risultati delle misure forniscono una sezione del sottosuolo chiamata pseudosezione della resistività apparente, dalla quale attraverso un apposito algoritmo di inversione è possibile risalire ad un'immagine della resistività reale.

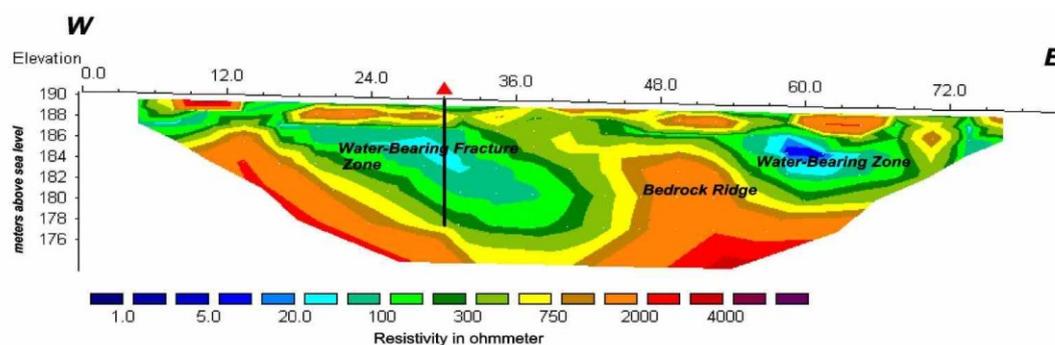


Figura 4 - Pseudosezione di resistività del sottosuolo.

Nella prospezione geoelettrica si utilizza sempre più frequentemente la configurazione elettronica dipolo-dipolo, la quale è considerata una evoluzione dei tradizionali sistemi di misura impiegati, pertanto tale configurazione è costituita da una doppia coppia di elettrodi formata ognuna da un polo di corrente e da un polo di potenziale. La tecnica dipolo-dipolo consente di ottenere due sostanziali vantaggi rispetto a quelle tradizionali Wenner o Schlumberger, vale a dire: una maggiore precisione e velocità di misura e un'alta sensibilità di discriminazione delle irregolarità elettriche potenzialmente legate alle strutture archeologiche.

I profili tomografici di superficie (TES) sono adoperati per evidenziare la presenza di idrocarburi, adottando distanze elettrodiche anche inferiori a 1 metro, con stendimenti in linea di lunghezza massima pari a 255 m, comunque garantendo profondità massime di investigazione intorno ai 15-20 metri.

6.2.3. STRUMENTAZIONE: STING R1 IP / SWIFT.

Il georesistivimetro Sting R1 IP ed il sistema multielettrodo automatico Swift sono utilizzati per le rappresentazioni di resistività in applicazioni come:

- elettrostratigrafie;
- monitoraggio di inquinanti nel sottosuolo;
- ricostruire la geometria del "bedrock";
- localizzare perdite nelle discariche ;
- localizzare zone di frattura nel "bedrock";
- individuare cavità sotterranee;
- localizzare infiltrazioni attraverso le dighe;
- ricostruire i percorsi dell'intrusione di acqua marina nella falda;
- ricerche idriche;
- esplorazioni minerarie;
- esplorazioni su depositi sabbiosi e ghiaiosi;
- misure di resistività per studi sulla corrosione;
- verifiche di integrità sul rivestimento interno delle discariche;
- verifiche della continuità elettrica in condutture;
- misure di laboratorio sulla resistività di campioni di suolo;
- mappatura di siti archeologici.

Il sistema Sting-Swift viene utilizzato per la registrazione automatica di qualsiasi configurazione elettronica posta sul terreno a seconda delle necessità dell'operatore e del sito da investigare, mentre l'apparecchiatura Swift permette di ottenere le rappresentazioni di resistività grazie al salvataggio dei dati nella memoria interna.



Figura 5 - Sting R1 IP. E Swift

Il sistema elettronico Swift Dual Mode è progettato per l'acquisizione di una grande quantità di dati di resistività durante l'esecuzione di indagini topografiche, basandosi su un sistema composto da un box interfaccia e da 256 interruttori elettronici. Questi sono inseriti su picchetti elettronici e collegati tramite un cavo multipolare all'unità di interfaccia centrale, gli interruttori, invece, sono in grado di collegare qualsiasi combinazione dei terminali dello Sting a ciascun elettrodo.

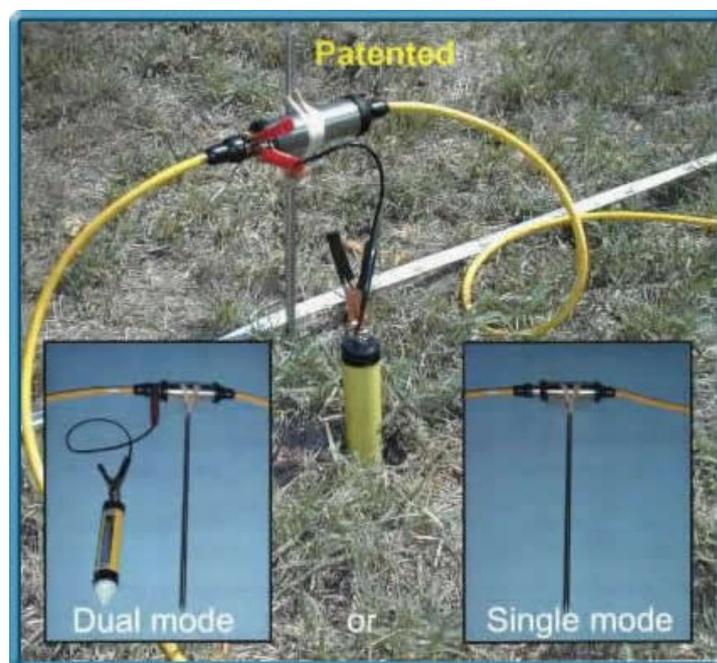


Figura 6 - Elettrodi Dual Mode o Single Mode.

Il sistema Swift viene controllato direttamente dallo Sting e permette di avviare automaticamente un'indagine completa dipolo-dipolo o qualsiasi altra configurazione programmata dall'utente (Schlumberger, Wenner, polo-polo, stendimento quadrato, ecc.).

La procedura per la realizzazione di una misurazione si basa su alcuni step semplici e basilari:

- stendere gli elettrodi ad intervalli regolari e collegare lo Sting;
- aprire un file dati;
- selezionare un file di comando appropriato;
- inserire l'intervallo elettronico;
- avviare il test della resistenza di contatto;
- premere il tasto MEA per iniziare il rilievo automatico.



Figura 7 - Indagine geoelettrica con Sting-Swift.

I dati acquisiti, opportunamente elaborati, permettono una ricostruzione bidimensionale del sottosuolo. I risultati del profilo tomografico sono costituiti da una pseudosezione di resistività apparente misurata, da una pseudosezione calcolata e da una sezione di resistività derivante dal modello inverso di calcolo.

Dato che la presenza di fluidi salini e/o le variazioni del grado di saturazione del terreno comportano modifiche significative della resistività elettrica del sottosuolo, allora l'analisi della distribuzione della resistività permette l'individuazione e il monitoraggio di plumi d'inquinante nelle aree indagate sia in discarica che nei terreni oggetto di inquinamento.

Caratteristiche tecniche Sting R1 IP	
Tipologie di misura	Resistività apparente, resistenza, voltaggio (PS), polarizzazione indotta (IP), voltaggio batteria alimentazione
Range di misura	da 400 K Ω a 0.1 milli Ω (resistenza) 0 – 500 V autorange del voltaggio della scala
Risoluzione delle misure	Massimo 30 nV, in dipendenza del livello del voltaggio
Risoluzione dello schermo	4 digit
Corrente di output	1-2-5-10-20-50-100-200-500 mA
Voltaggio di output	L'operatore può selezionare tra il limite di alto e basso voltaggio per il trasmettitore (800 Vp-p o 320 Vp-p voltaggio limite). In effetti però il voltaggio elettrodico si setta automaticamente in funzione della corrente trasmessa e dalla resistività del terreno
Input gain ranging	Automatico, utilizza sempre l'intero range dinamico della ricevente
Input d'impedenza	>20 M Ω
Input di voltaggio	Massimo 500 V
Compensazione dei Potenziali Spontanei	Cancellazione automatica dei voltaggi PS durante le misure di resistività. Cancella completamente variazioni lineari e costanti di PS
Tipi di Polarizzazione Indotta (IP)	Caricabilità nel dominio del tempo, sei finestre di misura registrate in memoria
Trasmissione della corrente IP	ON +, OFF, ON -, OFF
Cicli di tempo nelle misure IP	1s, 2s, 4s e 8s
Cicli di misura	Visualizzazione della media della misura corrente dopo ogni ciclo. Un ciclo automatico si ferma quando avvengono errori di lettura al di sotto del limite fissato dall'operatore o dei cicli massimi fissati dall'operatore.
Tempo di un Ciclo	Il tempo base di misura è di 1.2, 3.6, 7.2 o 14.4 s come selezionato dall'operatore dalla tastiera. L'autorange e la commutazione aggiungono circa 1.4 s
Elaborazione del segnale	Media continua dopo ogni ciclo completo. Gli errori relativi al "noise" vengono calcolati e visualizzati come percentuale di lettura. Letture visualizzate come resistenza (D V/ I) e resistività apparente (Ω m). La resistività viene calcolata utilizzando le coordinate dello stendimento inserite dall'operatore
Eliminazione del "noise"	Superiore a 100 dB per $f > 20$ Hz Superiore a 120 dB a frequenze di linee di potenza (16 2/3, 20, 50 e 60 Hz)

Precisione totale	Superiore a 1% della lettura nella maggior parte dei casi (misure di laboratorio). La precisione delle misure di campo dipende dalla resistività e dal "noise" del terreno. Lo strumento calcolerà e visualizzerà una stima della precisione delle misure correnti
Calibrazione del sistema	La calibrazione viene eseguita in maniera digitale dal microprocessore ed è basata sui valori di correzione salvati nella memoria interna
Configurazioni supportate	Resistenza, Schlumberger, Wenner, dipolo-dipolo, polo-dipolo, polo-polo, azimutale, "mise-a-la-masse", PS (assoluto) e PS (gradiente)
Salvataggio dei dati	Per ogni misura si registra automaticamente il suo valore medio, la percentuale dell'errore strumentale insieme alle coordinate inserite dall'operatore, con orario e data
Capacità della memoria	Nella memoria interna possono essere salvati più di 3000 punti di misura completi di ogni dettaglio
Trasmissione dei dati	A mezzo porta seriale RS-232C i dati possono essere trasferiti dallo strumento ad un computer DOS-WIN
Multi – elettrodi automatici	Lo STING è progettato per eseguire indagini dipolo-dipolo completamente in automatico mediante l'utilizzo del sistema "SWIFT Dual Mode Automatic Multielectrode". Lo Sting/Swift può eseguire qualsiasi altra configurazione (Schlumberger, Wenner, ecc.) sempre in automatico, utilizzando file di comando programmati dall'operatore. Questi file creati nel sistema operativo DOS-WIN vengono scaricati nella memoria RAM dello Sting e quindi richiamati e lanciati durante l'acquisizione. Non sarà quindi necessario portare un computer in campagna.
Pannello di controllo	20 pulsanti tattili, tastiera impermeabile con tasti numerici e tasti funzione Interruttore ON/OFF Tasti di misura, inseriti all'interno della tastiera principale Display LCD con interruttore per l'illuminazione notturna (premere per illuminare)
Connettori	4 prese per spinotti a banana, connettore a 10 poli KPT per l'alimentazione esterna, porta seriale RS-232 e connessioni della sincronizzazione.
Alimentazione	12 V, batteria ricaricabile al NiCd da 5.5 Ah. Connettore per l'alimentazione esterna sul pannello frontale; lo strumento seleziona automaticamente la batteria esterna se questa è presente.

Tempo di esercizio	Dipende dalle circostanze, la circuiteria interna in modalità automatica regola la corrente in modo da risparmiare energia. Con una corrente di uscita di 20 mA e 10 K Ω di resistenza elettrodica è possibile effettuare più di 2000 cicli con la batteria in dotazione completamente carica.
Carica batteria	Carica batteria di tipo veloce, a doppio stadio con input selezionabili (115/230 V AC @ 50/60 cicli)
Peso	6.6 Kg (14.5 lb) incluso il pacco batteria
Dimensioni	Larghezza 112 mm (4,4"), lunghezza 293 mm (11,54") ed altezza di 308 mm (12,11")

Caratteristiche tecniche SWIFT	
Dimensioni degli elettrodi	Φ 34 x 145 mm (Φ 1.3" x 5.7")
Cassetta	Acciaio inossidabile.
Peso	0.25 Kg (9 oz).
Cavo	Cavo a 6 poli: A, B, M, N e due linee di controllo.
Numero di elettrodi	In un unico stendimento si possono collegare simultaneamente e controllare fino a 254 elettrodi.
Controllo degli elettrodi	Ogni elettrodo intelligente può essere programmato singolarmente e può essere in qualsiasi momento A, B, M o N.
Indirizzi degli elettrodi	Gli indirizzi sono facilmente riprogrammabili attraverso il programma.
Tempi di risposta	33 ms per interruttore.
Configurazioni	Qualsiasi configurazione può essere facilmente programmata dall'utente.
Box di interfaccia	Si usa solo con lo STING R1 e lo STING R1 IP. Il SUPERSTING R1 Ip non ha bisogno del box di interfaccia per avviare delle indagini automatiche.
Peso del box di interfaccia	4.3 Kg (9.5 lb).
Alimentazione	Batteria ricaricabile interna 12 V NiCd.
Caricabatteria	Caricabatteria standard AGI 12 V utilizzato anche per lo STING (non fornito con il sistema).
Autonomia di lavoro	Generalmente 80 ore con la batteria completamente carica.
Connessioni	
Linee di misura STING	Cavo A, B, M, N con connettori a banana segnati, 1 metro.
Dati e controllo STING	Cavo fisso con connettore KPT per collegare lo STING, 1 metro.
Dati e controllo PC	D-sub, 9-pin per un normale cavo COM.

Cavo SWIFT	Due connettori 7-pin per cavi Hi e Low (maschio e femmina)
Ricarica	Connettore standard dell'AGI per caricare batterie da 12 V
Controlli sul pannello frontale	Alimentazione ON/OFF Modalità STING/PC

6.3. DISCARICA SITA IN “CONTRADA CAVA DEI MODICANI”

La discarica oggetto dello studio di ricerca ricadente nel territorio amministrativo del comune di Modica, è ubicata a nord dell’abitato di Ragusa, in C/da Cava dei Modicani, ad una quota media di circa 740 m. s.l.m.

Complessivamente il territorio si presenta caratterizzato da un paesaggio tipico della campagna iblea, con estensioni terriere destinate ad uso agricole, sporadici nuclei abitativi, costruzioni rurali per le attività agricole e piccole attività industriali.

La morfologia di quest’area è strettamente connessa alla capacità di resistenza all’erosione dei terreni affioranti aventi natura carbonatica, la quale conferiscono al paesaggio circostante una morfologia piuttosto regolare caratterizzata da radure o lievi declivi.

In particolare, l’area interessata dalla discarica è collocata su una superficie pianeggiante leggermente degradante verso sud-est ed interrotta ad ovest da una scarpata alquanto ripida.



Figura 8 – Aerofotogrammetria della discarica

I litotipi caratterizzanti la zona di nostro interesse affiorano estesamente nell’abitato di Ragusa e costituiscono i terreni di substrato dell’area in oggetto caratterizzati da giaciture sub-orizzontali.

Essi suddividono la zona in due livelli così indicati:

- **Livello a Banchi calcarenitici**, costituito da calcareniti e calciruditi bianco-giallastre o bianco-grigiastre di media durezza, in banchi ad andamento irregolare e spessore variabile fino a 10

m, separati da sottili livelli marnoso-sabbiosi. Lo spessore massimo di questo intervallo non supera i 70 metri;

- **Alternanza calcarenitico-marnosa**, sovrastante al precedente, costituita da **roccia coerente stratificata** rappresentata da strati di calcareniti e calciruditi compatte a grana fine di colore bianco-grigiastro e spessore mediamente compreso tra 30 e 60 cm, alternati a strati teneri a componente prevalentemente marnosa rappresentati da marne calcaree e calcari marnosi di colore bruno-giallastro e spessore analogo. Lo spessore di questo intervallo raggiunge i 60 metri.

- Al tetto dei terreni precedentemente descritti si rinviene una **copertura detritica superficiale di natura eluvio-colluviale** di limitato spessore. Si tratta di sedimenti incoerenti sciolti, derivanti dai lenti processi di degradazione meteorica della roccia in situ.

- L'idrologia dell'area in esame è caratterizzata dalla presenza di un **acquifero di grosse proporzioni** rappresentato dalle **successioni calcaree appartenenti alla formazione Ragusa**.

L'idrologia superficiale è piuttosto scarsa, date le caratteristiche di permeabilità dei terreni carbonatici affioranti che facilitano l'infiltrazione delle acque di scorrimento superficiale nel sottosuolo, favorendo in tal modo lo sviluppo di un profondo reticolo sotterraneo.

La circolazione idrica avviene prevalentemente in funzione del reticolo di fratturazione e lungo le discontinuità costituite dai piani di stratificazione dei termini carbonatici.

In relazione al grado di permeabilità, i litotipi affioranti possono essere classificati come terreni dotati di permeabilità da media ad elevata di tipo secondaria per fratturazione e per carsismo. Sulla base di dati di letteratura tali litotipi presentano solitamente valori del coefficiente di permeabilità K compresi tra 10^{-2} e 10^{-4} cm/s.

I risultati delle prove di permeabilità svolte in situ indicano invece valori di permeabilità K compresi tra 10^{-3} e 10^{-5} cm/s.

La discarica insiste su una falda libera profonda priva di protezione superficiale con piezometrica media situata ad una profondità di circa 100 - 120 m rispetto al p.c. e una direttrice di flusso delle acque sotterranee ad orientamento N NW - S SE.

L'elevata permeabilità dovuta alla fratturazione e la presenza di fenomeni carsici che canalizzano il flusso idrico sotterraneo, fanno sì che l'acquifero risulti caratterizzato da un **alto grado di vulnerabilità, in quanto privo di protezione superficiale**.

Le caratteristiche dell'impianto della discarica consentono di definire le dimensioni ed il volume e conseguentemente il bacino d'utenza dell'impianto.

Esso occupa una fascia, a Nord Est della discarica dismessa, della larghezza di circa 100 metri che si estendeva verso valle per circa 700 metri, con una superficie complessiva di circa 69000 m².

Successivamente è stata annessa l'area adiacente, a Sud Est dell'attuale vasca in esercizio portando così la superficie totale dell'impianto a 10 ettari.

L'attuale smaltimento dei rifiuti avviene in questa discarica consortile, la quale, considerando solamente la **vasca in esercizio**, ha una capacità di 380.000 m³ su una superficie di **25.500 m²**.

La pendenza dell'area è mediamente di circa il 15 % e, stando alle caratteristiche tettonico - strutturali rilevate si ha una notevole stabilità dei versanti.

Lo schema della discarica prevede una suddivisione in due zone funzionali principali collegate da una rete di viabilità interna:

- la prima destinata ai servizi, più a monte;
- l'altra dove sono ubicate le vasche di deposito dei rifiuti, a valle.

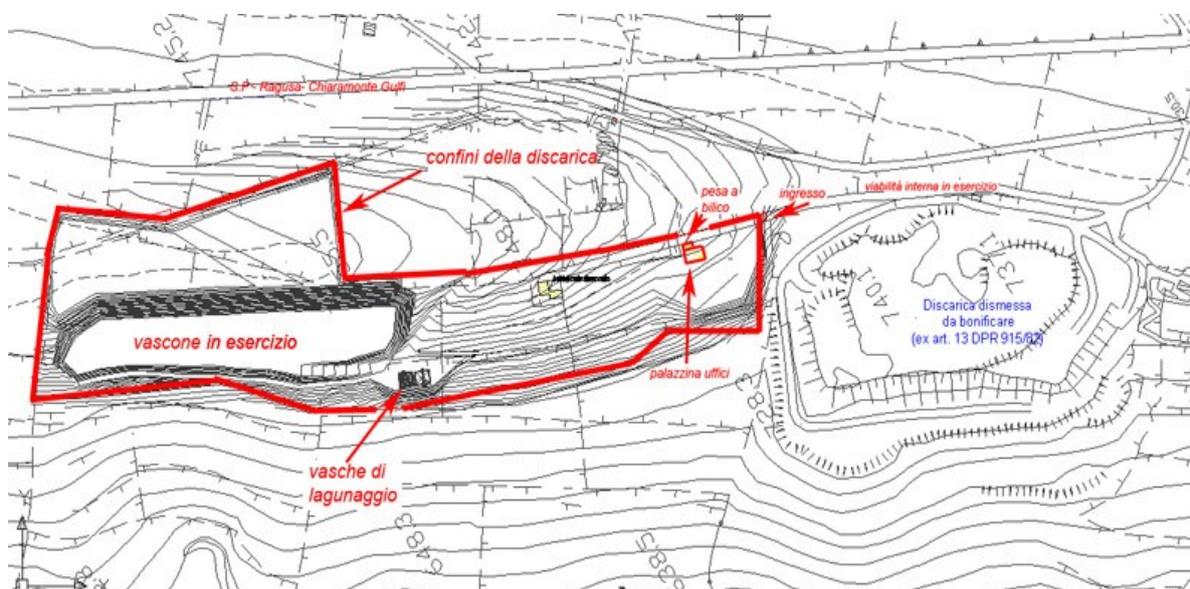


Figura 9 . Sistemazione dell'area della discarica

La vasca di deposito dei rifiuti ha la forma approssimativa di una tronco piramide con una platea di fondo ad una **profondità iniziale di 21 metri e finale di 6 metri**, ed è **delimitata da scarpate della pendenza di 45°**, per assicurare una naturale stabilità dei versanti.

Tutta la **superficie di delimitazione della vasca è stata impermeabilizzata con un sistema misto** che consiste **in un primo strato di bentonite di sodio** ed in una **successiva stesura di un manto sintetico**.

L'impianto ha, inoltre, un sistema perimetrale di drenaggio delle acque superficiali provenienti dal bacino scolante sull'area della discarica, una rete di raccolta e ricircolo del percolato ed un sistema di smaltimento del biogas.

Considerata la natura del terreno, costituito da roccia fratturata che non esclude il passaggio del percolato agli strati sottostanti ed alle aree di contorno, si è dovuto ricorrere all'impiego di un sistema di impermeabilizzazione artificiale.

Per rispondere alle prescrizioni della normativa allora vigente **sul fondo e sulle pareti inclinate della discarica si è provveduto a stendere su uno strato di sabbia di 20 cm, che ha solo funzione di livellamento del terreno, un telo di bentonite di sodio (geocomposito) con permeabilità di 10^{-8} cm/sec**, notevolmente inferiore a quella allora richiesta di 10^{-6} cm/sec.

Sul telo di bentonite è stata disposta una **georete drenante da 5 mm** con foglio di base in **tessuto-non-tessuto da 140 g/m^2** , il quale costituisce un sistema di monitoraggio per le eventuali perdite originate da perforazioni accidentali del manto di impermeabilizzazione sovrastante. Questo tipo di georete assicura infatti una elevata trasmissività idraulica, dell'ordine di $0,3 - 0,6 \text{ l/sec}\cdot\text{mq}$, ed una conseguente alta proprietà drenante anche sotto la pressione esercitata dai rifiuti depositati nei volumi superiori.

Sul manto impermeabile si è infine provveduto alla formazione di uno strato soffice superficiale, di circa 30 cm, composto da graniglia per evitare lacerazioni del manto stesso dovute al passaggio di macchine operatrici (autoveicoli di trasporto, compattatori, mezzi di movimentazione del materiale di copertura, ecc.).

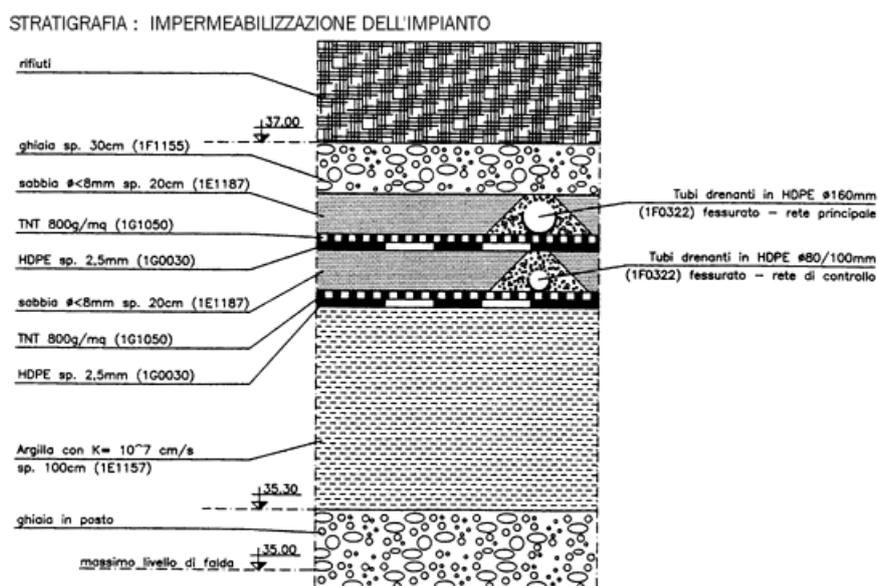


Figura 10 – Schema impermeabilizzazione del fondo discarica

Il drenaggio e la raccolta del percolato **sul fondo della vasca** di deposito dei rifiuti vengono effettuati mediante una **rete di tubi fessurati in polietilene da $\text{Ø} 160 \text{ mm}$** , alloggiati in cunette di

drenaggio riempite di ghiaia grossa, distribuiti **a distanze di circa 20 metri** ed annegati in uno **strato di 30 cm di sabbia e ghiaia realizzato al di sopra del manto di impermeabilizzazione**.

Sono inoltre presenti dei **pozzi per il drenaggio verticale** ed **una rete di dreni inclinati (poggiati sulle sponde della vasca, quindi con un'inclinazione di circa 45°) con tubi in PEAD Ø 125**.

Tutti i collettori veicolano il percolato, utilizzando la **pendenza naturale del fondo, variabile dall'1 al 3%**, fino ai pozzetti di raccolta a loro volta collegati, tramite un collettore in gres Ø 300 ad un pozzetto finale nel quale è collocata una pompa di estrazione auto aspirante.

Per quanto riguarda la captazione ed adduzione del biogas, la soluzione tecnica adottata prevede due distinte reti di captazione, una centrale ed una periferica.

La captazione centrale viene effettuata mediante dei pozzi disposti secondo l'asse longitudinale, con un raggio medio di azione di 30-35 metri. I pozzi sono stati innalzati progressivamente, al procedere del deposito dei rifiuti, predisponendo uno sull'altro dei cilindri di separazione in rete metallica, con un diametro di 1,5 m ed un'altezza di 1,5 m al cui centro, annegata in un letto di ghiaia è collocata una tubazione fessurata in PEAD Ø 160.

La captazione perimetrale ha la funzione di raccogliere il biogas lungo una delle sue vie preferenziali di uscita e cioè lungo la superficie di contatto fra rifiuti e sponde del deposito.

Il sistema è costituito da diversi punti di captazione, ubicati ad una distanza variabile fra i 20 e i 25 metri. Ogni punto di captazione fa capo, nella massa dei rifiuti in via di formazione, ad una tubazione microfessurata in PVC, flessibile, corrugata e rivestita da uno strato di ghiaia, adagiata sulla scarpata per tutta la sua lunghezza.

6.4. CAMPAGNA DI MISURA ED ACQUISIZIONE DATI

Le indagini sono state condotte sulla parte di discarica dismessa e in corrispondenza di quella tutt'ora in attività secondo due diverse tipologie di tomografia:

- la prima ha interessato la parte centrale della discarica dismessa, disponendo 48 elettrodi con spaziatura di 3 m;
- la seconda ha interessato due sezioni perpendicolari della vasca in esercizio, la linea 1 e la linea 2, disponendo 24 elettrodi con spaziatura di 1 m.

6.4.1. ANALISI DELLA DISCARICA DISMESSA

La prima delle tre misurazioni effettuate ha interessato il corpo discarica ormai dismesso e ricoperto da uno strato vegetale.

Tale stendimento, che si è sviluppato per ben 144 metri, raggiungendo una profondità di circa 20 m, ha permesso di investigare dal punto di vista quantitativo il corpo della discarica.

Lo stendimento è indicato nella figura seguente e ci permette di capire quale sia stata la zona investigata in questa prima fase.



Figura 11 –Vista aerea della discaric

In conseguenza di uno stendimento di 48 elettrodi con interasse di 3 m, quindi per una distanza complessiva di 144 m, si è ottenuto il seguente modello finale dopo 3 iterazioni e con un errore residuo del 9,4%.

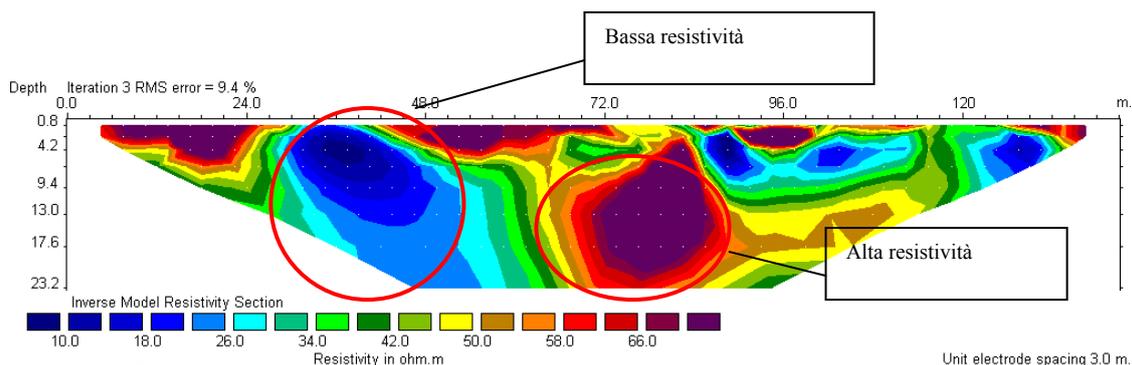


Figura 12 – Modello di resistività ottenuto per inversione dei dati della prima misura

La resistività nella pseudosezione varia da un minimo di 6 ad un massimo di 74 ohm·m. ed è subito evidente la grande variabilità in senso laterale nonché verticale. La tomografia effettuata fa riscontrare due anomalie aventi valori di resistività notevolmente diversi.

- I valori di resistività più bassi corrispondono ad un accumulo di acqua meteorica e percolato depositatesi nelle cavità presenti nell'ammasso. Pur tuttavia si può ipotizzare che la presenza di questa sacca possa imputarsi a soli fenomeni meteorici con scarsa presenza di percolato in quanto, la parte sinistra del terreno interessato dallo stendimento risente dei cedimenti degli strati sottostanti e degli scorrimenti che la massa ha avuto verso valle. Le fratture quindi hanno certamente creato una via preferenziale per le infiltrazioni di acqua meteorica.

- I valori di resistività più elevati (> 58 ohm·m) corrispondono a zone più "asciutte" o poco compatte. In tale caso, riscontrato nella parte centrale della tomografia ad una profondità intorno ai 10 metri, si ha una probabile sacca di accumulo di biogas, la quale, non essendo facilmente attraversabile dalla corrente, mostra alti valori di resistenza alle linee del campo elettrico.

Da notare ancora come, nella parte in alto a sinistra, sono presenti zone ad alta resistività che possono essere dovute ad una scarsa compattezza superficiale del terreno indagato, mentre nella parte a destra, a cinque metri di profondità circa, zone a bassa resistività possono rappresentare altre sacche di accumulo di percolato.

6.4.2. ANALISI DELLA DISCARICA IN ESERCIZIO

Per quanto riguarda l'analisi effettuata sulla discarica in esercizio, a causa della morfologia dell'ammasso di rifiuti, si è potuto realizzare uno stendimento di lunghezza limitata, ma al contempo, inserendo una maggiore potenza, si è ottenuto un grado di dettaglio elevato.

L'esiguità dello spazio a disposizione, infatti, dovuta alla presenza di cumuli di rifiuti e zone impraticabili nell'ammasso, non ha favorito la profondità d'indagine, ma si è ottenuto un grado di dettaglio migliore, riuscendo ad evidenziare la stratigrafia sottostante e la conformazione degli strati.

Per verificare la qualità dei dati ottenuti, si è preferito scegliere due linee di stendimento ortogonali tra loro:

- il primo attraversa proprio nel centro il percorso battuto dai mezzi di lavoro;
- l'altro orientato in direzione parallela al primo.

Come si vede dalla figura si è realizzato un primo stendimento lungo la direttrice A-A ed un secondo stendimento, ortogonale al primo, lungo la direttrice B-B, lungo il percorso dei mezzi pesanti.



Figura 13 – Indicazione delle linee di stendimento

Linea A-A

Il modello è stato ottenuto dopo cinque iterazioni con un errore residuo del 2,5% che ha permesso di mettere in luce l'anisotropia in senso orizzontale dovuta al costipamento differenziato dei rifiuti. Si distinguono infatti la parte centrale interessata dal percorso dei mezzi pesanti, quindi maggiormente consolidata, e subito ai lati sacche di percolato, e le parti laterali sicuramente caratterizzate da terreno meno addensato.

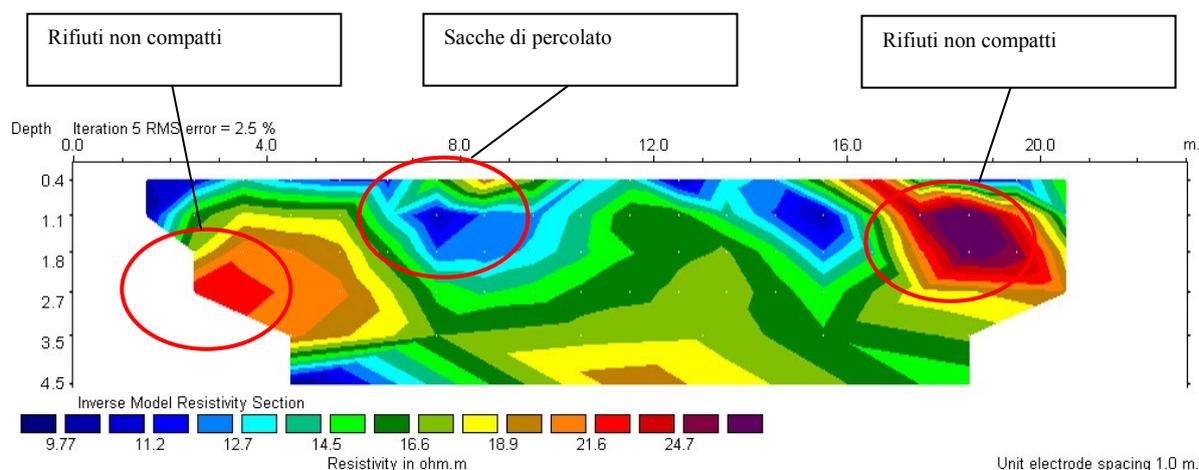


Figura 14 - Modello di resistività ottenuto per inversione dei dati della Linea AA

La resistività varia da un minimo di 9 ad un massimo di 26 ohm·m. I valori di resistività più elevati (> 20 ohm·m) corrispondono a zone poco compattate o ad accumuli di biogas e si riscontrano solo agli estremi della linea di stesa.

Nella parte sinistra, intorno ai due e quattro metri di profondità, si nota una zona ad alta resistività dovuta probabilmente alla presenza di rifiuti non compattati, i quali presentano un indice dei vuoti più elevato rispetto alle altre zone con resistività minore; si noti infatti, come nella zona centrale la resistività aumenti in modo graduale. Di contro la parte centrale è caratterizzata da valori di resistività di bassa entità caratterizzanti accumuli di percolato o acqua piovana. In questo caso si evidenziano degli strati molto impermeabili aventi resistività intorno ai 16 ohm e tali da evitare il continuo deflusso dei liquidi soprastanti.

Linea B-B

Nel caso del secondo stendimento il modello finale è stato ottenuto dopo cinque iterazioni con un errore residuo dell'1,30 % e tale da permetterci di evidenziare una netta distinzione tra la massa dell'ultimo strato di rifiuti e gli strati di ricoprimento superiore e inferiore.

La resistività varia in un range che va da 5 ohm a 30 ohm·m.

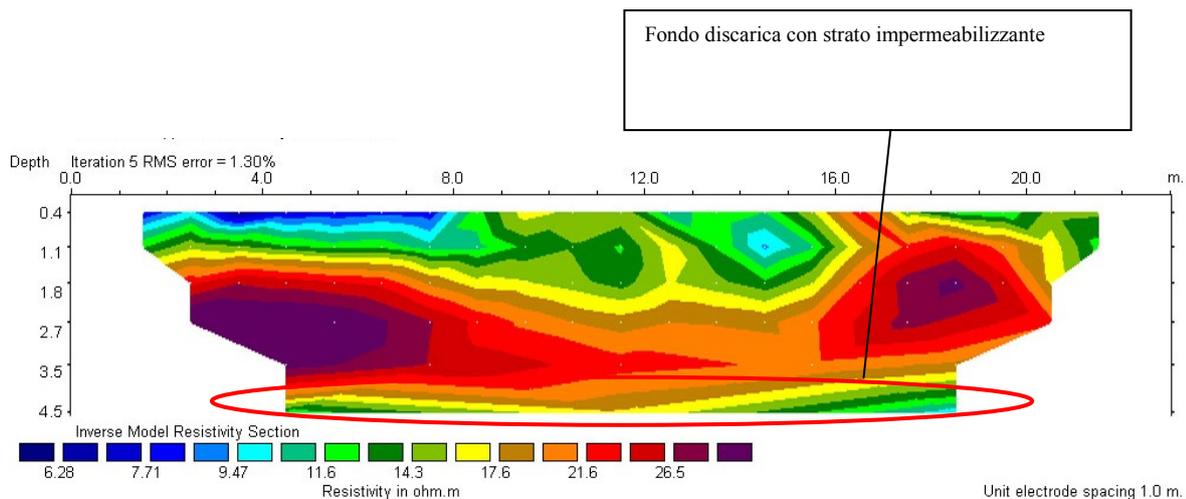


Figura 15 - Modello di resistività ottenuto per inversione dei dati della Linea BB

Si può evidenziare come, rispetto alla prima sezione vi sia una più omogenea distribuzione di resistività per tutta la lunghezza della sezione. Questo è senz'altro dovuto al fatto che, essendo questa sezione quella nel senso longitudinale della vasca, non si dovrebbero riscontrare differenze di compattezza rilevanti come in direzione ortogonale ad un pendio, per cui si presume che anche il grado di umidità posseduto dal terreno sottostante sia omogeneo, scendendo per strati paralleli al piano di campagna.

Più che una localizzazione delle anomalie di resistività, la pseudosezione ci dà un'idea della distribuzione del corpo dei rifiuti, per il quale si possono trarre le seguenti informazioni:

- **spessore circa 3,5 m;**
- resistività media 25 ohm·m.

Si potrebbe anche ritenere che lo strato di copertura finale abbia uno spessore di circa 80-100 cm e che il precedente strato di ricoprimento si trovi ad una profondità di 4,5 metri, dove il valore di resistività si riduce nuovamente ad un valore di 10 ohm·m.

CAPITOLO 7

MODELLAZIONE MEDIANTE MODULO SEEP

CAPITOLO 7

7.1. CARATTERISTICHE DEL SOFTWARE

Il software utilizzato per la ricerca ai fini della modellazione è il GEOSLOPE, versione “ student”, con il quale si vuole determinare il moto dei fluidi attraverso il mezzo poroso tramite l’analisi della filtrazione e della dispersione dell’inquinante sia in condizioni statiche sia in condizioni dinamiche. Il software in questione è formato da più moduli tramite i quali si possono risolvere diversi problemi di geotecnica ed ambientali. Fra questi abbiamo scelto il modulo SEEP ed il CTRANS, ovvero il primo capace di definire i moti di filtrazione di particelle all’interno dei terreni; mentre il secondo ci permette di definire la diffusione delle particelle di inquinante nel terreno e le concentrazioni che si depositano.

La combinazione dei due moduli ci permette di avere un quadro abbastanza chiaro degli scenari che si potrebbero avere in presenza di fonti inquinanti e di potenziali obiettivi sensibili. Ovviamente la modellazione è vincolata alla definizione delle condizioni geotecniche che sono presenti nella zona, al tipo di inquinante ed alle condizioni al contorno. La scelta appropriata di questi parametri, sia per via sperimentale che tramite prove di laboratorio ed in sito, ci permette di avere dei risultati soddisfacenti ai fini della comprensione finale del problema e conseguentemente ci permette di poter intervenire in modo appropriato sia in fase di bonifica che in fase progettuale, qualora si volesse fare un’analisi a priori delle condizioni future.

Si è voluto, quindi, definire una procedura che sia applicabile in diversi ambiti e che sia capace di caratterizzare i siti investigati, siano questi esistenti e potenzialmente inquinati o in fase di progettazione.

In virtù di quanto esposto è necessario definire su quali processi si basa il programma e come analizza i dati di input che vengono immessi, pertanto verranno analizzati in modo singolo i processi sia del SEEP che del CTRANS in modo da far comprendere in modo semplice e chiaro i risultati che successivamente si otterranno.

7.2. MODULO “SEEP”

Come prima analisi dobbiamo definire le procedure necessarie per impostare il problema e per procedere alla risoluzione di questo. A tal scopo è necessario sfruttare il SEEP, ovvero il modulo del GEO SLOPE capace di definire i moti di filtrazione dei fluidi all'interno di un mezzo poroso. Successivamente si esporranno le procedure utilizzate e le leggi analitiche su cui si basa la risoluzione del problema e la conseguente acquisizione di dati.

7.2.1. MODALITÀ DI ANALISI

Il primo passo per la definizione del problema è quello di definire il tipo di analisi da effettuare, scelta fondamentale per la valutazione delle condizioni al contorno e per ottenere dei file di output corretti. I tipi di analisi che è possibile effettuare con il programma prevedono una in condizioni stazionarie “Steady-state”, una in condizioni dinamiche “Transiente” ed una analisi dipendente dalla densità dell'inquinante. La principale differenza tra le varie analisi si basa principalmente sulla dipendenza dal tempo, ovvero la procedura steady-state necessita di una definizione di step tramite i quali si procede all'analisi, definendo il problema solo negli step temporali scelti; differente è l'analisi del transiente in cui si procede all'analisi ed alla definizione delle condizioni al contorno dipendenti dal tempo, sfruttando anche il modulo TEMP; infine il terzo tipo è completamente integrato con il modulo CTRANS e prevede la definizione del problema attraverso la risoluzione di problemi dipendenti dalle densità dell'inquinante.

Definito il problema da affrontare, condizioni statiche o dinamiche, si deve procedere alla definizione delle superfici da investigare, ovvero su piani orizzontali (plane), verticali (2-Dimensional) o simmetrici (Axisymmetric). Scelta dipendente dalla definizione del problema e dai dati che si vogliono ottenere al fine della comprensione del problema.

Infine è necessario definire la “convergenza”, ovvero gli intervalli di tempo da investigare e da analizzare; le scelte sono sempre dipendenti dal tipo di analisi e dai tempi e modi con cui si vuole definire il problema, con conseguente acquisizione dei dati di output influenzati dalle scelte eseguite in questa fase. Come ultimo passo si ha la necessità di definire gli step-time, ovvero gli istanti o gli intervalli di tempo in cui si deve eseguire l'analisi. Questi vengono definiti come singoli istanti ripetuti

periodicamente secondo l'intervallo di tempo da noi scelto, o come spazi temporali progressivi dal momento dell'inizio del fenomeno. La scelta della quantizzazione di un intervallo di tempo è strettamente correlata alla necessità di investigare fenomeni a breve o a lungo tempo. Questa scelta verrà, conseguentemente, eseguita e ponderata in funzione delle applicazioni che si devono eseguire tramite il software.

7.2.2. SCELTA DELLE FUNZIONI

Il secondo passo per definire il problema è quello di scegliere le funzioni idrauliche ed i parametri geotecnici del terreno:

- Definizione della conducibilità idraulica
- Contenuto del volume di acqua
- Dimensione dei grani

Il primo consiste nel definire il rapporto che esiste tra la porosità, il contenuto naturale d'acqua e la conducibilità del terreno, tramite dati ottenuti dalle prove di laboratorio od in situ. La definizione di questi parametri è collegata con la pressione presente a diverse quote del terreno, infatti la progressiva diminuzione della pressione fino al raggiungimento di pressioni negative influenza in modo consistente la conducibilità idraulica del terreno. Pertanto la scelta del "K" è strettamente connessa alla pressione ed al tipo di terreno. Per poter, quindi, definire la conducibilità idraulica è necessario introdurre i propri dati in funzione delle pressioni, ottenendo anche un diagramma che possa interpolare la curva Pressione-Conducibilità. Invece se si vogliono sfruttare delle relazioni esistenti è possibile stimare il valore del coefficiente di filtrazione tramite le leggi di Freudlund & Xing, Green & Corey e Van Genuchten, le quali fanno riferimento a fenomeni di filtrazione in presenza di terreni argillosi o sabbiosi.

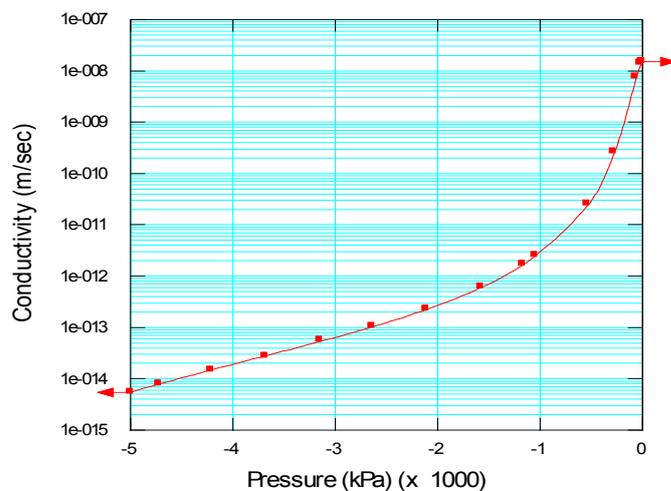


Grafico 7.1 – Esempio andamento della permeabilità in funzione della pressione

Successivamente si deve definire il contenuto naturale d’acqua del terreno oggetto dell’analisi. Questo deve essere espresso in funzione della pressione del terreno e pertanto è possibile stimare, secondo leggi di Fredlund & Xing, i valori. Di seguito riportiamo l’andamento del contenuto naturale d’acqua rispetto alla pressione secondo la forma chiusa di di Fredlund & Xing.

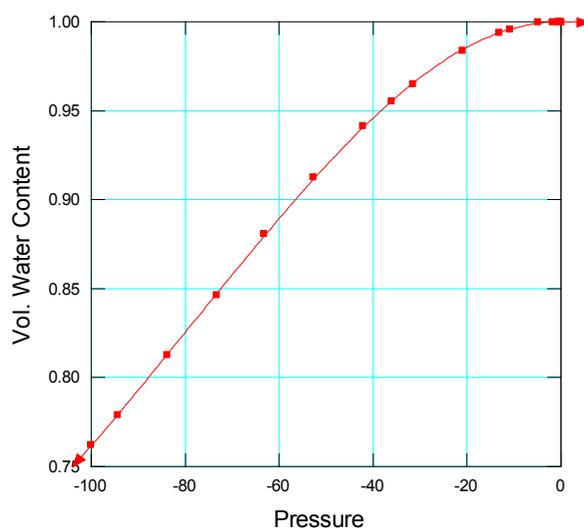


Grafico 7.2 – Esempio andamento del contenuto naturale d’acqua in funzione della pressione

L'ultimo passaggio per la risoluzione del problema è quello di impostare le condizioni al contorno, ovvero bisogna inserire il carico idraulico al fine di poter definire l'andamento delle curve di filtrazione. Realizzato lo schema del terreno da studiare e discretizzato in mesh per l'analisi agli elementi finiti si devono imporre le condizioni al contorno, le quali possono essere di diverso tipo in funzione dell'analisi che si deve eseguire. Possiamo scegliere le condizioni Head, total flux, unit flux e Pressare head, con le quali imponiamo il tipo di fenomeno e l'entità dell'azione che avviene nel terreno. Impostate le condizioni del terreno e dello studio da eseguire possiamo azionare il software e ottenere una risposta con le curve di filtrazione al variare del tempo.

7.3. MODULO CTRAN/W

La parte di preparazione e scelta del tipo di analisi da eseguire è analoga a quella del Seep, ma differisce nel tipo di studio che si può condurre con questo modulo.

Il Modulo Ctran/w lavora agli elementi finiti e viene usato per modellare fenomeni di migrazione dei contaminanti nei mezzi porosi. La complessa formulazione di questo programma dà la possibilità di analizzare differenti problematiche, ovvero:

- particle tracking, migrazione di una particelle di inquinante in risposta al movimento dell'acqua;
- Adversion-Dispersion, processi dovuti alla diffusione e dispersione assorbimento ,decadimento radioattivo.

I fattori che governano la migrazione di un contaminante possono essere considerati in termini di processo di trasporto e processo di attenuazione .

Il processo di trasporto può essere rappresentato matematicamente da equazioni che si basano su leggi di flusso . Queste equazioni possono essere combinate con equazioni di bilanciamento di massa con le quali si studia l'attenuazione dei contaminanti , in poche parole il problema si riduce alla risoluzione un'equazione differenziale.

7.3.1. PROCESSI DI TRASPORTO DI UN INQUINANTE

I due processi base del trasporto sono la convezione o advezione e la dispersione .

La rappresentazione dei fenomeni di trasporto per convezione (advezione) è la più

semplice e più precisa, perché la sostanza migra ad una velocità uguale a quella dell'acqua di falda e quindi segue la legge di Darcy ($v = ki/ne$), già ampiamente approfondita nei capitoli precedenti.

La dispersione invece è l'apparente miscelazione del contaminante senza sistemi di flusso cioè con velocità di flusso basse o nulle. A livello microscopico le variazioni di velocità si trasmettono diversamente tra i pori del sedimento secondo uno schema determinato dalla granulometria, dall'orientamento delle particelle, e dalla tortuosità dei pori.

A causa dell'eterogenità locale le particelle di soluto, allontanandosi dalla sorgente, pur non reagendo con il mezzo, si espandono nell'acquifero occupando un volume sempre maggiore a valle del flusso e quindi diminuendo la concentrazione generale dello stesso.

Durante questo processo varia, per attrito, la velocità di spostamento del soluto, vi è un diverso tragitto attraverso i granuli e gli stessi passaggi sono più o meno tortuosi.

Tutto questo ha come conseguenza la variazione di velocità longitudinale, trasversale e verticale del soluto.

La descrizione matematica dei fenomeni di dispersione riguarda soprattutto i mezzi isotropi omogenei in condizione di flusso permanente e per sostanze non reattive, ed è contraddistinta da un coefficiente di dispersione idrodinamica D_i , che descrive la variazione di soluto attorno al valore medio:

$$D_i = \alpha v + D$$

Con:

$$v = ki / ne$$

α = dispersività

D = coefficiente di diffusione molecolare

Negli acquiferi la dispersione si verifica quando vengono a contatto fluidi con caratteristiche diverse od un unico fluido passa attraverso i canalicoli di un terreno poroso.

Considerando un moto bidimensionale, l'allargamento del plume è in genere maggiore in senso longitudinale che in senso trasversale al moto e la massa di sostanza allontanandosi dalla sorgente, occupa uno spazio maggiore, diminuendo la propria concentrazione.

Negli studi di laboratorio si è visto che la dispersività (α), la cui unità di misura è una lunghezza, varia nelle tre direzioni ortogonali.

Si parla, in genere, di dispersività longitudinale, trasversale, ed anche verticale.

La prima varia tra 0,1 e 10 mm, mentre la seconda si mantiene più piccola di un fattore 5 o 20.

Considerando situazioni reali in campagna, i valori di queste due grandezze aumentano molto, a causa delle eterogeneità a piccola scala, ed in bibliografia si ritrovano ad esempio, dispersività longitudinali tra 0,1 e 500 m.

In situazioni con velocità di flusso elevate ($v > 1$ m/g), la diffusione molecolare è in genere trascurabile ed, in effetti, il suo valore è dell'ordine di 10^{-9} m²/sec.

Nello studio del fenomeno è quindi spesso sufficiente ricavare i parametri di dispersività longitudinale e trasversale (quelli nel piano orizzontale):

α_L e α_T da cui risalire ai valori di dispersione:

$$DL = \alpha_L ve ; DT = \alpha_T ve$$

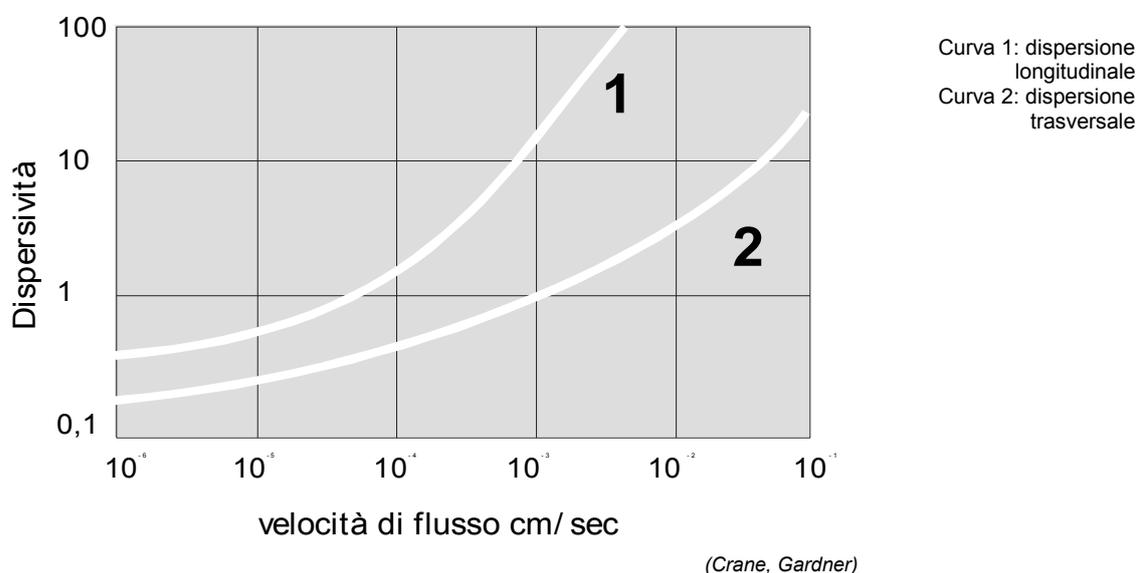


Grafico 7.3 – Relazioni tra dispersione longitudinale e trasversale

L'equazione differenziale che descrive il trasporto del contaminante secondo il processo di convezione (advezione) e dispersione è conosciuta come equazione di "advezione – dispersione".

Vediamo come si è arrivato a formulare tale equazione nel caso di flusso monodimensionale .

Partendo dalla nota formula di Darcy , si è calcolato la velocità lineare del flusso attraverso i pori :

$$v = \frac{U}{n}$$

dove $U = K i$ (velocità di darcy)
 $n = \text{volume dei vuoti} / \text{volume totale (porosità)}$

Oppure

$$v = \frac{Q}{n A} \quad \text{dove } Q = \text{portata} ; \quad A = \text{sezione} ; \quad n = \text{porosità}$$

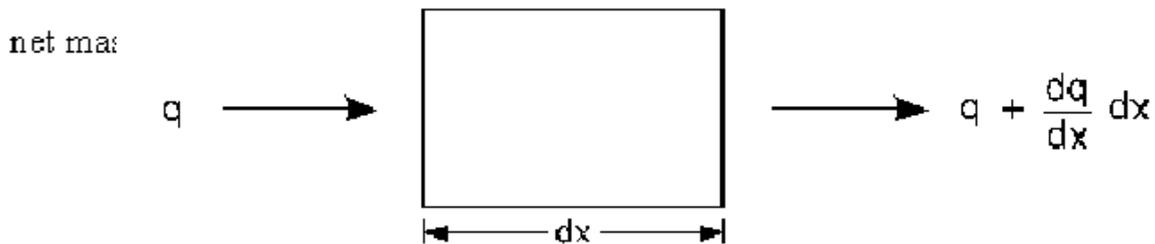
Sappiamo anche che il contenuto volumetrico di acqua è legato alla porosità e al grado di saturazione dalla legge: $\Theta = n/S$

Quindi :

$$v = \frac{U}{\Theta}$$

L'equazione del trasporto del soluto si può ricavare considerando il flusso di massa q attraverso un elemento di volume di materiale poroso.

Il flusso netto assoluto attraverso l'elemento è:



Per il principio di conservazione della massa , la variazione della massa totale rispetto al tempo è uguale al flusso netto di massa :

$$\frac{\partial M}{\partial t} dx = - \frac{\partial q}{\partial x} dx$$

Per definizione , la concentrazione C è la massa di soluto disciolto nell'unità di volume di acqua (soluzione), in forma di equazione :

$$C = \frac{M}{V_w} \quad \text{da cui} \quad M = C V_w$$

il volume di acqua per unità di volume di un elemento è il contenuto volumetrico di acqua Θ , per cui la massa M per unità di volume totale è:

$$M = C\Theta$$

Sostituendo la legge di M nell'equazione e derivando rispetto a dx otteniamo :

$$\Theta \frac{\partial C}{\partial t} = - \frac{\partial q}{\partial x}$$

Che esprime il flusso di massa attraverso un elemento dovuto dal processo di advezione e dal processo di dispersione. Nella forma dell'equazione i due meccanismi sono :

$$\text{advection} = v\Theta C = UC$$

$$\text{dispersion} = \Theta \frac{\partial C}{\partial t} = - \frac{\partial q}{\partial x}$$

Dove v = velocità lineare media

Θ = contenuto volumetrico di acqua

C = concentrazione

D = coefficiente di dispersione idrodinamica

U = velocità di Darcy

Il segno negativo dell'equazione indica che la direzione del flusso di massa va' da una concentrazione piu' alta ad una concentrazione piu' bassa (cioe' un gradiente negativo).

Sostituendo le equazioni 2 e 3 nell'equazione 1 si ottiene l'equazione di base per il trasporto :

$$\begin{aligned} \Theta \frac{\partial C}{\partial t} &= - \frac{\partial}{\partial x} \left(-\Theta D \frac{\partial C}{\partial x} + UC \right) \\ &= \Theta D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - U \frac{\partial C}{\partial x} \end{aligned}$$

L'equazione puo' essere divisa per Θ ed otteniamo:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x}$$

Questa rappresenta l'equazione di base per il trasporto di sostanze non reattive e non radioattive.

7.3.2. CONDIZIONI AL CONTORNO

L'ultimo passaggio da eseguire è quello di impostare le condizioni al contorno del problema, ovvero quale sia l'azione dell'inquinante in termini di concentrazione.

L'analisi del movimento degli inquinanti si basa sulla conoscenza del flusso di acqua del sistema impostando la modellazione del problema, ovvero la geometria del problema e successivamente la mesh agli elementi finiti con le proprietà del materiale, infine le condizioni al contorno.

Il programma si basa su diversi sistemi di unità di misura, che devono essere scelti all'inizio del lavoro, esse sono relative alla lunghezza geometrica, al tempo e alla forza.

Le unità di misura scelte su cui si basa il modello di calcolo sono le seguenti :

Figura 7.4 – Unità di misura utilizzate dal software

Table 7.1 Consistent SI Units

Parameter	Symbol	Units
Length	L	metres
Time	t	seconds
Force	F	kN
Pressure	F/L ²	kN/m ²
Unit Weight of Water	F/L ³	kN/m ³
Hydraulic conductivity	L/t	m/sec
Total / Pressure head	L	m
Nodal Flux (Q)	L ³ /t	m ³ /sec
Boundary Flux (q)	L/t	m/sec
Flux Section	L ³ /t	m ³ /sec
Volume	L ³	m ³

Table 7.1 Consistent SI Units

Parameter	Symbol	Units
Length	L	m
Time	t	sec
Force	F	kN
Mass	M	g
Pressure	F/L ²	kN/m ²
Unit Weight of Water	F/L ³	kN/m ³
Hydraulic Conductivity	L/T	m/sec
Concentration	M/L ³	g/m ³
Diffusion Coefficient	L ² /T	m ² /sec
α and τ (dispersivity)	L	m
Decay Half-Life	T	sec
S (adsorption)	M/M	g/g
Density	M/L ³	g/m ³
Mass Flux	M/T	g/sec

Definita la geometria del problema si passa alla creazione degli elementi e dei nodi che regoleranno l'equazione del problema.

I parametri di base richiesti come input dal programma sono :

- discretizzazione del problema in elementi finiti;
- funzione di conducibilità idraulica dei materiali;
- condizioni al contorno;
- curve caratteristiche dei materiali del suolo;
- condizioni iniziali del flusso;
- definizione degli step temporali;

Gli ultimi tre parametri sono necessari se l'analisi è dipendente dalla variazione del tempo, in questo caso parleremo di transient analysis, invece se l'analisi è tempo invariante parleremo di steady-state analysis. Il software si può impostare con una condizione al contorno del tipo *total head*, ovvero "carico totale".

7.3.3. DATI DI INPUT

Il programma è costituito da due moduli complementari tra loro; il SEEP analizza le caratteristiche del flusso d'acqua cui è soggetto il suolo, mentre il CTRANW analizza il movimento dell'inquinante in tale flusso.

I parametri richiesti per caratterizzare il problema sono i parametri geometrici ed i parametri costitutivi. I primi riguardano la geometria del sito da investigare, ovvero le unità di misura come la pressione o la conducibilità dipendenti dalla geometria scelta. I secondi, invece, rappresentano i parametri che rappresentano le proprietà del suolo e dei suoi costituenti come la granulometria, la porosità, l'indice dei vuoti.

Ai fini dello studio che si è svolto è stata scelta una geometria molto semplice, tale da garantire una linearità dello studio e della modellazione. Le modellazioni che sono state svolte hanno interessato una prima indagine sullo studio dei provini di terreno utilizzati per le prove di laboratorio, al fine di verificare che i dati acquisiti siano corretti ed, al contempo, finalizzata alla verifica della validità del software. Successivamente si è svolta una simulazione del trasporto di inquinante per i campioni 1, 2 e 3 ed una applicazione riguardante la discarica di MODICA. In tal modo si è voluto verificare quali siano la reale pericolosità di un agente inquinante in movimento all'interno di un mezzo poroso e come sia capace di espandersi nel terreno circostante, oltre alla valutazione temporale del fenomeno finalizzata al raggiungimento di un obiettivo sensibile.

7.4. MODELLAZIONE DELLA DISCARICA DI MODICA

Per la modellazione della discarica sita nel territorio di Ragusa si sono sfruttati i dati provenienti dall'analisi tomografica e definiti i principi su cui impostare il problema.

L'applicazione è finalizzata alla valutazione del reale deflusso di inquinante nel terreno, individuando quale obiettivo sensibile la falda sotterranea che si trova ad una profondità di circa 120 m dal piano campagna, e valutare il tempo che impiega un inquinante per raggiungere tale obiettivo.

Successivamente la scelta della falda è maturata in conseguenza dei dati ottenuti dalla ditta che ha in gestione la discarica ed in particolare dalla documentazione tecnica da cui si evince la presenza di tale corpo idrico esattamente sotto il corpo dei rifiuti.

In tale situazione il primo passo che si è compiuto è stato quello di inquadrare planimetricamente la reale posizione della sorgente inquinante discarica rispetto alla direzione di flusso della falda.

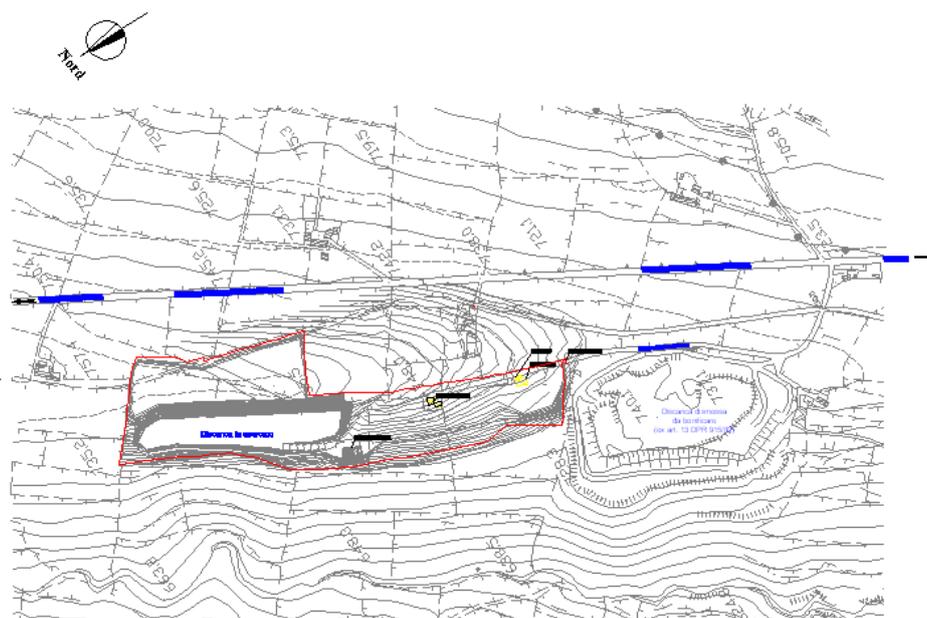


Figura 7.5 – Inquadramento territoriale della discarica

In conseguenza di tali scelte si è proceduto alla modellazione del problema andando a studiare tramite il Seep le linee di flusso di un fluido sottoposto a carico e successivamente valutando il fenomeno di migrazione in caso di deflusso di percolato.

Quindi, si sono scelte delle condizioni al contorno capaci di garantire un problema reale e, conseguentemente, una modellazione che possa approssimare il reale comportamento del fenomeno di inquinamento.

Il problema è stato studiato considerando una porzione di terreno in corrispondenza della discarica per una profondità di circa 150 m e per un'estensione di circa 100 m. in tale situazione si è imposto che si abbia un carico costante al fondo discarica per verificare le curve di flusso del fluido, come di seguito raffigurate.

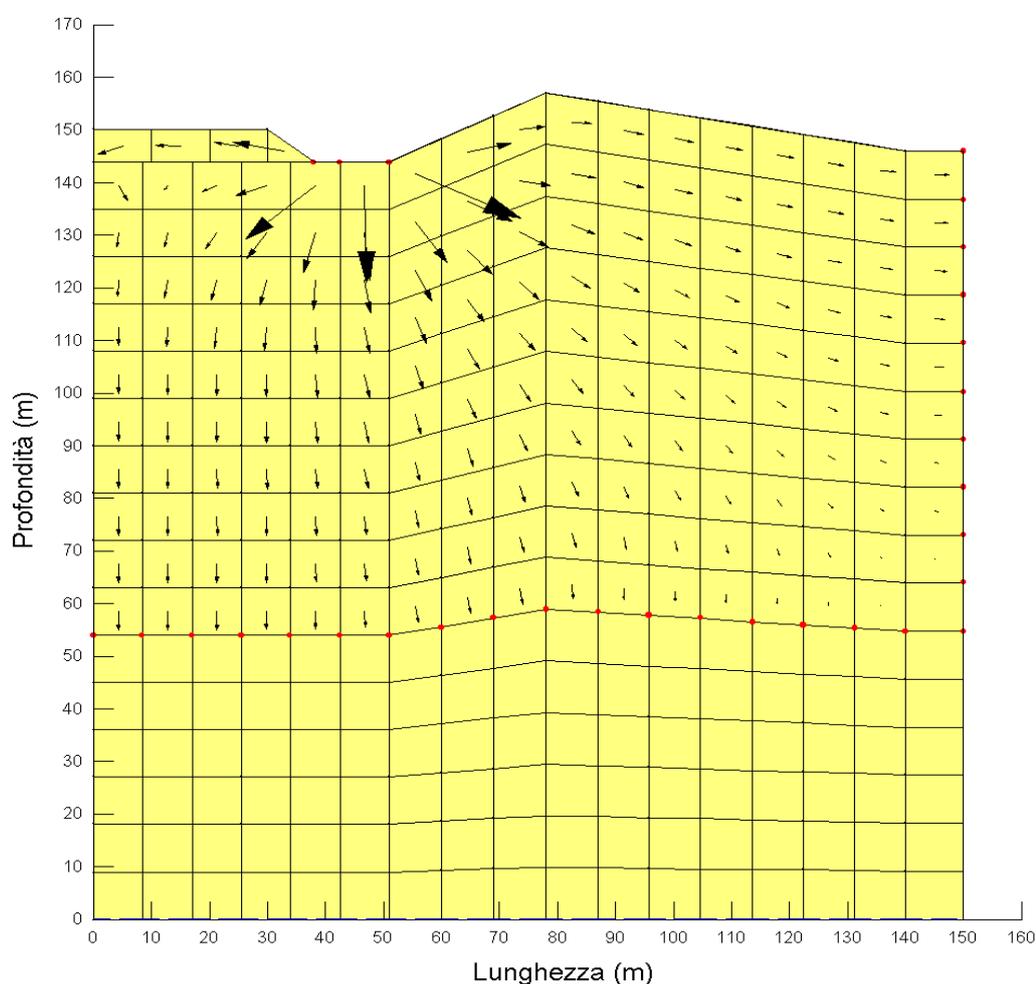


Figura 7.6 – Modellazione della discarica

Come si evince dalla schematizzazione si è scelto come condizione al contorno un **carico idraulico** posto sul fondo discarica avente altezza **di 2 m**; delle condizioni pari a carico zero in corrispondenza della falda e del profilo del terreno supponendo che il fluido tenda a dirigersi verso le zone con quota minore per effetto della forza gravitazionale.

Inoltre si può vedere come l'andamento del flusso sia in parte diretto verso la falda, via preferenziale del liquido in migrazione, ed in parte diretto lungo l'andamento del terreno.

La modellazione considerando la presenza della falda sotterranea rappresenta una analisi reale del possibile diffondersi dell'inquinante nel sottosuolo e tale da causare una diffusione molto più elevata a causa del trasporto per mezzo del fluido.

Conseguentemente si è voluto capire quali siano i tempi e le concentrazioni con i quali i contaminanti sono capaci di raggiungere la tavola d'acqua della falda e, quindi, poter definire il potenziale rischio di inquinamento ambientale.

In primo luogo si è considerata una modellazione con una concentrazione pari a **22.000 mg/l di COD**, ovvero del parametro caratterizzante le concentrazioni presenti nel sistema, sia dei componenti inorganici che di quelli organici, e di **1200 mg/l di rame**, il principale componente con concentrazione elevata rispetto ad altri componenti, in corrispondenza del fondo della discarica.

Si è voluto in definitiva supporre che il rivestimento idraulico composito del fondo della discarica non riuscisse ad avere una funzionalità corretta ed efficace.

Di seguito riportiamo gli schemi utilizzati per la modellazione del problema con condizioni al contorno, step di deflusso dell'inquinante sino al raggiungimento della falda, andamento delle pressioni sotto il carico idrostatico.

Grafici con concentrazione di Cu 1200 mg/l

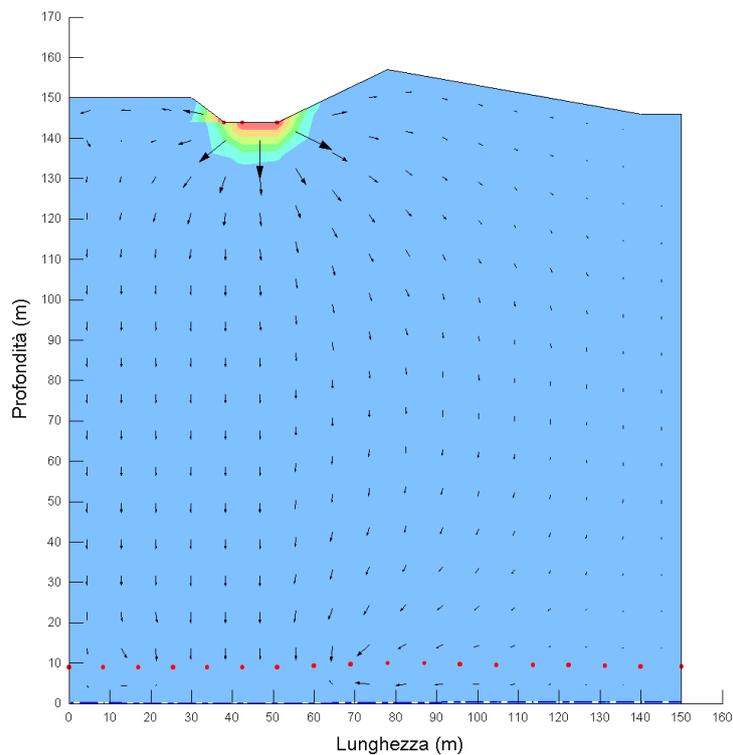


Grafico I – Propagazione Cu 1 gg

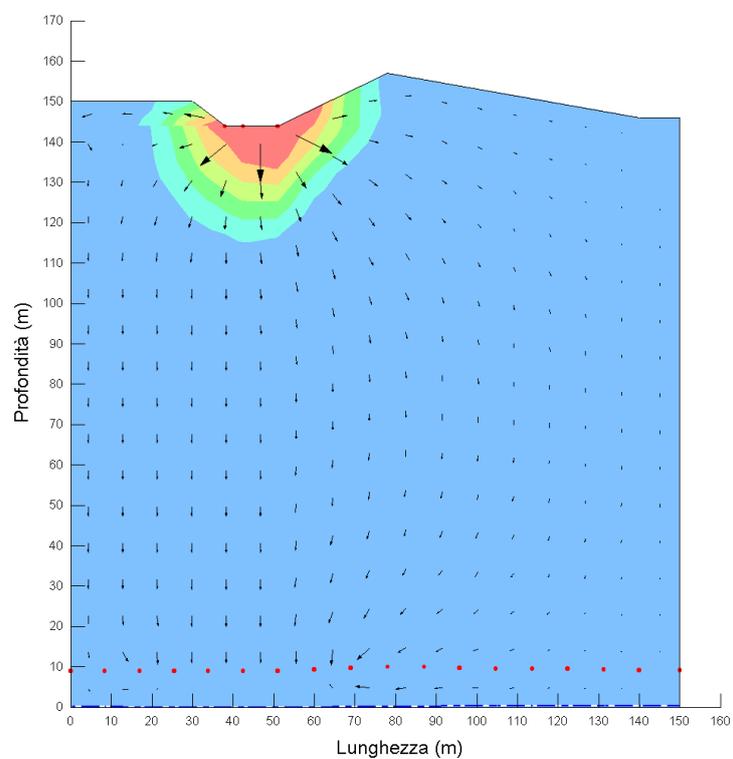
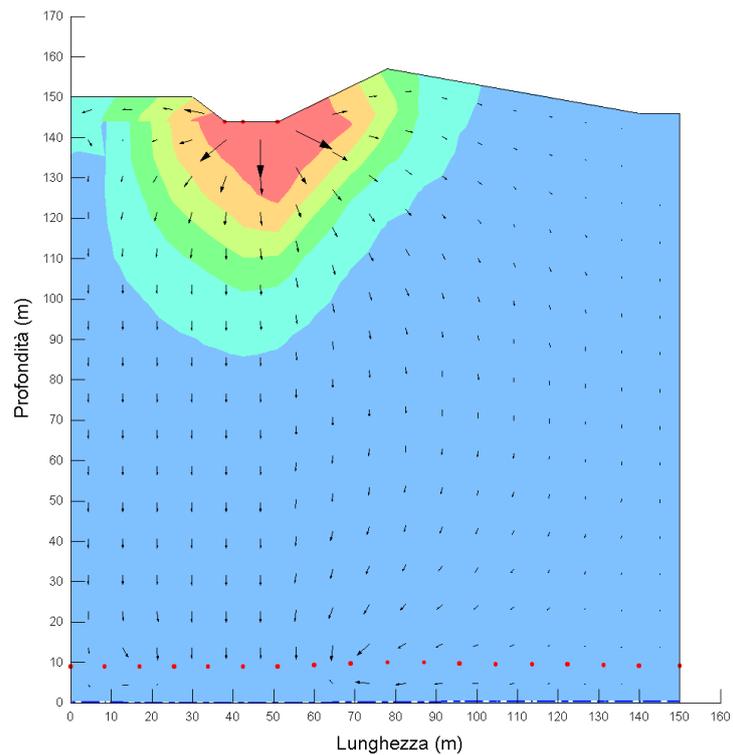
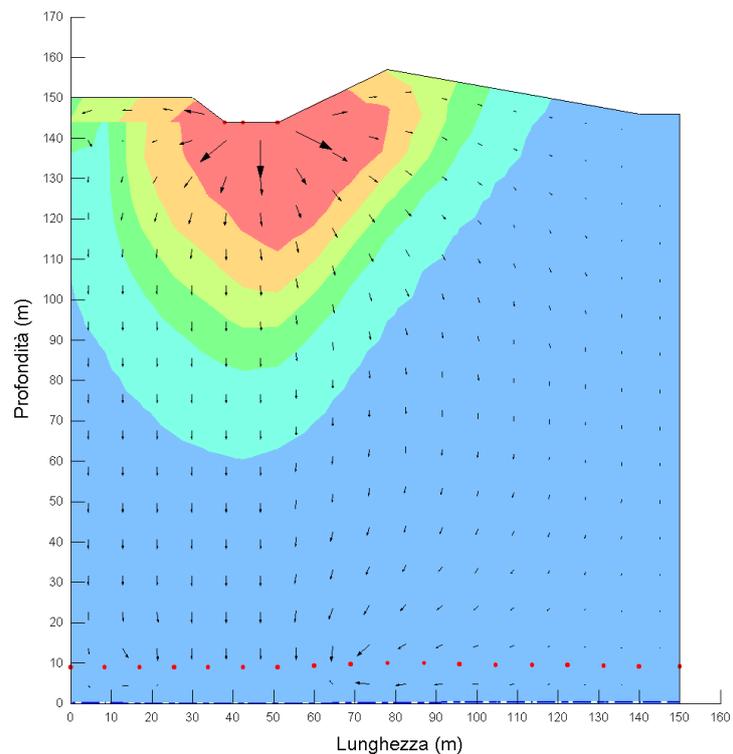


Grafico II – Propagazione Cu 12 gg



Graphico III – Propagazione Cu 30 gg



Graphico IV – Propagazione Cu 90 gg

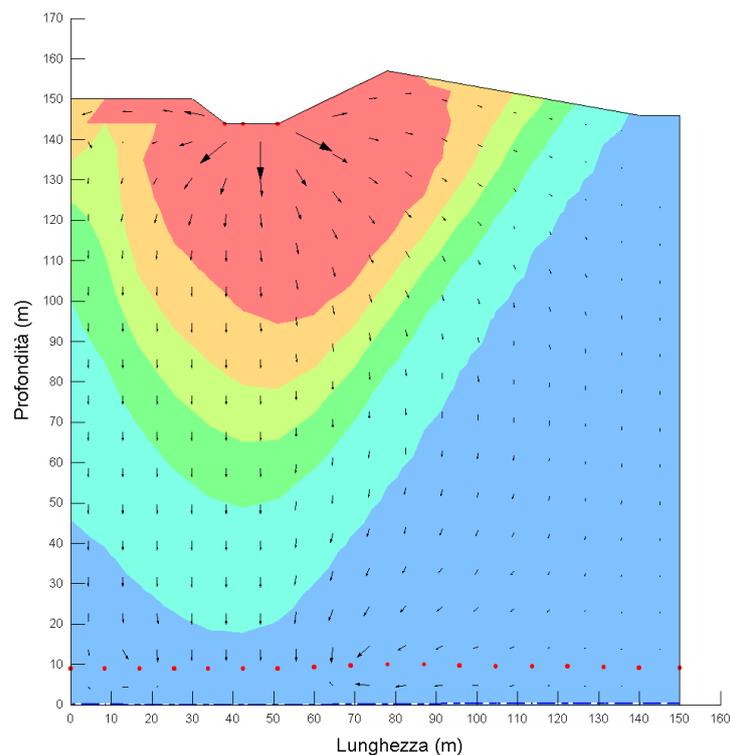


Grafico V – Propagazione Cu 120 gg

Come si evidenzia dai grafici l'andamento dell'inquinante di rame progredisce al passare del tempo seguendo l'andamento delle linee di flusso. In particolare abbiamo che alla quota di 50 m, ovvero in corrispondenza della falda sotterranea, si ha il raggiungimento di una concentrazione pari a 40% della concentrazione iniziale dopo un tempo di osservazione di 120 giorni. Ovvero abbiamo un elevato grado di inquinamento dopo 4 mesi di deflusso di inquinante nel terreno, supponendo che il carico di percolato sia costante nel tempo, come peraltro plausibile vista la continua produzione di percolato nel copro delle discariche.

Per quanto riguarda la concentrazione di Cod e il fenomeno di migrazione abbiamo un comportamento notevolmente diverso nella tempistica del deflusso. Infatti la falda viene raggiunta da concentrazioni elevate dopo solo 60 giorni di osservazione come si deduce dai grafici di seguito esposti.

Grafici con concentrazione di Cod

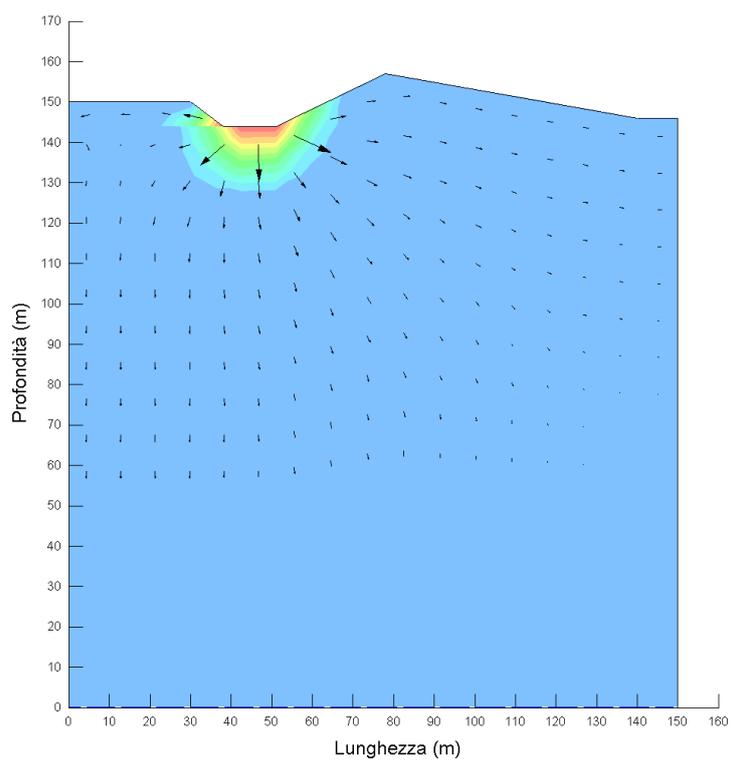


Grafico I – Propagazione Cod 1 gg

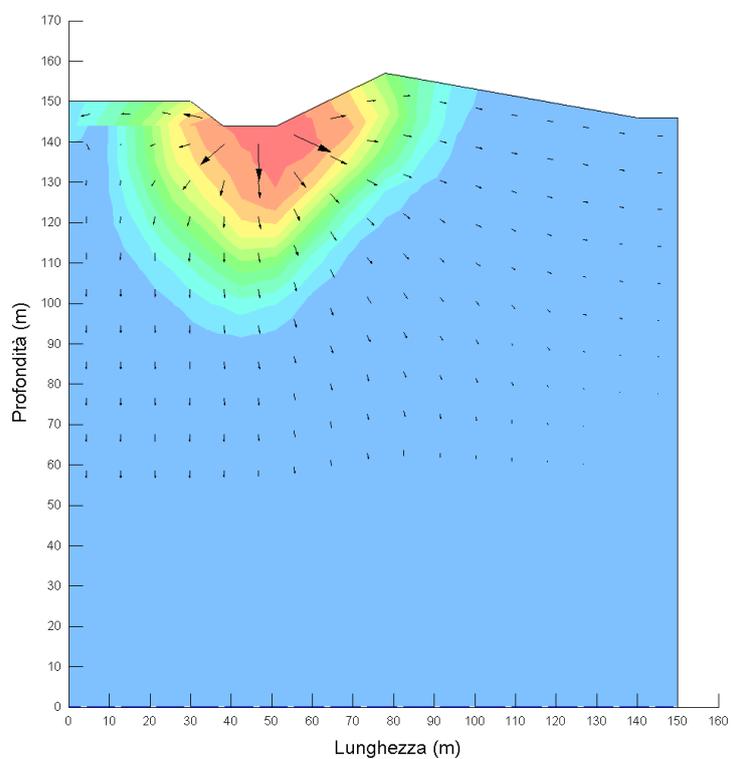


Grafico II – Propagazione Cod 12 gg

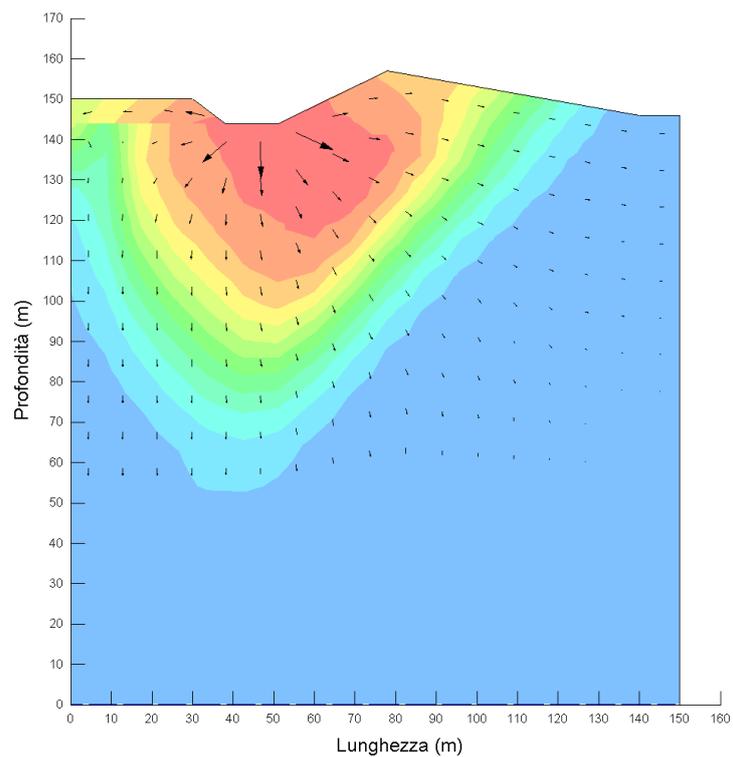


Grafico III – Propagazione Cod 30 gg

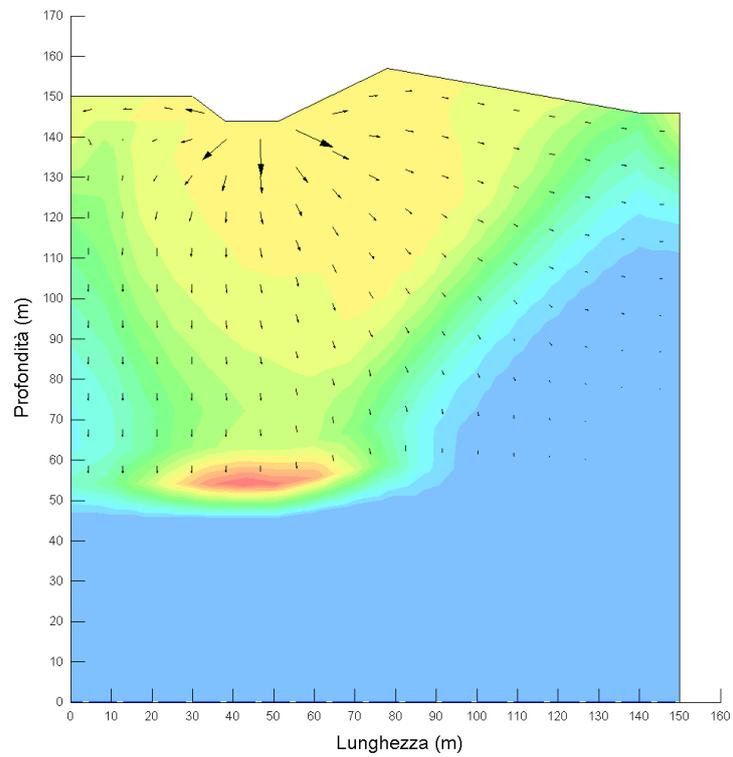


Grafico IV – Propagazione Cod 60 gg

In particolare si vede come la concentrazione massima sia esattamente individuata nella fascia in cui è presente la falda.

Si ha quindi un accumulo elevatissimo di Cod in corrispondenza della falda e conseguentemente un trasporto tramite quest'ultima nel sottosuolo.

CAPITOLO 8

IL SOFTWARE LANDSIM 2

CAPITOLO 8

8.1. INTRODUZIONE

Le autorità ambientali e gli operatori nel Regno Unito per valutare le proposte per gli impianti di gestione dei rifiuti hanno intrapreso l'utilizzo di tecniche probabilistiche di analisi del rischio relativo all'impatto sulle acque sotterranee.

Il metodo probabilistico, infatti, permette una migliore quantificazione dell'incertezza nell'ambito dell'ambiente geologico, delle prestazioni dei sistemi di rivestimento della discarica e della variabilità della chimica del percolato.

Sviluppato per conto dell'Agenzia per l'ambiente del Regno Unito (l'Agenzia), dalla società britannica *Golden Associates* (e da quest'ultima successivamente commercializzato), per fornire analisi probabilistiche di rischio sito specifiche delle prestazioni delle discariche in relazione alla protezione delle acque sotterranee, il software *LandSim* prende in considerazione l'incertezza dei valori dei fattori in gioco utilizzati quale input nella valutazione di rischio e calcola, quindi, il grado di sicurezza delle prestazioni globali attese della discarica.

Questo software permette di stimare l'andamento temporale delle produzioni di percolato e della frazione dello stesso che si ipotizza che attraversi le barriere di contenimento laterali e di fondo.

Ad esempio, il software può essere utilizzato per:

1. Stimare l'altezza del battente idraulico del percolato che si viene a creare all'interno dell'ammasso dei rifiuti;
2. Valutare l'efficacia del sistema di drenaggio al fine di evitare possibili tracimazioni della copertura superiore;
3. Stimare la quantità di percolato che si infiltra attraverso la barriera di fondo e le barriere laterali per poi migrare attraverso il terreno raggiungendo, eventualmente, la falda presente.

È stato affermato che una completa valutazione del rischio discarica coinvolge cinque elementi:

1. termine sorgente;
2. contenimento artificiali;
3. geosfera;
4. biosfera;
5. tolleranza sociale.

Il programma LandSim considera l'incertezza nei processi, modelli e parametri dei primi tre di questi elementi, con particolare attenzione all'impatto sulla qualità delle acque sotterranee.

Le analisi degli impatti sulla biosfera e delle questioni sulla tolleranza sociale non sono compresi in questa versione di LandSim.

LandSim non simula stabilità strutturale o stabilità dei versanti, né impatti catastrofici sulle prestazioni delle discariche, come quelli associati ad allagamento d'acqua da inondazione, terremoti o collasso di strutture di miniere sottostanti.

I rischi potenziali associati a questo tipo di eventi, dove sono plausibili, devono essere valutati a parte.

Nel modello si considera solo la produzione, il trasporto e l'attenuazione del percolato, perché LandSim non considera la migrazione dei gas di discarica, e l'impatto sul recettore modellato è dovuto soltanto alla dispersione del percolato.

LandSim produce stime delle probabili concentrazioni di contaminanti nelle acque sotterranee, in aggiunta a quelle a monte della discarica oggetto di valutazione.

I moduli del programma svolgono una serie di calcoli:

1. la testa del percolato nella discarica, tenendo conto dell'infiltrazione e del sistema di drenaggio;
2. la portata di percolato attraverso il fondo della discarica, basata sulla testa di percolato e sulla presenza di qualsiasi barriera artificiale;
3. la velocità di trasporto per avvezione per la migrazione dei contaminanti al di sotto della discarica attraverso il percorso insaturo, quello saturo e il trasporto in falda;
4. infine, per ciascun contaminante presente nel percolato, simulano il trasporto per avvezione-dispersione del contaminante attraverso ognuno di questi percorsi, per calcolare la concentrazione dei contaminanti in corrispondenza dei recettori.

LandSim costituisce un valido supporto sia per quantificare il rischio sulla risorsa idrica sotterranea e sia di poter valutare l'efficienza delle barriere (di fondo e laterali) in relazione al confinamento del percolato stesso.

La conoscenza del grado di sicurezza o confidenza delle informazioni ricavate sulle prestazioni della discarica consente agli utenti del software di valutare meglio l'adeguatezza dei sistemi e degli impianti proposti.

Questo capitolo descrive in dettaglio le schermate dei parametri di input di LandSim e l'esecuzione di una simulazione.

8.2. STRUTTURA DEL PROGRAMMA

Il modello LandSim è stato codificato utilizzando il linguaggio di programmazione Microsoft Visual Basic e segue tutte le convenzioni di Windows per quanto riguarda l'uso del mouse, l'aspetto delle finestre di dialogo di input e le schermate dei risultati.

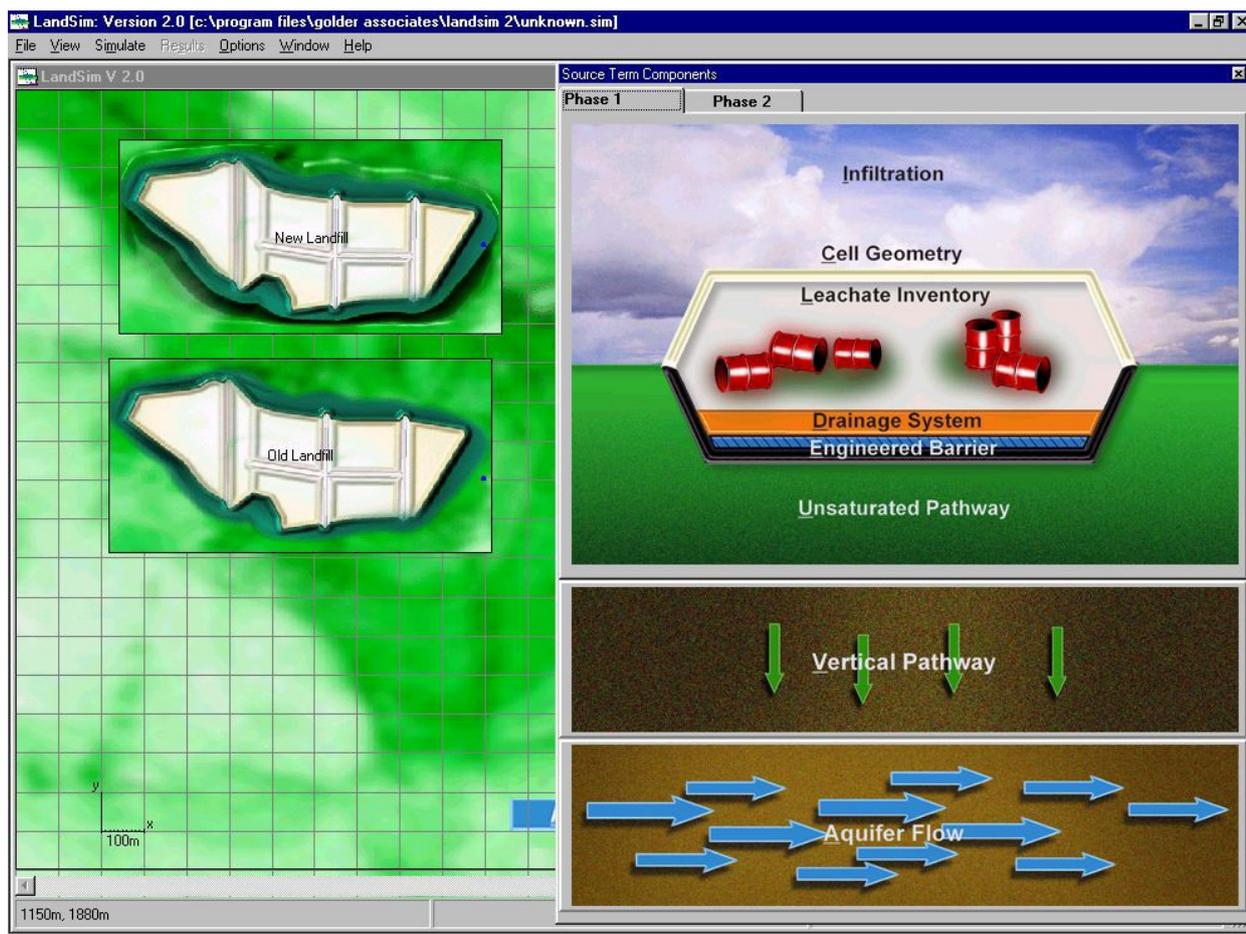
Il programma svolge le seguenti attività:

- modella e simula il fenomeno di produzione e rilascio del percolato;
- modella e simula il trasporto nel terreno e in falda degli inquinanti presenti nel percolato;
- stima le concentrazioni di tali inquinanti in falda in corrispondenza del recettore (schematizzabile con un pozzo per l'approvvigionamento idrico o con un piezometro) posto lungo la direzione del flusso dell'acquifero e a distanze fissate dall'utente.

Per comprenderne meglio l'architettura e la logica di funzionamento del software è possibile:

1. utilizzare la definizione del modello concettuale introdotto nei capitoli precedenti, ricordando che questo è composto da: sorgente, trasporto (o vie di migrazione), recettori finali;
2. sfruttare la definizione sopra riportata, immaginando che il software si sviluppi per fasi e/o moduli che sono appunto:
 - a. il modulo della sorgente. Questa parte del programma consente – attraverso l'utilizzo di numerose schermate che richiedono l'inserimento di dati di input relativi, principalmente, alle caratteristiche della discarica e alle caratteristiche meteorologiche – di stimare i quantitativi di percolato prodotto;
 - b. il modulo del trasporto. Questa parte del programma consente – attraverso l'utilizzo di ulteriori schermate – di simulare i fenomeni di migrazione verticale ed orizzontale del percolato fuoriuscito dalle barriere della discarica;
 - c. il modulo recettore. Questa parte del programma consente – attraverso l'utilizzo di ulteriori schermate – di stimare, per i recettori individuati, il rischio connesso ai fenomeni di migrazione del percolato.

Ogni modulo, come già specificato, necessita di parametri in ingresso e fornisce dei risultati in uscita. La figura sotto riportata è la schermata principale del software dalla quale è possibile selezionare le successive fasi di inserimento dei parametri di input e, contemporaneamente, visualizzare mentalmente il modello concettuale utilizzato.



La schermata principale, infatti, è suddivisa in due parti:

1. attraverso i comandi posti nella metà di sinistra è possibile proseguire con le funzioni che consentono di definire le caratteristiche geometriche necessarie (discarica ed area vasta);
2. attraverso i comandi posti nella metà di destra, invece, è possibile attivare i comandi per accedere ai moduli sorgente e trasporto.

Dalla finestra di dialogo visibile nella parte destra della schermata principale, un cartone animato guida l'utente lungo il percorso di produzione e trasporto dei contaminanti, dalla discarica progettata fino a un recettore.

Ad ogni tappa lungo il percorso, viene richiesto di inserire i dati che consentono a LandSim di determinare il tasso di migrazione dei contaminanti.

I parametri sono assegnati al modello utilizzando finestre di dialogo pop-up che sono accessibili cliccando sulle aree attive del cartone animato o da menù a tendina accessibili attraverso la barra degli strumenti sempre visibile e posta sulla parte superiore della schermata.

Per evitare immissione di dati non necessari alla specifica analisi da effettuare, le finestre di dialogo visualizzate dal programma sono adeguate alla tipologia di discarica selezionata dall'utente.

LandSim è un modello probabilistico che utilizza il metodo di simulazione **Monte Carlo** per selezionare in modo casuale tra una gamma predefinita di possibili valori dei parametri di input, quelli da utilizzare nei calcoli previsti nel modello.

Ripetendo il processo più volte, fornisce un intervallo di valori di output, la cui distribuzione rispecchia l'incertezza insita nei valori di input e permette di accertare la probabilità che i valori di output stimati siano quelli effettivamente raggiunti nel sistema reale.

Sia che si scelga di visualizzare l'output LandSim graficamente o in formato statistico, stampe dei report possono essere prodotte rapidamente.

8.2.1. COME OPERA IL MODELLO

Ogni fase di una discarica è costituita da una o più celle. Il numero di fasi separate (o celle) che è possibile modellare è limitata dalla quantità di tempo disponibile per sviluppare gli scenari e dalla potenza di calcolo necessaria per eseguire il modello.

Le celle all'interno di una stessa fase sono ipotizzate identiche. La geometria, i parametri ed il design di ogni cella possono essere diversi per le diverse fasi.

Per ogni fase, il **termine sorgente** descrive l'inventario in termini di concentrazioni dei contaminanti selezionati nel percolato e la relativa disponibilità per il rilascio.

Nella versione attuale di LandSim ci sono due modelli per l'evoluzione di queste concentrazioni di contaminanti nel tempo.

Nella modalità sorgente costante si ipotizza che la concentrazione del percolato rimanga costante nel tempo, definendo con il tasso di infiltrazione la quantità di produzione di percolato avente concentrazione specificata.

Questo modello di sorgente costante implica che ci sia una quantità infinita di contaminanti. Anche se questo non avviene nella realtà, questa modalità può fornire una approssimazione utile per scenari di lunga durata in cui esiste una notevole incertezza sui processi di decadimento.

L'alternativa è la modalità di sorgente in decadimento che modella il dilavamento di un inventario di contaminanti inizialmente stabilito.

La **barriera artificiale** modella i sistemi fisici che impediscono il libero fluire del percolato nel terreno sottostante. Fasi diverse possono avere tipi di barriere artificiali differenti. Questo in realtà è molto probabile che accada se le diverse fasi di una discarica sono state sviluppate in periodi di tempo successivi.

Viene offerto dal programma un menu di sistemi fisici (tipologie di contenimenti artificiali) e punti di interesse sulle modalità e sulla frequenza con cui si verificano perdite di percolato attraverso queste barriere.

Le perdite dipendono dal battente idraulico in discarica, per cui il livello del percolato viene calcolato come passaggio intermedio. Il sistema di drenaggio e le sue prestazioni influenzano il livello del percolato e l'approccio usato in LandSim si basa sulla integrazione numerica delle equazioni standard che incorporano la semplificazione di Dupuit-Forscheimer (v., ad esempio, Orsi, 1972).

Nel caso di sistemi di contenimento a membrana sintetica, le perdite si presume che avvengano interamente attraverso difetti della barriera e vengono modellate utilizzando ricerche recenti su questo tema tratte dalla letteratura scientifica sui geosintetici.

Per i sistemi di rivestimento compattati (strati di argilla compatta), il flusso idraulico convenzionalmente viene modellato come uniforme.

Il livello e la portata calcolati, che non richiedono informazioni sulla chimica del percolato, vengono messi a disposizione separatamente per la stampa per comprendere le prestazioni idrauliche della discarica.

Il **modulo geosfera** modella l'impatto della fuoriuscita di percolato sulla qualità delle acque sotterranee a valle, calcolando per un determinato contaminante sia il tempo per raggiungere un recettore che la concentrazione prevista nel punto di conformità.

La geosfera è stata suddivisa schematicamente in tre zone - una zona insatura direttamente sottostante la discarica in cui il flusso è verticale, una zona satura con deflusso verticale che mira a rappresentare, in un sistema a strati, un strato saturo di confinamento, e una zona di falda in cui il flusso è orizzontale.

LandSim calcola per una particella di acqua il tempo di percorrenza attraverso ciascuna delle zone sopra definite della geosfera, indipendentemente dalla chimica dei contaminanti presenti; i tempi vengono poi modificati per includere gli effetti di adsorbimento e di scambio cationico (che sono differenti per diversi contaminanti) e la dispersione idrodinamica.

La concentrazione nella zona di falda di un singolo contaminante fuoriuscito viene ulteriormente modificata considerando la dispersione, la diluizione e la dipendenza temporale del decadimento del termine sorgente.

Ogni fase ha un Punto di Monitoraggio "imbullonato" ad esso (5 m a valle nella direzione di pendenza idraulica). Inoltre l'utente deve indicare un recettore "galleggiante" in una certa posizione (il punto di conformità).

Il Punto di Monitoraggio "imbullonato" ad una singola fase di discarica ha lo scopo di valutare la contaminazione proveniente dalla fase adiacente stessa, e quindi di registrare il risultato della contaminazione proveniente solo dalla fase di discarica a cui sono associati.

Nel punto "galleggiante" di conformità, invece, viene misurato l'impatto cumulativo che tutte le fasi presenti nel sito esercitano sulla falda acquifera in quel punto.

LandSim 2 permette anche di inserire la qualità di fondo delle acque di falda e di includere queste quantità nel calcolo delle concentrazioni nei pozzi di monitoraggio e nel punto di conformità, al fine di valutare la qualità totale di contaminanti nelle acque sotterranee a valle del sito.

Il fattore tempo deve essere considerato nella valutazione delle discariche, perché ci si può aspettare che le prestazioni di un impianto di nuova costruzione siano molto diverse da quelle della stessa struttura, diciamo per esempio, 50 anni dopo la chiusura.

Il tempo influenza la geometria (per esempio, se nella discarica è stata collocata una copertura), i parametri di sistema (come ad esempio il grado di ostruzione dello strato di drenaggio), e la qualità del percolato.

Per tener conto dei cambiamenti nelle prestazioni degli impianti con il tempo, allora è necessario costruire modelli di LandSim distinti.

Il programma permette di rappresentare l'incertezza attraverso la Funzione densità di probabilità (PDF), scegliendo anche il tipo di distribuzione da utilizzare per la maggior parte dei parametri di input. Le uniche eccezioni riguardano quelle utilizzate per la definizione dei tassi di difetto della membrana e per le concentrazioni del percolato. Questi ultimi restano con una possibilità di scelta tra una distribuzione tronco triangolare o una lineare triangolare.

Questa restrizione è necessaria per mantenere la funzionalità del database del percolato incorporato in LandSim.

8.2.2. AREA DI DOMINIO

L'area di dominio definisce l'area totale che verrà modellata e deve essere sufficientemente ampia da contenere la porzione di territorio in cui ricadono la discarica (s) ed i potenziali recettori. È rappresentata come una planimetria dell'area, definita attraverso le dimensioni x ed y.

La direzione X (da sinistra a destra) è orientata nella direzione di flusso delle acque sotterranee.

Questo orientamento non essendo georeferenziato, potrebbe essere diverso rispetto all'orientamento reale del sito rispetto al nord geografico, ma è importante orientare il sito facendo coincidere la

direzione del flusso di falda con quella dell'asse X, in quanto non esiste alcuna opzione all'interno del modello per cambiare la direzione del flusso delle acque sotterranee. L'altra dimensione, di conseguenza, è perpendicolare alla direzione di flusso delle acque sotterranee.

L'origine del sistema di riferimento (cioè il punto di coordinate $X = 0$, $Y = 0$) coincide con l'angolo in basso a sinistra dell'area di dominio.

Il sistema di coordinate dell'area di dominio deve essere espresso in metri, ed è usato per individuare ciascuna discarica e il punto di conformità del recettore. Si assume che le proprietà della falda acquifera all'interno dell'area di dominio siano costanti nel tempo e nello spazio.

Le dimensioni di default del dominio sono: 2826 m parallelamente alla direzione del flusso delle acque sotterranee e 2000 m perpendicolarmente alla direzione del flusso.

Il dominio può essere ridimensionato se è necessario definire una superficie maggiore o minore.

Cliccando su Edit nel menu principale verrà fornita l'opzione di ridimensionamento del perimetro.

8.2.3. FASI DELLA DISCARICA

LandSim Release 2 è in grado di modellare all'interno dell'area di dominio una serie di fasi della discarica o diverse discariche.

Sebbene si prevede che nella maggioranza dei casi il soggetto della valutazione sarà un'unica discarica, potrebbe essere importante esaminare l'impatto cumulativo di una serie di discariche, o l'impatto cumulativo di una discarica esistente e di un ampliamento di questa.

È abbastanza comune che i nuovi impianti da autorizzare siano estensioni di siti esistenti; al fine di valutare l'impatto sulle acque sotterranee, è opportuno valutare l'impatto cumulativo piuttosto che solo l'impatto del nuovo sito. È possibile che il sito oggetto di valutazione sia parte integrante di un sito più grande, ma ogni fase può essere stata progettata con modalità leggermente diverse. La versione 2 del programma consente a più siti e fasi multiple di essere modellate contemporaneamente.

Il limite pratico al numero di fasi che LandSim può modellare è definito in primo luogo dalle risorse di calcolo disponibili e dal tempo necessario per configurare lo scenario ed eseguire il modello (*vedere la sezione relativa ai tempi di esecuzione del modello verso la fine di questo capitolo*).

Deve essere considerato una fase, un settore di discarica con uno specifico sistema di ingegneria (anche se non ha un rivestimento e nessun sistema di drenaggio del percolato).

Ciascuna fase può avere differenti dimensioni, caratteristiche progettuali, valore di infiltrazione, valori di concentrazione del percolato, e caratteristiche della zona insatura.

I parametri del percorso verticale saturo e del percorso di falda, tuttavia, sono comuni ad ogni fase. Dopo aver inserito il numero di fasi che devono essere incluse nella simulazione, verranno richieste: le coordinate di ciascuna fase (quelle del centro geometrico), le dimensioni e il tempo di offset dalla fase 1.

Il **time offset** dovrebbe essere il tempo (in anni), dopo la prima fase, in cui inizia la produzione di percolato in ciascuna fase successiva. Tutti i periodi di tempo sono correlati alla prima fase, che avrà sempre un time offset pari a zero.

Le fasi possono essere solo di forma rettangolare.

Sebbene sia assodato il fatto che molte discariche (o fasi) non sono rettangolari, nella simulazione del modello è importante soltanto che sia definita l'area approssimativa della fase e che sia stato approssimato il rapporto geometrico tra le fasi.

Le fasi possono avere confini comuni ma non possono essere sovrapposte l'una sull'altra.

I siti possono avere diversi valori di infiltrazione, geometrie cellulari differenti, differenti sistemi di drenaggio e di contenimento artificiale, e diversa qualità del percolato.

Inoltre, possono differire anche le proprietà della zona non satura (soprattutto lo spessore).

La versione 2 permette a tutti di questi parametri di variare tra le diverse fasi.

La direzione del percorso della falda acquifera deve essere comune a tutte le fasi, con l'unica differenza della lunghezza del percorso e della larghezza laterale della falda, fino al punto di conformità dei recettori.

8.3. INPUT RELATIVI AL TERMINE SORGENTE

Se si stanno inserendo i dati tramite la procedura guidata di progetto (Project Wizard) allora la finestra 'Source Term Components' non sarà disponibile finché non sono stati inseriti tutti i dati, oppure non si preme il pulsante Fine.

Si genera una scheda dei componenti del termine sorgente (Source Term Components) separata per ciascuna fase e i dati dovranno essere inseriti per ciascuna di esse.

Gli input del termine sorgente definiscono:

- la geometria della discarica;
- il tipo di contenimento artificiale;
- le infiltrazioni all'interno del sito;
- il sistema di drenaggio;

➤ la composizione chimica del percolato prodotto dai rifiuti all'interno della discarica. (Dato che la geometria e le proprietà della zona insatura possono essere specifiche della fase, la parte del modello di immissione dei dati relativi alla zona insatura è inclusa nella finestra Source Term Components, ma gli input di questa parte del modello vengono descritti più avanti in questa sezione.)

Utilizzando le informazioni fornite per il termine sorgente, LandSim produce stime del livello del percolato all'interno della discarica e del relativo tasso di perdite di percolato attraverso la barriera artificiale.

Le stime vengono presentate come distribuzioni di probabilità, che mostrano la probabilità che si verifichi un particolare valore del battente idraulico (livello del percolato) nel corpo rifiuti o del tasso di perdita di percolato.

I parametri del modello che definiscono il termine sorgente possono essere inseriti nella finestra Source Term Components selezionando la scheda appropriata, relativa alla fase per la quale si stanno inserendo i dati. Il fumetto contiene i diversi punti di immissione dei dati e cliccando sul testo si apre una finestra di dialogo per l'inserimento dei dati rilevanti. L'immissione dei dati per la definizione del termine sorgente può essere eseguita con qualsiasi ordine.

Se la finestra Source Term Components (componenti del termine sorgente) non è visibile fare clic sulla voce di menu Windows e selezionarlo.

8.3.1. INVENTARIO DEL PERCOLATO

L'inventario del percolato consente di indicare, elencare e caratterizzare le specie contaminanti in esso contenute che sono di interesse nella valutazione delle prestazioni ambientali della discarica.

Questa opzione è accessibile cliccando sulla voce '**Leachate Inventory**' (Inventario del percolato) del dettagliato cartone animato; verrà visualizzata la finestra di dialogo dal titolo 'Leachate Inventory', la quale contiene i dettagli dei componenti del percolato che deve essere modellato.

Il programma permette la scelta, all'interno di un database di 64 contaminanti, delle specie chimiche considerate presenti nel percolato e che si vogliono modellizzare. Permette anche di definirne delle nuove, se eventualmente non presenti nel database, ma in questo caso è necessario fornire in input:

1. la concentrazione iniziale del contaminante nel percolato;

2. la *kappa value* che permette di simulare, attraverso il tempo, i cambiamenti delle caratteristiche fisiche-chimiche del contaminante (a seguito di volatilizzazione, adsorbimento, degradazione, ecc);

3. tempo di dimezzamento per simulare i fenomeni biodegradativi (parametro opzionale e definito per ogni singolo strato).

Sebbene da impostazione predefinita sono considerati presenti nel percolato solo i composti ammonio (come azoto), cloruro e mercurio, è possibile definire quali specie del percolato debbano essere considerate presenti o assenti nel corso della simulazione della discarica.

È possibile visualizzare i componenti del percolato da selezionare, scorrendo avanti e indietro l'elenco delle specie contenuto nel data base che appare in detta finestra in ordine alfabetico.

Dal momento che si presume che tutte le concentrazioni delle specie del percolato abbiano una distribuzione statistica logaritmica o lineare triangolare, per impostazione predefinita, LandSim richiede per ciascun componente i valori minimo, più probabile e massimo.

È possibile definire una specie come assente dal percolato scorrendo l'elenco fino alla sua posizione e cliccando sulla parola 'Present' (Presente). La specie sarà quindi indicata come 'Absent' (Assente). Allo stesso modo, per modellare un componente del percolato presente nel database attualmente indicato come assente, cliccando sulla casella 'Present', LandSim permette di assumere che esso sia 'presente'.

I valori di concentrazione delle specie possono essere cambiati modificando i valori nelle caselle 'Minimum', 'Most Likely' e 'Maximum' (minimo, più probabile e massimo).

Messaggi di errore vengono visualizzati se valori irragionevoli o illogici vengono inseriti.

LandSim contiene un elenco di valori predefiniti relativi alle concentrazioni di specie del percolato comuni nel Regno Unito, che può essere aperto cliccando sulla casella di controllo nella parte superiore della finestra di dialogo dal titolo '**Use UK Default Distributions Of Leachate Concentrations**' (Uso distribuzioni di concentrazione di default del percolato del Regno Unito). Un segno di spunta comparirà quindi nella casella, per segnalare che l'opzione è stata attivata. Questo si tradurrà nella visualizzazione di tutte le 48 specie di default presenti, molte delle quali non hanno valori predefiniti ad essi associati.

In realtà, è indesiderato e impraticabile modellare tutte le 48 specie. Lo scopo principale di questa opzione è quella di permettere agli utenti di ripristinare i valori di concentrazione del percolato ai loro valori di default: infatti, selezionando e deselectando la casella, il numero dei contaminanti si reimposta a quello originario, cioè pari a 3, e si ripristinano i valori originari predefiniti delle concentrazioni delle specie.

L'utilizzo dei valori predefiniti di concentrazioni del percolato relativi al Regno Unito non sarà pertinente per tutti i siti ed è sempre consigliato, ove possibile, utilizzare valori sito-specifici, o in alternativa, valori di riferimento relativi alla nazione o alla zona geografica in cui si trova la discarica da analizzare.

Sopra la casella 'Use UK Default Distributions Of Leachate Concentrations' c'è l'opzione '**Use Logarithmic Rather than Arithmetic Uncertainty**' (usa l'incertezza logaritmica, invece di quella aritmetica).

Per impostazione predefinita, infatti, LandSim utilizza un'incertezza logaritmica in quanto è ritenuto più probabile che questa opzione sia quella che rifletta maggiormente l'incertezza dei valori di concentrazione degli agenti contaminanti, nelle circostanze in cui ci sono pochi dati o nessuno. Se, tuttavia, le distribuzioni dei contaminanti nel sito sono ben definite ed è vostro punto di vista che i dati siano approssimati meglio da una distribuzione lineare triangolare, questa opzione può essere disabilitata cliccando sulla casella. Questa scelta, tuttavia, inciderà sulla modellazione di ciascuna specie presente.

Se si dispone di alcune specie che sono distribuite in modo logaritmico ed altre che lo sono in modo lineare, allora sarà necessario modellarle separatamente.

Anche se l'elenco del database contiene le specie spesso considerate come importanti nella valutazione del rischio delle discariche, l'elenco predefinito dei valori delle specie del percolato per il Regno Unito è ben lungi dall'essere un elenco completo di tutti i possibili componenti del percolato.

Con LandSim è possibile includere altre specie nel modello di una discarica, cliccando sul pulsante 'Add Species' (Aggiungi Specie). Questa operazione visualizza l'esistenza nell'elenco di un nuovo contaminante (inizialmente chiamato "New Species" - nuova specie).

È necessario modificare il nome per indicare la specie che si desidera includere e fornire i valori di concentrazione minimo, più probabile e massimo di questa nuova specie (in mg/l).

È probabile che sia particolarmente importante considerare la Lista 1 Sostanze (sotto la direttiva sulle acque sotterranee CE), non inclusa nella lista di default (Environment Agency, 1999).

Non è possibile eliminare una delle specie di default del percolato.

Un'altra funzionalità della finestra di dialogo 'Leachate Inventory' è '**Use Declining Source Term**' (utilizza la funzione decadimento del termine sorgente), che consente a LandSim di modellare l'effetto di diminuzione nel tempo delle concentrazioni del termine sorgente.

Per impostazione predefinita questa opzione è abilitata, ma cliccando sulla casella accanto al testo si disabilita facilmente.

Per utilizzare questa funzionalità di LandSim, sarà necessario inserire i dati relativi alle proprietà che controllano la velocità con cui le concentrazioni di contaminante diminuiscono nel percolato.

Premendo il pulsante '**Declining As**' si genera l'apposita finestra di dialogo.

Due sono gli input richiesti per definire il decadimento del termine sorgente:

- **Lo spessore finale dei rifiuti**, cioè lo spessore dei rifiuti dopo che la discarica è stata completata e riqualificata.
- **La capacità di campo**, cioè la quantità di acqua che può essere trattenuta dai rifiuti liberamente drenanti (sotto l'effetto della sola forza gravitazionale), espressa come percentuale del volume totale di rifiuti.

(Nota, anche il valore di infiltrazione avrà un impatto sul tasso di diminuzione delle concentrazioni.)

Biodegradation

Se nell'ammasso dei rifiuti contenuto nella discarica che si sta modellando sono presenti composti organici è possibile prendere in considerazione gli effetti della loro biodegradazione.

Per attivare il modulo di immissione dati per l'inserimento dei tassi di biodegradazione è necessario aver precedentemente abilitato la biodegradazione dal menù '**Simulate Preferences**' (Preferenze di Simulazione).

È possibile nell'impostazione del modello selezionare che la biodegradazione si verifichi in tutti i percorsi o solo in alcuni.

Una volta selezionato un dato contaminante, per esso il **tempo di dimezzamento** di default sarà pari a 1×10^9 anni. È possibile modificare questo valore o sostituirlo con un PDF.

L'utilizzo della funzione biodegradazione deve essere impiegato con cautela, e deve scaturire da un giudizio realistico sull'esistenza in ciascuno dei percorsi di condizioni che possono essere favorevoli per la biodegradazione.

È necessario essere estremamente cauti nella selezione di un appropriato valore del tasso di biodegradazione, per le probabili condizioni redox che si stabiliranno in ogni percorso.

La scelta della velocità di biodegradazione deve essere pienamente giustificata, facendo riferimento a dati di settore relativi a siti analoghi o provenienti da fonti bibliografiche autorevoli.

Per un nuovo sito non sarà possibile misurare le condizioni di ossidoriduzione che saranno disponibili solo una volta che il sito sarà operativo, quindi probabilmente dovrà essere effettuata un'attenta valutazione delle condizioni di ossidoriduzione allo scopo di valutare la probabilità e l'efficacia della biodegradazione.

Background Water Quality

Per ogni contaminante che è stato selezionato per essere considerato nell'analisi, un valore oppure un PDF della qualità di fondo dell'acqua può essere inserito nella finestra di input dell'inventario del percolato.

Se non viene inserito nessun dato, LandSim presuppone che la specie non è inizialmente presente nelle acque sotterranee (cioè che la sua concentrazione di fondo è pari a zero).

I valori della qualità di fondo dell'acqua che vengono inseriti devono rispecchiare la qualità dell'acqua in corrispondenza del limite dell'area di dominio situato a monte del sito di discarica.

Leachate Inventory Data Entry for Multiple Phases

Se si sta modellando più di una fase, il programma pone una serie di restrizioni da applicare all'immissione dei dati relativi alle fasi successive alla prima.

In primo luogo, non sarà possibile selezionare ulteriori specie dall'elenco di default o aggiungere specie definite dall'utente, a quelle già definite per la prima fase. È un requisito fondamentale del modello che per ciascuna fase siano state selezionate le stesse specie, anche se la concentrazione in ogni fase può essere completamente diversa. In secondo luogo, non è possibile modificare il valore del **tasso di biodegradazione** in uno qualsiasi dei percorsi rispetto a quello definito per lo stesso percorso nella prima fase. Infine, la **qualità di fondo dell'acqua** è una proprietà specifica dell'acquifero contaminato e deve essere la stessa per ogni fase.

Questi parametri, quindi, vengono definiti durante la modellazione della prima fase e non possono essere modificati durante la modellazione delle fasi successive.

È possibile modificare il valore dei parametri che definiscono il tasso di declino per modellare il **decadimento del termine sorgente**, ma non è possibile abilitare questa opzione per una fase e non per un'altra fase.

8.3.2. GEOMETRIA DELLA CELLA

L'opzione 'Cell Geometry' consente di definire la geometria della fase in esame. A questa è possibile accedere selezionando la voce 'Cell Geometry' sulla finestra di dialogo 'Source Term Component'.

Il programma LandSim modella una discarica o una fase come una serie di celle identiche.

È importante selezionare il numero di singole celle di una discarica, perché questo influenza la distanza media dal pozzo del percolato, che a sua volta influisce sul calcolo del livello di percolato che si accumula sul fondo della discarica.

Quindi, per modellare tutta la discarica con un'unica analisi è necessario immettere la geometria di una cella media. In alternativa, la valutazione del rischio discarica potrebbe essere realizzata attraverso la modellazione di gruppi di celle aventi geometria simile, assegnati a fasi separate. Una discarica può anche essere modellata preparando un modello LandSim separato per ogni cella della discarica.

Il codice LandSim presuppone per la forma della cella in fase di definizione, una geometria rettangolare. Se le vostre celle in discarica non sono ortogonali, allora si dovrebbe approssimare la loro forma con un rettangolo avente circa la stessa lunghezza in rapporto alla larghezza e la stessa area della cella reale.

Non importa con quale orientamento si visualizza il rettangolo sullo schermo di input; se la larghezza e la lunghezza della cella predefinita sono state modificate, la sagoma della cella verrà aggiornata. La superficie di base della cella viene calcolata automaticamente dalle lunghezze laterali della cella di input. Questa superficie è considerata essere coincidente con l'area attraverso la quale si verificano le perdite verticali.

Se l'area dei pendii laterali è trascurabile rispetto all'area della base orizzontale della discarica, è possibile considerare solo le dimensioni della base orizzontale. Tuttavia, se l'area dei pendii laterali non è trascurabile rispetto alla base della cella, di conseguenza, occorre una stima della superficie totale di contenimento del percolato.

LandSim richiede di definire anche **l'area della parte superiore della discarica**.

Questa area è utilizzata per determinare il volume di infiltrazione nella discarica, con un sistema di controllo e di arresto automatico dell'elaborazione se si inserisce un valore inferiore alla superficie di base della discarica.

Può essere inserito il valore per ciascuna cella in discarica o per la discarica complessiva; in entrambi i casi, l'altro valore viene automaticamente aggiornato dal programma.

LandSim controllerà i valori numerici inseriti, per garantire che la superficie dell'area superiore della discarica sia, almeno approssimativamente, pari a quella utilizzata per definire la fase all'interno dell'area di dominio. Se l'area definita nella finestra di immissione dati 'Cell Geometry' è maggiore di quella definita nell'area di dominio, oppure se è meno della metà di questa, un messaggio di avviso in tal senso sarà visualizzato dal programma.

I valori immessi nella finestra 'Cell Geometry' sono quelli utilizzati dal programma per il calcolo del battente idraulico e della fuoriuscita del percolato; quelli dell'Area di Dominio, invece, sono

utilizzati dal programma esclusivamente durante la stampa della pianta che visualizza le linee di concentrazione dei contaminanti, ma questi dati devono essere coerenti.

Sebbene faccia parte rigorosamente del sistema di drenaggio della discarica, la **posizione del pozzo di drenaggio** è definita sotto l'opzione Cell Geometry (finestra di dialogo 'Cell Geometry').

Questo perché la posizione del pozzo rispetto alla geometria delle celle influenza in modo significativo la distribuzione del livello del percolato nella cella di discarica.

Il pozzo può essere posizionato al centro, su un bordo o su un angolo di una cella di discarica.

Se si sta modellando la discarica ipotizzando un livello del percolato costante o se la discarica ha uno strato di drenaggio di sottofondo, non c'è bisogno di individuare correttamente il pozzetto.

Cliccando sul cerchio corrispondente alla posizione appropriata del pozzo, il grafico cambierà di conseguenza. Il calcolo della testa del percolato non dipende dal fatto che il pozzetto si trovi sul lato lungo o su quello corto di una cella di forma rettangolare.

Per far funzionare LandSim, deve essere inserito anche il diametro del pozzo [LandSim presuppone che il pozzetto è di forma circolare].

Per la modellazione di una discarica con un pozzetto non-circolare, deve essere calcolato, ed inserito, il diametro del cerchio avente area uguale a quella del pozzo esistente, attraverso la seguente equazione:

input diametro del pozzo = radice quadrata di (4 x area del pozzo) / π

Nella modellazione di un sito che non dispone di pozzetto (ad esempio, un vecchio sito, privo di sistema di raccolta e recupero del percolato), il dato sulle dimensioni del pozzetto è irrilevante e non influenzerà i risultati, a condizione che per lo strato di drenaggio sia selezionata l'opzione "none" (nessuno).

8.3.3. INFILTRAZIONE

Questa sezione del programma consente di definire il tasso di infiltrazione d'acqua nel corpo dei rifiuti attraverso l'area superiore della discarica analizzata. La finestra di dialogo relativa a questa fase della modellazione è accessibile cliccando sulla voce 'infiltration' del cartone animato principale. Il calcolo con LandSim inizia con l'infiltrazione di acqua nella discarica, in quanto questa è la forza scatenante della dispersione dei contaminanti.

LandSim presuppone che il tasso di infiltrazione indicato è l'unica fonte d'acqua per la discarica e il valore del tasso di infiltrazione inserito viene applicato dal programma sulla superficie totale della

struttura. Il volume totale di infiltrazione viene calcolato, quindi, moltiplicando il tasso di infiltrazione per l'area superiore della discarica.

I contributi dovuti a tutti gli eventuali altri ingressi (o riduzioni) di infiltrazione efficace devono essere computati nella stima del valore di infiltrazione da immettere nel programma.

L'acqua generata attraverso la degradazione dei rifiuti non viene conteggiata in quanto si ritiene che essa venga adsorbita dagli stessi rifiuti. Non è necessario, inoltre, tenere conto delle variazioni giornaliere o stagionali dell'infiltrazione perché si ipotizza che l'effetto di queste venga annullato dallo stoccaggio dell'acqua all'interno dei rifiuti stessi.

Poiché la precipitazione - e di conseguenza l'infiltrazione - generalmente segue una distribuzione normale, per definire la distribuzione di input possono essere utilizzati un valore medio e una deviazione standard. L'ipotesi che è stata fatta è che gli utenti di LandSim molto probabilmente ricaveranno questo tipo di dati da documenti degli uffici meteorologici.

Il dato di infiltrazione richiesto dal modello è la **piovosità efficace**, che equivale all'altezza d'acqua annua (media) che entra nel corpo dei rifiuti per unità di superficie.

Ai fini della esecuzione di LandSim, le precipitazioni efficaci possono essere definite come il risultato del seguente calcolo: precipitazione annua, meno ruscellamento, evaporazione ed evapotraspirazione [i valori medi di infiltrazione dovrebbero essere dichiarati nella richiesta di autorizzazione del sito].

In alcuni casi, nel definire il valore di infiltrazione, oltre alle precipitazioni efficaci, si dovrebbero considerare anche altri eventuali afflussi di liquido in discarica.

Questi possono includere:

- l'afflusso di acque sotterranee ai lati di un sito senza fodera;
- l'afflusso di acque sotterranee da falde acquifere arroccate;
- la presenza di un sistema di ricircolo del percolato;
- contributi apportati dallo smaltimento di rifiuti liquidi.

LandSim assume che il percolato si generi istantaneamente dalle infiltrazioni nella discarica, perché si ipotizza che la capacità di adsorbimento dei rifiuti è bilanciata dalla capacità di questi di produrre percolato per degradazione. Per questo è importante che l'effetto della degradazione dei rifiuti sia considerato nel calcolo dell'infiltrazione.

Valori diversi di infiltrazione dovrebbero essere utilizzati nel modello LandSim a seconda che la discarica sia aperta o coperta. Inoltre, l'infiltrazione può variare nell'arco del periodo di vita della discarica in cui essa è coperta.

Per esempio, 50 anni dopo il posizionamento della copertura, l'infiltrazione potrebbe aumentare a causa del deterioramento della copertura stessa, ma potrebbe anche diminuire se un regime di ricircolo del percolato è stato interrotto.

A questo punto, nei casi in cui è necessario, dovrebbero essere inseriti in LandSim valori di infiltrazione che tengono conto di tali processi.

Verifiche interne impediscono l'immissione di valori numerici irragionevoli: l'infiltrazione deve essere compresa tra 5 e 5000 mm/anno.

8.3.4. SISTEMA DI DRENAGGIO

LandSim permette di simulare la presenza di un sistema di drenaggio e raccolta del percolato.

In particolare, l'opzione *drainage system* consente di definire la tipologia di sistema di drenaggio adottato per la raccolta del percolato alla base della discarica.

A questa opzione è possibile accedere cliccando sulla voce *drainage system*, opzione disponibile sulla finestra di dialogo *Source Term Components*.

La finestra di dialogo che appare si riferisce per impostazione predefinita a una configurazione di drenaggio convogliato realizzata attraverso un sistema di tubazioni.

Altre due configurazioni di drenaggio che possono essere considerate dal codice LandSim sono: discariche senza nessun sistema di drenaggio e discariche con strato drenante (ma senza tubazioni).

LandSim utilizza i dati immessi relativi al sistema di drenaggio predisposto per determinare la testa del percolato in una cella della discarica. Il programma utilizza quindi il valore determinato per la testa del percolato per calcolare il tasso di perdita dalla discarica.

Questa procedura predefinita può essere annullata assumendo costante il valore del battente in discarica, cliccando sul quadrato chiaro etichettato **Specified Head** sulla destra della finestra di dialogo. La casella sarà selezionata e un'altra finestra di dialogo apparirà.

Immettere il valore singolo oppure il PDF che rappresenta l'intervallo previsto per la testa del percolato (definita come livello del percolato al di sopra del sistema di contenimento artificiale o EBS) nell'apposita casella.

Se si è assunto che il valore del livello del percolato sia costante, LandSim consente di immettere un valore costante per la testa a prescindere dal sistema di drenaggio predisposto nella discarica in esame.

Piped Drainage System

Se il sistema di drenaggio è costituito da tubazioni finestrate, nella finestra *Base Drainage Arrangement* (*disposizione drenaggio di base*) occorre selezionare l'opzione ***Piped Drainage System*** (strato di drenaggio con tubazioni).

Per le discariche con sistemi di drenaggio convogliato con tubazioni che hanno basi inclinate ondulate cliccare su 'Slopes Both Ways', e per quelli con basi inclinate semplici scegliere 'Slopes One Way'.

Per decidere quale opzione è adatta per la discarica in esame è necessario fare riferimento ai disegni di progetto per il sistema di drenaggio del percolato.

Nel caso di basi con doppia inclinazione, la base della discarica drena da entrambi i lati verso ciascuno dei dreni secondari, come mostrato nell'esempio in alto della Figura 6.2.

I drenaggi secondari confluiscono in un collettore principale che alimenta il pozzetto di raccolta.

Nel caso di basi semplicemente inclinate, la disposizione delle tubazioni è tale che la pendenza della base degrada verso ciascun asse delle tubature secondarie secondo un'unica direzione (da un lato solo) come mostrato nell'esempio in basso della figura 6.2.

Le tubazioni secondarie confluiscono anche in questo caso in un collettore principale che porta al pozzetto. L'unico valore che può essere inserito come PDF è la conducibilità idraulica del manto di drenaggio. Gli angoli di pendenza devono essere singoli valori, così come lo spessore e il tasso di guasto del tubo.

Quest'ultimo rappresenta la probabilità di intasamenti e guasti nell'impianto di drenaggio e raccolta a tubazione. Infatti il tasso di rottura del tubo viene inserito come parametro caratterizzato da una distribuzione binomiale per determinare il numero di tubi di drenaggio attivi (e per default inattivi) all'interno di ogni realizzazione.

Lo spessore di drenaggio non è utilizzato in nessuna delle equazioni di flusso.

Esso viene utilizzato semplicemente per evidenziare la percentuale di esecuzioni in cui la testa di percolato supera lo spessore del manto di drenaggio.

Se questo si verifica in un numero considerevole di esecuzioni si deve essere consapevoli che LandSim sta sottostimando il livello effettivo del percolato (a meno che i rifiuti non siano più permeabili della coperta di drenaggio).

Solo voi conoscete l'incidenza che avrebbe ignorare questo messaggio di avvertimento.

Si dovrebbe o modificare la progettazione del sistema di drenaggio per conformarlo alle prestazioni previste per esso, o, come regola empirica, considerare come valore costante della testa di percolato in discarica il doppio della massima altezza osservata.

Questo si tradurrà in una soprastima del valore dell'altezza, che vincolerà la simulazione a fornire un risultato complessivo conservativo.

La soluzione per la distribuzione della testa dipende dalla pendenza della base della discarica.

In quasi tutti i progetti ci sarà una pendenza trasversale, cioè la base della discarica degrada non solo verso il drenaggio secondario, ma anche verso lo scarico principale che alimenta il pozzetto.

È indispensabile determinare la pendenza trasversale tra 0° e 1.5° , soprattutto dove i gradienti di inclinazione sono bassi, perché la soluzione della testa del percolato è particolarmente sensibile ai valori di questo parametro.

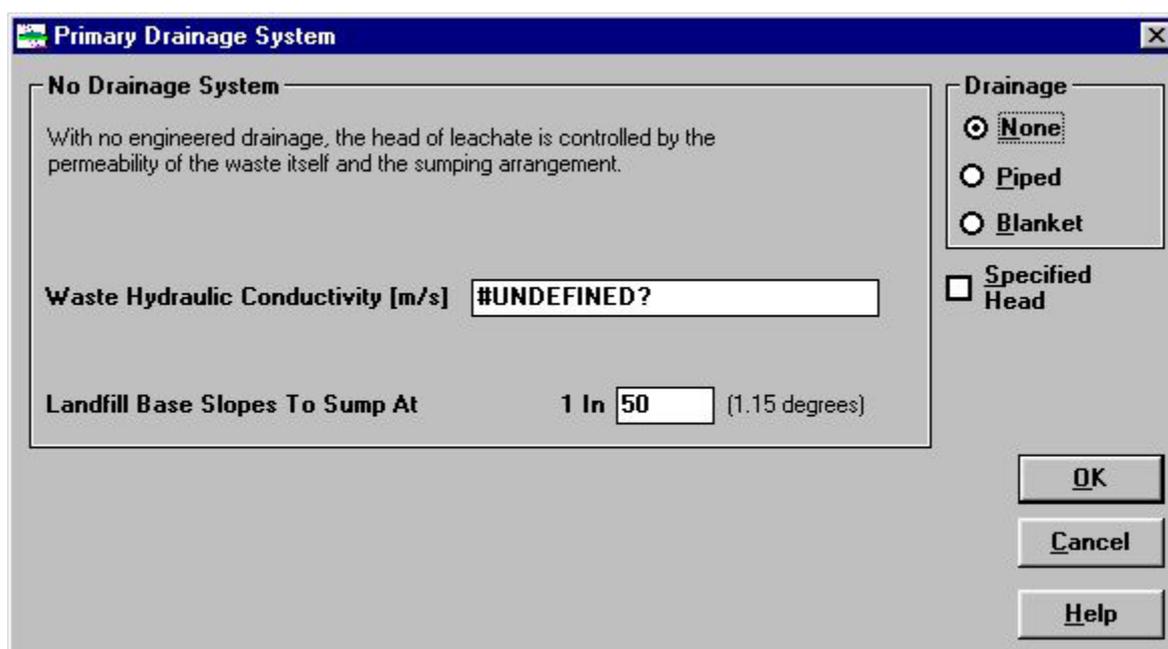
LandSim ignora la pendenza effettiva lungo il collettore principale in direzione del pozzetto e calcola la pendenza trasversale dalle due pendenze di input: Base Slope To Spur Drain (la pendenza della base verso il drenaggio secondario) e Spur Drain Slope Towards Central Drain (la pendenza del drenaggio secondario verso lo scarico centrale).

Nelle figure 3.2 e 3.3 è illustrata la differenza tra le pendenze di input rispettivamente per le basi zigurate e per le basi inclinate semplici.

Le pendenze sono immesse come pendenze tangenti (cioè distanza oltre la quale si verifica una differenza di altezza di 1 m) anche se nella finestra di dialogo LandSim indica anche la pendenza equivalente in gradi.

No Drainage System

Se nessun sistema di drenaggio progettato è presente, cliccare sulla voce *None* dalla finestra di dialogo 'Drainage System' e apparirà la seguente finestra di dialogo:



In questo caso, i dati richiesti per calcolare la testa sulla base della discarica sono:

- la conducibilità idraulica dei rifiuti in m / s
- la pendenza della base della discarica verso il pozzetto

Poiché LandSim utilizza questo valore per calcolare la distribuzione della testa del percolato nei rifiuti saturi alla base della discarica, la distribuzione dovrebbe riflettere la conducibilità idraulica nella parte inferiore della pila dei rifiuti nella zona che si prevede che sarà satura.

Perché la conducibilità idraulica dei rifiuti può essere molto bassa, questo comporta spesso la generazione in LandSim di valori irrealistici della testa (a volte superiori allo spessore dei rifiuti).

Anche se questa situazione è improbabile che si verifichi, l'alto valore della testa generato si tradurrà in alti tassi di fuoriuscita, ma questi ultimi sono limitati dal tasso di infiltrazione totale.

Cioè, il tasso di perdita totale non può superare il tasso di infiltrazione.

L'inclinazione della base è definita come la pendenza lungo il quale fluirà del percolato.

Poiché la soluzione della testa del percolato è particolarmente sensibile agli angoli di inclinazione compresi tra 0° e 1.5°, è essenziale determinare accuratamente l'inclinazione della base dove le pendenze sono basse. Le pendenze sono immesse come tangenti di inclinazione (cioè distanza oltre la quale si verifica una differenza di altezza di 1 m) anche se nella finestra di dialogo LandSim indica anche i valori di pendenza equivalenti in gradi.

Blanket Drainage System

Se è presente solo uno strato di drenaggio, occorre cliccare sul termine ***Blanket***, apparirà:

Quando uno strato di drenaggio è stato specificato, i dati richiesti per calcolare la testa sul fondo discarica sono:

- la conducibilità dello strato di drenaggio in m / s;
- lo spessore del strato in m;
- la pendenza verso il pozzetto della base della discarica.

La pendenza della base è definita come la pendenza lungo la quale fluirà il percolato.

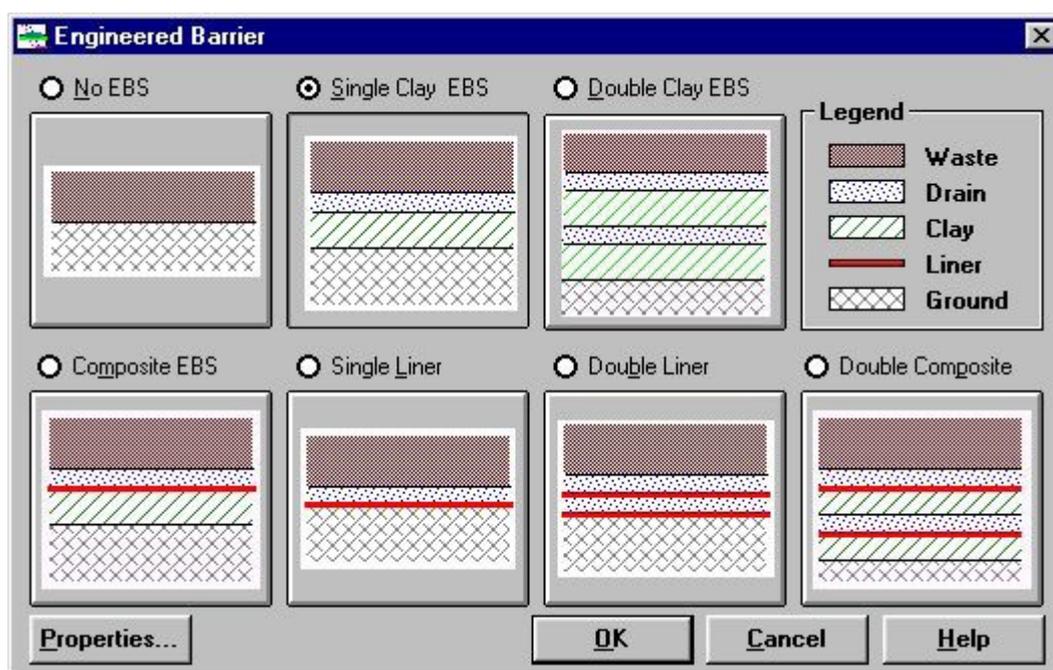
Poiché il valore della testa di percolato è particolarmente sensibile agli angoli di inclinazione compresi tra 0 ° e 1,5 °, è essenziale determinare accuratamente l'inclinazione della base quando le pendenze sono molto basse.

8.3.5. SISTEMA DI IMPERMEABILIZZAZIONE DI FONDO E LATERALE

L'opzione Engineered Barrier System (EBS) (Sistemi di contenimento artificiali) consente di definire il tipo di sistema di contenimento che esiste o che viene proposto nella fase in esame.

Questa opzione può essere consultata sul cartone animato principale cliccando sull'opzione **Engineered Barrier**, oppure attraverso la finestra *Source Term Components*.

In entrambi i casi, apparirà la stessa finestra di dialogo:



Sulla finestra di dialogo appaiono sette elementi grafici che rappresentano la gamma di EBSS che possono essere modellati utilizzando LandSim. I grafici agiscono come pulsanti che possono essere attivati cliccando sull'opzione desiderata.

A seconda della scelta del contenimento artificiale per il modello, “*Properties ..*” il pulsante può diventare grigio-out e non risponde al mouse. Quando questo accade LandSim non ha bisogno di nessun altro dato per il calcolo delle perdite del sito.

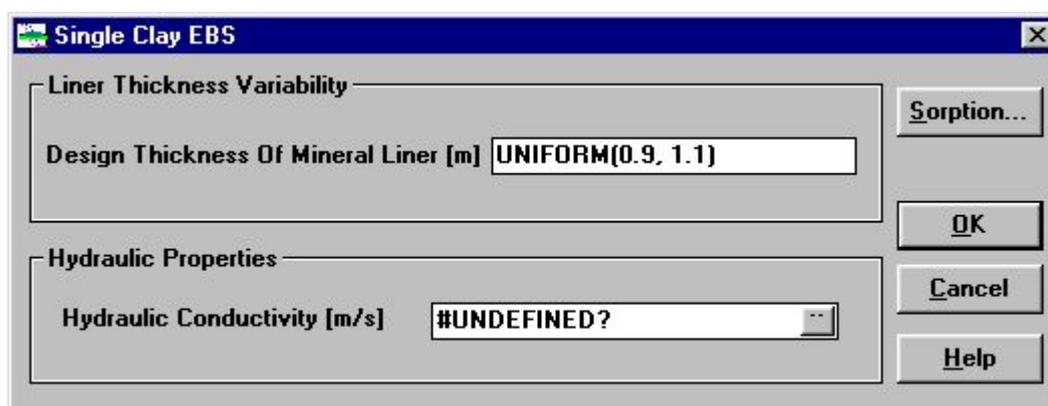
Se sono richiesti ulteriori dati, il pulsante “*Properties ..*” sarà attivato. Quando si clicca su “*Properties ..*” apparirà la finestra di dialogo relativa al tipo di sistema di contenimento artificiale selezionato.

No Engineered Barrier

Se è stata selezionata questa opzione nessun altro dato di input è necessario a LandSim per calcolare la dispersione dal sito e per indicare ciò il pulsante “*Properties ..*” è grigio.

Single Clay EBS

Se dalla finestra di dialogo *Engineered Barrier* viene scelta questa opzione e si clicca su “*Properties ..*” verrà visualizzata la seguente finestra di dialogo:



La finestra di dialogo *Single Clay EBS* consente di definire lo spessore del rivestimento di argilla e la sua variabilità sul fondo della discarica. Lo spessore effettivo, in alcuni punti, si discosterà dallo spessore nominale (dichiarato nei disegni di progettazione allegati alla domanda di licenza) e questo scostamento deve essere considerato in LandSim.

Il valore, che può essere indicato come parte del piano Construction Quality Assurance (CQA), dovrebbe comprendere l'intervallo dello spessore di rivestimento su tutto il sito.

Sarà inoltre necessario il valore della conducibilità idraulica del rivestimento di argilla per calcolare le perdite dalla discarica.

A questo punto si dovrebbe selezionare la casella “*Sorption ..*”.

È in questa parte del modello che è possibile inserire la capacità di scambio cationico (CEC) e l'efficienza di reazione del materiale di rivestimento.

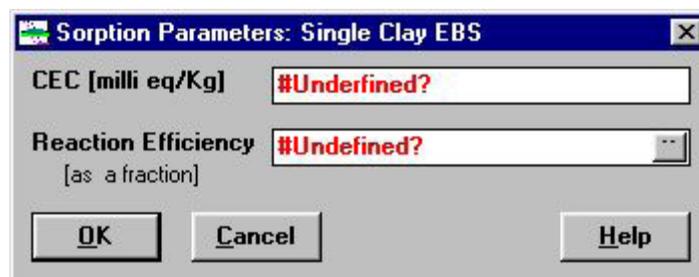
Questo valore di CEC influirà solo sulle concentrazioni di azoto ammoniacale (e quindi solo se il modello viene eseguito in modalità unretarded – vedi Simulate, Preferences).

Anche se non viene inizialmente modellato l'azoto ammoniacale è probabilmente una buona idea quella di inserire i valori appropriati in questa schermata di input.

Se non si dispone dei dati, o non si desidera includere la CEC del materiale di rivestimento è necessario immettere un valore basso nel campo CEC o in quello dell'Efficienza di Reazione (o in entrambi). Non è possibile immettere un valore nullo di CEC, ma è possibile immettere zero per l'Efficienza di Reazione.

L'adsorbimento nel rivestimento può essere un fattore rilevante nel prevenire che le specie con carica positiva come l'ammonio raggiungano la zona insatura.

Selezionando “*Sorption..*” dalla finestra di dialogo “Single Clay EBS” mostrata sopra si attiverà un'altra finestra di dialogo:



Questa finestra permette di inserire i dati relativi alla capacità di scambio cationico (CEC) del rivestimento di argilla e l'incertezza del valore di CEC del rivestimento di argilla può essere espressa attraverso l'immissione di una PFD a scelta.

Poiché lo scambio cationico non è un processo del tutto efficiente è necessario immettere l'efficienza della reazione di scambio cationico in forma di frazione decimale.

Per esempio, un efficienza di reazione pari a 0,2 significa che solo un quinto del numero totale di siti disponibili in realtà sono sottoposti a scambio cationico.

È necessario immettere dati in questa schermata di input se si è compresa l'ammoniaca nella simulazione ed è stato selezionato il flusso non ritardato nel menu *Simulate Preferences*.

[L'efficienza di reazione dovrebbe anche tenere conto della concorrenza esercitata dalle altre specie del percolato: il modello assume solo la reazione dell'ammoniaca, tuttavia, nella realtà, forse solo il 30 – 40 % dei siti di CEC saranno occupati dall'ammoniaca. Test di laboratorio sono talvolta eseguiti su campioni schiacciati, ma la struttura e l'eterogeneità in situ implicheranno una percentuale inferiore di superficie minerale esposta al percolato e questo deve essere preso in considerazione molto attentamente.]

Double Clay EBS

Se questa opzione è stata scelta dalla finestra di dialogo *Engineered Barrier* quando si seleziona il pulsante “*Proprietà ...*” comparirà il seguente form di inserimento dati:

Come nel caso precedente, in questa schermata possono essere inseriti i parametri relativi allo spessore del rivestimento ed alla variabilità di tale spessore.

Per la doppia barriera artificiale di argilla due spessori sono richiesti:

- spessore della barriera previsto per il rivestimento di argilla superiore (anche PDF);
- spessore della barriera previsto per il rivestimento di argilla inferiore, (anche PDF).

La variabilità della conducibilità idraulica può quindi essere inserita con le stesse modalità indicate nel paragrafo precedente. Si assume che i due rivestimenti di argilla presentino le stesse proprietà idrauliche. I parametri di adsorbimento devono essere inseriti in modo analogo al caso di rivestimento di argilla singolo.

La conducibilità idraulica, lo spessore e la distanza tra i tubi (se presenti) del sistema di drenaggio interno vengono immessi, cliccando sul pulsante “**Internal Drainage Layer**” nella parte inferiore dello schermo di input. Questo apre un'altra finestra di dialogo contenente le opzioni relative al tipo

di sistema drenante (strato o con tubi) e le altre proprietà richieste che definiscono i parametri per questo livello.

Quando queste due parti della finestra di dialogo sono state completate, i parametri di adsorbimento possono essere assegnati ai rivestimenti di argilla, come descritto nel paragrafo precedente.

(Si noti tuttavia che si ipotizza che i due strati di argilla abbiano CEC ed efficienza di reazione analoghi, che, quindi, sono inseriti una volta sola per entrambi gli strati.)

Single Membrane EBS

Se dalla schermata della finestra di dialogo Engineered Barrier viene scelta questa opzione allora, quando si seleziona il pulsante “Properties...”, viene visualizzata la seguente finestra di dialogo:

Defect Type	Defects/Hectare : Triangular Distribution		
	Minimum	Most Likely	Maximum
Pin Holes [0.1 - 5 mm ²]	0	25	25
Holes [5 - 100 mm ²]	0	5	5
Tears [100 -10,000 mm ²]	0	.1	2

Utilizzando i dati sulla distribuzione dei difetti della membrana e sulla testa del percolato, LandSim calcola la dispersione attraverso il rivestimento.

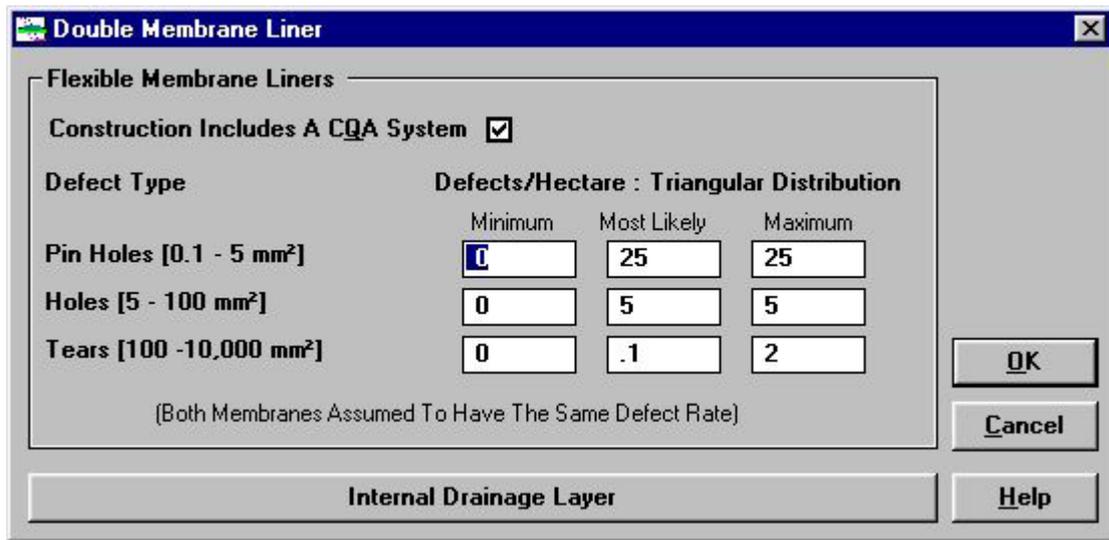
A meno che esistano dati specifici del sito in esame, per la distribuzione dei difetti nella membrana, è consigliabile utilizzare i valori di default forniti dal programma. Tuttavia, questi valori dei parametri sono modificabili.

Quando si utilizzano questi dati di default, è importante indicare nell'apposita casella se la costruzione della discarica include un sistema di garanzia della qualità. Quando la casella è chiara, LandSim assume che non esista nessun sistema di CQA.

Quando la casella è selezionata, il programma presume che si è intrapreso o si intraprenderà un sistema di CQA, e il numero predefinito di difetti è ridotto.

Double Membrane EBS

Se dalla schermata della finestra di dialogo Engineered Barrier viene scelta questa opzione allora, quando si seleziona il pulsante “Properties...”, viene visualizzata la seguente finestra di dialogo:

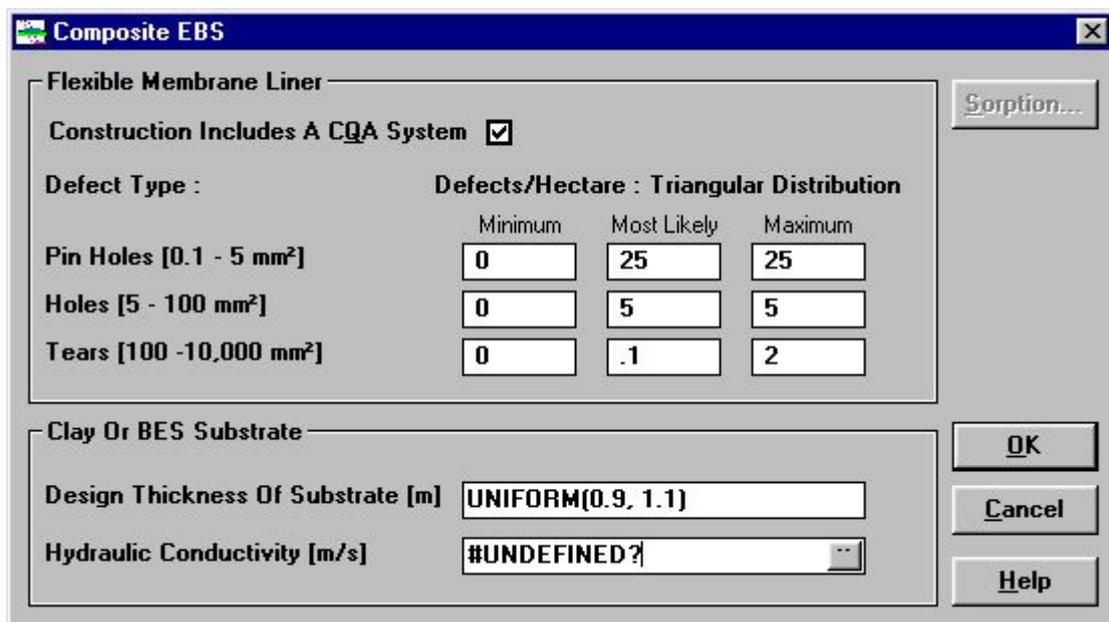


Utilizzando i dati sulla distribuzione dei difetti presenti nelle membrane, sullo strato di drenaggio interno e sulla testa del percolato, LandSim calcola le perdite attraverso la barriera artificiale a doppia membrana.

La barriera a doppia membrana artificiale richiede gli stessi input descritti nel paragrafo sulla barriera artificiale a singola membrana. L'immissione dei dati relativi allo strato di drenaggio interno segue lo stesso procedimento descritto per il *Double Clay EBS*.

Composite EBS

Se dalla schermata della finestra di dialogo Engineered Barrier viene scelta questa opzione allora, quando si seleziona il pulsante "Properties...", viene visualizzata la seguente finestra di dialogo:



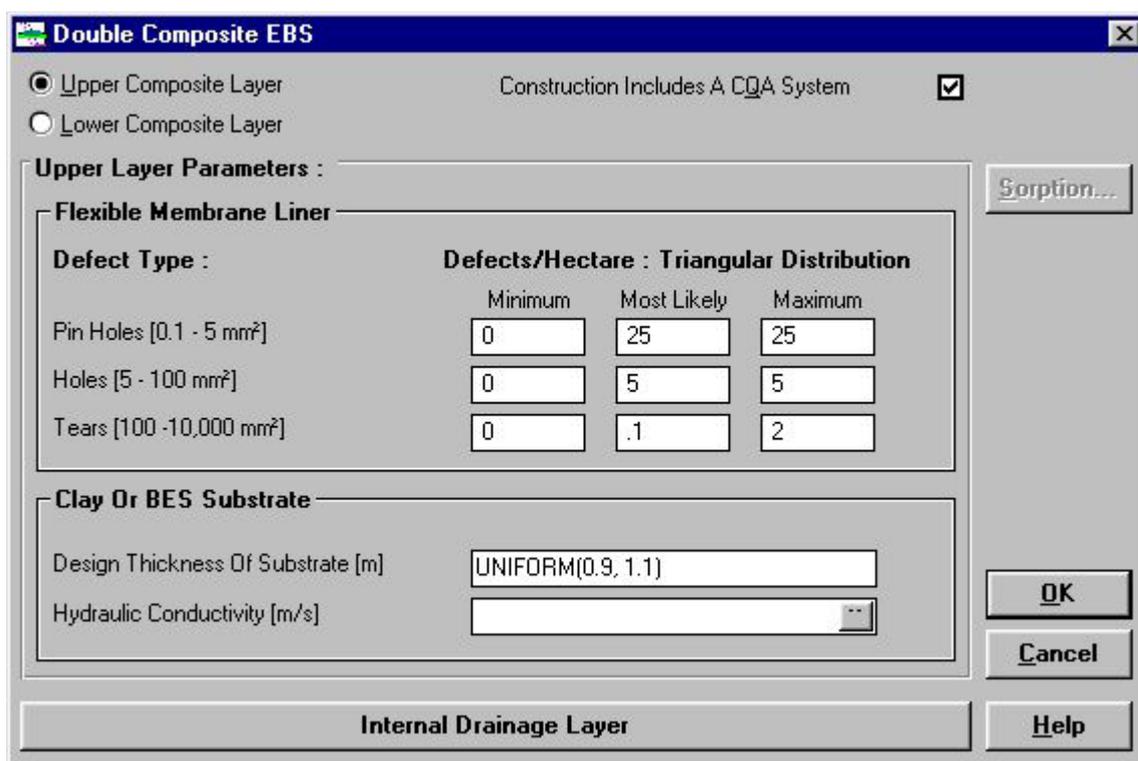
Così come i dettagli della distribuzione dei difetti nel rivestimento a membrana flessibile, LandSim utilizza anche i dati relativi al substrato argilloso e alla testa del percolato per calcolare le perdite attraverso il rivestimento. Il pulsante “*Sorption...*” rimane grigio quando è selezionato un Liner Composite.

Il programma calcola la superficie bagnata sotto ogni difetto, per il calcolo del tempo di percorrenza impiegato dal percolato per fluire dalla base del rivestimento alla falda acquifera.

In molte circostanze, il volume di barriera che è bagnato dal percolato è una piccola frazione del volume totale di rivestimento e non è realistico aspettarsi una significativa asportazione di contaminanti su questo fronte.

Double Composite EBS

Se dalla schermata della finestra di dialogo Engineered Barrier viene scelta questa opzione allora, quando si seleziona il pulsante “*Properties...*”, viene visualizzata la seguente finestra di dialogo:



I dati richiesti sono analoghi a quelli definiti per il rivestimento composito singolo ma si noti che le proprietà del rivestimento composito superiore e di quello inferiore possono essere differenti.

Per esempio, lo strato superiore potrebbe essere un composito BES e quello inferiore potrebbe essere composto di argilla minerale naturale.

Processi di adsorbimento (CEC) non vengono modellati all'interno di un sistema a doppio rivestimento composito.

Il procedimento per l'immissione dei dati relativi al sistema di drenaggio interno è uguale a quello descritto in precedenza per il *Double Clay EBS*.

8.4. IL MODULO TRASPORTO (GEOSPHERE INPUTS)

Gli input della geosfera vengono utilizzati per calcolare il tasso di trasporto dei contaminanti attraverso le zone insature e sature lontano dalla discarica.

Le specie chimiche che sfuggono dalla barriera di fondo e che costituiscono il percolato arrivano al recettore passando attraverso:

- la zona non satura del terreno al di sotto della discarica;
- uno strato verticale di terreno saturo (simulazione opzionale);
- l'acquifero.

Il percolato si assume che attraversi la zona insatura in senso verticale e in orizzontale la zona satura sottostante. Una eccezione è fatta per il trasporto verticale in uno strato saturo ma a bassa permeabilità, che può sovrapporsi alla zona satura (acquifero). Tale scenario può essere applicato quando una discarica è costruita sopra uno strato di fango indurito che confina idraulicamente una falda acquifera sottostante.

I parametri di input della geosfera possono essere inseriti tramite la finestra *Source Term Components* principale, cliccando sui vari componenti della geosfera stessa.

Va notato che le proprietà della zona insatura possono essere molto diverse al di sotto di ogni fase (supponendo che ve ne sia più di una), ma il percorso verticale saturo e il percorso di falda sono costanti per tutte le fasi.

I dati di input per descrivere il trasporto dei contaminanti nella geosfera possono essere inseriti con qualsiasi ordine. Il modulo trasporto simula il moto del *plume* di contaminazione attraverso il terreno fino al recettore.

Ogni passaggio del percolato, nei tre percorsi in cui può idealmente essere schematizzato il modulo di trasporto, necessita di parametri d'ingresso. I risultati forniti dal software sono le concentrazioni dei contaminanti al termine di ogni percorso e in funzione del tempo.

8.4.1. TRASPORTO NELLA ZONA NON SATURA

Al di sotto della discarica è presente una zona di terreno non satura. Il software permette di modellare il trasporto del percolato all'interno di questo mezzo. Le tipologie di terreno previste sono due:

1. terreno granulare (mezzo poroso);
2. terreno compatto (porosità secondaria per fratturazione).

Per inserire i dati nella finestra di input della zona insatura è necessario cliccare sulla voce “*Unsaturated Pathway*” nella finestra di dialogo *Source Term Components*.

Se si sta modellando più di una fase occorre, quindi, assicurarsi di aver premuto il tasto Tab nella parte alta dello schermo corrispondente alla fase per la quale si stanno inserendo i dati.

Verranno visualizzate le informazioni che sono richieste per descrivere questo percorso all'interno del modello.

Va notato che c'è una scelta da compiere tra una soluzione con *Porous Medium* (porosità media) e una soluzione con *Dual Porosity* (doppia porosità).

I dettagli e l'uso di queste opzioni sono descritti più avanti in questo paragrafo, ma è necessario tenere presente che questa scelta può essere fatta solo per la prima fase, le fasi successive seguiranno la stessa soluzione scelta per la fase 1.

Se si sta modellando più di una fase, sarà necessario compiere questa selezione per la fase 1, prima di inserire i dati per le fasi rimanenti.

L'immissione dei dati per ognuno dei parametri di questa schermata di input è realizzata attraverso la definizione di un PDF e dei parametri pertinenti per descriverlo.

La finestra di dialogo “*Unsaturated Pathway*” è suddivisa in quattro sezioni principali:

- *Geological Unit*
- *Geometry*
- *Hydraulic Properties*
- *Flow Model*.

Inoltre sono compresi tre pulsanti di opzione (diversi da 'OK', 'Cancel' ed 'Help') che portano ad ulteriori finestre di dialogo le quali richiedono ulteriori dati di input. Queste sono:

- *Sorption*
- *Retardation*
- *Dispersion*.

The screenshot shows the 'Unsaturated Pathway' dialog box. It has a title bar with a close button. The main area is divided into several sections:

- Geological Unit:** A dropdown menu with 'Unsaturated' selected.
- Geometry:** Three input fields: 'Pathway Length [m]' (value: #UNDEFINED?), 'Moisture Content [fraction]' (value: #UNDEFINED?), and 'Pathway Porosity' (value: #UNDEFINED?).
- Hydraulic Properties:** Two input fields: 'Conductivity [m/s]' (value: #UNDEFINED?) and 'Pathway Porosity' (value: #UNDEFINED?).
- Fissure Parameters:** One input field: 'Fissure Porosity'.
- Flow Model:** Two radio buttons: 'Porous Medium' (selected) and 'Dual Porosity'.
- Buttons:** 'Sorption...', 'Retardation...', 'Dispersion...', 'OK', 'Cancel', and 'Help'.

Geological Unit

La prima parte della finestra di dialogo consente di selezionare l'unità geologica che costituisce la zona insatura. Questo input viene trasferito nella sezione *Model Summary* di LandSim e sarà riportato nelle stampe finali, ma non è utilizzato in alcun calcolo.

Geometry

La seconda parte riguarda la geometria della zona insatura. LandSim consente di esprimere l'incertezza della lunghezza del percorso, della porosità e del contenuto di umidità della zona insatura attraverso la definizione di una appropriata PDF; l'intervallo per questo parametro dovrebbe riflettere le fluttuazioni annuali nella falda, la differenza di profondità della falda in tutto il sito, e tener conto di eventuali effetti locali di pompaggio.

Se viene selezionata l'opzione mezzo poroso LandSim assume che il trasporto su insaturo dei contaminanti è del tipo plug flow. Per il calcolo dei tempi di percorrenza è importante il contenuto di umidità della zona insatura piuttosto che la sua porosità (comunque, sarà anche necessario inserire i valori di porosità). Il contenuto di umidità è espresso come percentuale del volume complessivo del terreno.

Se si ritiene che la migrazione dei contaminanti avviene lungo fessure, come può verificarsi nelle argille fratturate, deve essere utilizzata l'opzione duplice porosità

Hydraulic Properties

La terza parte della finestra di dialogo si riferisce alla conduttività idraulica (insatura) della zona insatura. Poiché presuppone che il trasporto dei contaminanti nella zona insatura avviene mediante flusso del tipo plug flow, LandSim utilizza il valore della conducibilità idraulica nella zona insatura per calcolare le perdite dalle discariche con rivestimenti a membrana singola o doppia e da quelle prive di contenimento artificiale.

Le conducibilità idrauliche della zona insatura sono meglio ottenute da prove di laboratorio di carote di terreno, che escludono strutture della macro-scala presenti nei sistemi geologici (ad esempio fessurazioni), che contribuiscono, insieme al pumping test, all'analisi della conducibilità idraulica locale.

Flow Model

La quarta sezione della finestra di dialogo (in alto a destra) tratta il modello di flusso per la zona insatura. Ci sono due opzioni possibili: *Porous Medium* o *Dual Porosity*.

Il modello di flusso a **doppia porosità** può essere appropriato nel caso di rocce fratturate dove la permeabilità della matrice è bassa.

Esso è, tuttavia non appropriato in caso di pietra **arenaria fratturata**, che dovrebbe essere modellata come mezzo poroso, ma con valori del contenuto di umidità e di porosità adeguati soltanto a quelli delle fratture.

Sorption

Sarà necessario per il modello da eseguire immettere dati nel campo *Sorption* se si sta eseguendo il modello in modalità non ritardata e se l'azoto ammoniacale è presente tra le specie del percolato.

L'input di questo campo è identico a quello descritto in precedenza in questo capitolo relativamente al *Argilla Liner EBS*; anche se in questo caso i dati devono riferirsi alla CEC (capacità di scambio cationico) delle rocce presenti nella zona insatura e l'efficienza di reazione sarà probabilmente inferiore rispetto a quella di una barriera artificiale di argilla a causa della maggiore eterogeneità nella stratificazione.

Retardation

Se nel modello di LandSim è stato specificato un ritardo (attraverso l'opzione "***Preferences***" del menu "***Simulate***" sulla barra degli strumenti principale di LandSim), il pulsante "***Retardation***" sarà abilitato. Se non è stata selezionata questa scelta il pulsante appare in grigio.

Se il ritardo dei contaminanti è incluso nel modello, dati pertinenti devono essere inseriti tramite la finestra di dialogo generata cliccando sul termine “*Retardation*”.

L'utilizzo di modelli ritardati e non ritardati viene approfondito più avanti in questo capitolo.

Kd Values By Species [l/kg]		
Nitrite	[Absent]	UNIFORM(0.0, 0.0)
PCE (Tetrachloroethe	[Absent]	UNIFORM(0.0, 0.0)
Pentachlorobenzene	[Absent]	UNIFORM(0.0, 0.0)
Pentachlorophenol	[Absent]	UNIFORM(0.0, 0.0)
Phenols	[Absent]	UNIFORM(0.0, 0.0)
Phosphate	[Absent]	UNIFORM(0.0, 0.1)
Potassium	[Absent]	UNIFORM(0.0, 0.0)
Selenium	[Absent]	UNIFORM(2.0, 20.0)
Silver	[Absent]	UNIFORM(0.0, 130.0)

Potassium Calculate Kd

UNIFORM(0.0, 0.0)

Pathway Density kg/l SINGLE(0)

OK Cancel Help

La finestra di dialogo “*Retardation Parameters: Unsaturated Pathway*” di seguito riportata viene utilizzata per definire la distribuzione dei parametri di ritardo (coefficienti di ripartizione) delle specie presenti nel percolato.

Sarà inoltre necessario fornire un valore della densità di massa secca per le rocce della zona insatura. C'è un'opzione aggiuntiva per consentire il calcolo del valore di Kd equivalente delle specie organiche utilizzando un valore di Koc e la frazione del contenuto di carbonio organico (FOC) della zona insatura.

I parametri del ritardo sono accessibili facendo scorrere l'elenco delle specie cliccando sulle frecce su e giù. Per alcune specie è incluso un valore di default.

Le specie precedentemente definite come assenti nel percolato sono contrassegnate come tali e nessuna immissione di dati è possibile per esse.

Occorre sottolineare che questi valori predefiniti sono forniti al fine di realizzare valutazioni di screening e che per analisi sito specifiche sono essenziali dati reali sul campo e di laboratorio.

Gillespie et al (2000) hanno fornito indicazioni su come derivare attraverso metodi di laboratorio valori di Kd pertinenti per le valutazioni del rischio delle discariche.

Se all'inventario del percolato predefinito sono state aggiunte nuove specie, esse saranno trovate in fondo alla lista (non in ordine alfabetico) e il relativo parametro di ritardo di default sarà impostato pari a zero.

LandSim considera soltanto la partizione dei contaminanti tra la fase acquosa e quella solida.

Nessuna partizione nella fase gassosa è considerata, anche se va riconosciuto che per alcune specie organiche (volatili) questo potrebbe essere un processo significativo.

Il partizionamento di fase solida - acquosa si presume che segua una isoterma lineare. In altre parole, il coefficiente di partizione è indipendente dalla concentrazione dei contaminanti.

In realtà, lotti di esperimenti di adsorbimento utilizzando materiali sito specifici in grado di dimostrare che il coefficiente di partizione dipende dalla concentrazione della specie (ad esempio la partizione segue una relazione non lineare come l'isoterma di adsorbimento di Freundlich).

Un coefficiente di partizione appropriato alla concentrazione della specie nel percolato deve essere sempre utilizzato.

Dispersion

Il pulsante "*Dispersion*" all'interno del percorso insaturo viene utilizzato per simulare l'effetto di una dispersione sulla migrazione del fronte del percolato attraverso la zona insatura.

Essa incide sui risultati relativi all'istante iniziale di arrivo del pennacchio, ma non interesserà le concentrazioni massime realizzate dalla simulazione.

Solo il valore di dispersione longitudinale viene utilizzato in questo percorso, in quanto qualsiasi dispersione laterale è probabile che sia molto piccola rispetto all'area della discarica.

Come regola generale, si raccomanda che il valore di dispersione longitudinale usato deve essere circa il 10% della lunghezza del percorso maggiore (cioè se la distanza dalla base della EBS alla falda è 18 m, può essere inserito un valore di dispersività di 1,8 m).

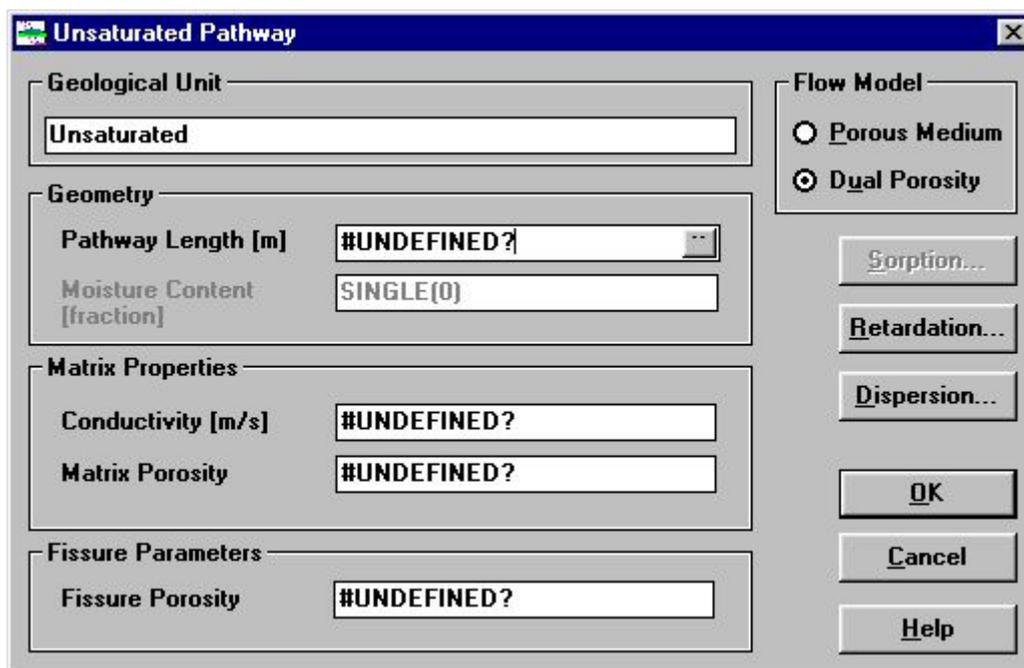
Se non si inserisce alcun valore in questo campo, LandSim calcola i valori appropriati in base alla lunghezza del percorso.

Gli eventuali valori aggiunti sostituiranno i valori calcolati dall'algoritmo LandSim a meno che non si modifichi la lunghezza del percorso in qualche passaggio successivo, nel qual caso sarà necessario inserire nuovamente i valori di dispersione scelti (o lasciare che il modello LandSim utilizzi i valori da questo calcolati).

Dual Porosity Option

L'opzione duplice porosità può essere usata per la modellazione del flusso nella zona insatura attraverso argille fratturate. (nella versione attuale di LandSim, l'opzione non è adatta per l'utilizzo in qualsiasi altra roccia fratturata).

L'opzione duplice porosità è accessibile dalla finestra di dialogo “*Unsaturated Pathway*”, cliccando sul cerchio accanto al testo “*Dual Porosity*”. Il cerchietto indica se l'opzione è attiva e la finestra di dialogo di input viene automaticamente modificata per includere le caselle relative all'immissione dei dati per la duplice porosità:



La scelta dell'opzione *Dual Porosity* consente di simulare l'impatto del flusso nelle fessure dell'argilla insatura.

Quando l'infiltrazione entra nella zona insatura, si presume che i pori della matrice sono pressoché pieni e una piccola quantità di flusso può avvenire attraverso processi di flusso intergranulare.

Tuttavia, una volta che l'afflusso di acqua è troppo elevato per essere smaltito solo attraverso il flusso intergranulare, il trasporto si verifica sia nelle fessure che nel mezzo poroso.

A questo punto, la velocità media delle acque sotterranee aumenterà.

Se l'opzione duplice porosità è selezionata, lo schermo viene modificato per includere due ingressi separati per “*Matrix Properties*” e “*Fissure Parameters*”.

Sotto l'intestazione “*Matrix Properties*” sono elencati due parametri:

- **Conductivity:** questa è la conducibilità idraulica della matrice della roccia e sarà notevolmente inferiore rispetto alla conducibilità idraulica della maggior parte delle altre rocce. È necessario inserire nelle apposite caselle i valori minimo, più probabile e massimo.
- **Matrix Porosity:** questa è analoga alla porosità nel caso di mezzo poroso.

Sotto l'intestazione “*Fissure Parameters*” compare il parametro “*Fissure Porosity*” (porosità delle fessure). Questo si riferisce allo spazio vuoto complessivo dovuto alle fessure per unità di volume ed è generalmente inferiore alla porosità della matrice. In questo caso, è necessario inserire i valori minimo e massimo.

Poiché il contenuto di umidità non viene considerato nel modello a doppia porosità, questa opzione è disattivata quando il modulo doppia porosità viene selezionato.

Durante la modellazione in questa modalità, le finestre di dialogo per adsorbimento, ritardo e dispersione sono identiche a quelle del caso di mezzo poroso.

Va notato, tuttavia, che il ritardo non può svolgere un ruolo quando il flusso avviene attraverso fessure. Se l'afflusso di acqua è sufficientemente grande da verificarsi il flusso nelle fessure, il trasporto effettivamente viene considerato non ritardato.

Se l'afflusso di acqua è abbastanza piccolo che il flusso avviene solo attraverso i pori della matrice, il ritardo può essere considerato e calcolato come nel caso di mezzo poroso.

8.4.2. PERCORSO VERTICALE SOPRA FALDA

La finestra di dialogo *Vertical Pathway* deve essere compilata se la falda acquifera sottostante la discarica è coperta da materiale saturo attraverso il quale la direzione di trasporto dei contaminanti è prevalentemente verticalmente verso il basso.

Questo scenario può realizzarsi quando una discarica è costruita su strati di fango indurito che confina idraulicamente una falda acquifera.

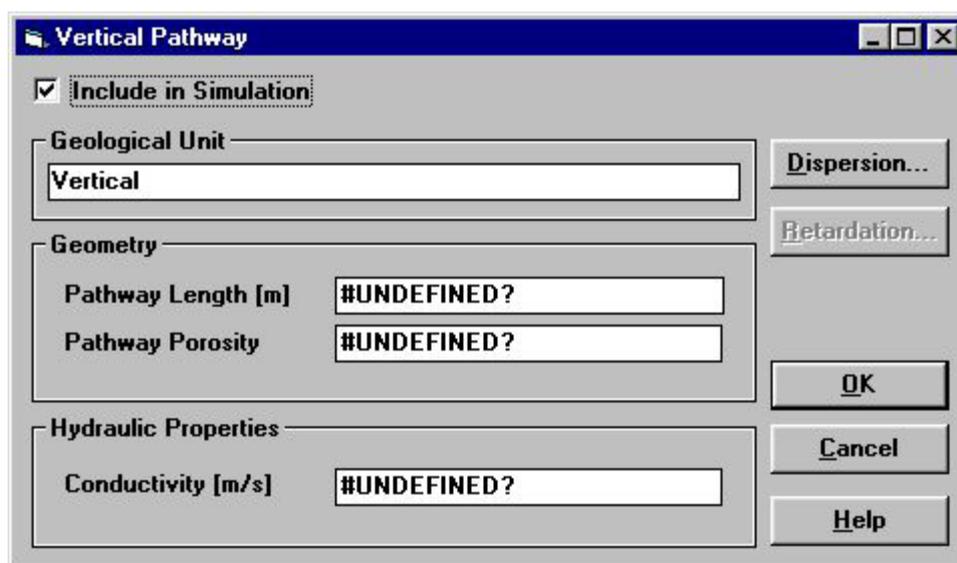
LandSim per il percorso saturo verticale richiede dati analoghi a quelli per la zona insatura eccetto assumere che il processo di adsorbimento non è significativo, di conseguenza, non viene richiesta la capacità di scambio cationico del materiale saturo verticale.

In alcuni casi questo non accade, ma ignorando comunque la CEC nel percorso saturo verticale, viene aggiunto un elemento (di cautela) conservativo.

Poiché la roccia è satura, il contenuto di umidità è impostato uguale alla porosità.

Nel caso in cui il sito che si sta considerando non ha bisogno di questo elemento del modello, si può decidere se includere o meno questo percorso semplicemente selezionando o deselegnando la casella “*Include in Simulation*” nell'angolo in alto a sinistra della finestra.

I parametri di input richiesti da LandSim per calcolare il tasso di trasporto dei contaminanti in verticale possono essere inseriti cliccando sul termine “*Vertical Pathway*” del cartone animato principale. Apparirà la seguente finestra di dialogo:



Se è stato specificato che il trasporto di contaminanti è non ritardato, la casella *Retardation* apparirà in grigio, disabilitata. L'opzione *Retardation* può essere attivata tramite l'opzione **Preferences** presente nel menu **Simulate** della barra degli strumenti principale di LandSim.

La finestra di dialogo *Vertical Pathway* è divisa in tre sezioni principali:

- *Geological Unit*
- *Geometry*
- *Hydraulic Properties*

Inoltre, sono compresi tre pulsanti di opzione (diversi da 'OK', 'Cancel' ed 'Help') che portano ad ulteriori finestre di dialogo le quali richiedono ulteriori dati di input. Queste sono:

- *Retardation...*
- *Dispersion...*

Geological Unit

La prima parte della finestra di dialogo consente di specificare l'unità geologica, di cui è costituito il percorso verticale saturo.

Questa informazione viene trasmessa alla sezione riassuntiva delle caratteristiche del modello e non viene utilizzata nel calcolo.

Geometry

La seconda parte riguarda la geometria del percorso verticale. LandSim consente di esprimere l'incertezza della lunghezza del percorso e della porosità del percorso saturo verticale attraverso la definizione di appropriati PDF.

La lunghezza del percorso è lo spessore degli strati a bassa permeabilità sotto la tavola d'acqua in cui si verifica il flusso verticale.

L'intervallo per questo parametro dovrebbe riflettere le variazioni misurate nello spessore degli strati, le fluttuazioni annuali nella falda e tener conto di eventuali effetti locali di pompaggio.

La porosità del percorso (porosità del materiale attraverso il quale avviene il trasporto dei contaminanti) è espressa come frazione decimale e poiché LandSim assume che il trasporto dei contaminanti è del tipo plug flow, la porosità viene utilizzata per calcolare il tempo di percorrenza.

Hydraulic Properties

La terza parte della finestra di dialogo consente di immettere la conducibilità idraulica del percorso verticale anche attraverso la definizione di PDF.

Retardation

Il pulsante “*Retardation*” sarà disabilitato se è stato scelto un modello non ritardato.

Se per il modello si è scelta l'opzione di considerare il ritardo dei contaminanti, allora la finestra di dialogo è accessibile cliccando sul pulsante “*Retardation..*”.

Questa finestra di immissione dati è identica a quella sopra descritta nel paragrafo relativo alla zona insatura.

Dispersion

Il pulsante “*Dispersion..*” viene utilizzato per simulare gli effetti della tortuosità sul processo di trasporto per avvezione dei contaminanti nella falda acquifera.

L'immissione dei dati in questa finestra è identica a quella descritta in modo completo nel paragrafo relativo alla zona insatura del presente capitolo.

8.4.3. PERCORSO DI FALDA

LandSim richiede alcuni parametri per calcolare il trasporto dei contaminanti, sia in direzione verticale che orizzontale, attraverso il percorso di falda al di sotto della discarica e questi possono essere inseriti in due modi:

- cliccando sulla freccia azzurra presente nella finestra *Area di dominio*;
- cliccando sul termine *Aquifer Flow* presente nella finestra *Source Term Components*.

In entrambi i casi, apparirà la seguente finestra di dialogo:

The screenshot shows the 'Aquifer Pathway' dialog box. It is divided into three main sections:

- Geological Unit:** A dropdown menu currently showing 'Aquifer'. To the right are buttons for 'Dispersion...' and 'Retardation...'.
- Geometry:** This section contains a sub-dialog for 'Phase 1 | Phase 2' with the following fields:
 - Pathway Length [m]: UNIFORM(100.0, 1000.0)
 - Pathway Width [m]: #UNDEFINED?
 - Mixing Zone Thickness [m]: #UNDEFINED?
 - Calculate Mixing Zone:
 - Pathway Porosity: #UNDEFINED?
- Hydraulic Properties:** Contains two fields:
 - Conductivity [m/s]: #UNDEFINED?
 - Regional Gradient: #UNDEFINED?

At the bottom right, there are three buttons: 'OK', 'Cancel', and 'Help'.

Se è stato specificato che il trasporto di contaminanti è non ritardato, la casella *Retardation* apparirà in grigio, disabilitata. L'opzione *Retardation* può sempre essere attivata tramite la voce **Simulate Preferences** attraverso la barra degli strumenti principale di LandSim.

La finestra di dialogo *Aquifer Pathway* è divisa in tre sezioni principali:

- *Geological Unit*;
- *Geometry* (potrebbe essere necessario inserire dati differenti per ogni fase, ma LandSim suggerirà la lunghezza del percorso sulla base delle informazioni della finestra Area di dominio)
- *Hydraulic Properties*.

Inoltre, sono compresi due pulsanti di opzione (diversi da 'OK', 'Cancel' ed 'Help') che portano ad ulteriori finestre di dialogo le quali richiedono ulteriori dati di input. Queste sono:

- *Retardation...*
- *Dispersion...*

Le tre sezioni principali e i due pulsanti della finestra di dialogo *Aquifer Pathway* sono descritti di seguito.

Geological Unit

La prima parte della finestra di dialogo consente di specificare l'unità geologica, di cui è costituito il percorso verticale saturo. Questa informazione viene trasmessa alla sezione riassuntiva delle caratteristiche del modello, ma non viene utilizzata nel calcolo.

Geometry

La seconda parte del modulo permette di inserire i dati che descrivono la geometria del percorso di falda. LandSim permette di esprimere l'incertezza nella lunghezza, nella larghezza e nello spessore della zona di miscelazione di falda attraverso l'inserimento di una adeguata PDF.

È possibile scegliere tra la definizione o il calcolo della zona di miscelazione di falda dell'acquifero. È possibile inserire direttamente il valore (oppure PDF), oppure ottenere da LandSim il calcolo della zona di mescolamento in base al valore della dispersività verticale.

Se si seleziona l'opzione "***Calculate Mixing Zon***", sarà necessario fornire il valore della dispersività verticale e dello spessore dell'acquifero. Quest'ultimo è inserito soltanto come limite allo spessore della zona di miscelazione, la quale non può essere superiore allo spessore dell'acquifero.

La lunghezza del percorso è la distanza, misurata lungo una linea di flusso delle acque sotterranee, tra la discarica e il recettore. La lunghezza del percorso dipende dal più vicino recettore con gradiente idraulico più basso (esempio: conformità o pozzo astratto, o fiume), con il recettore che fornisce un collegamento tra la geosfera e della biosfera. La lunghezza del percorso può essere utilizzata anche per definire punti intermedi all'interno del sistema, nei quali possono essere calcolati sia le concentrazioni di contaminanti che i tempi di percorrenza.

LandSim normalmente sulla base delle informazioni inserite nella finestra Area di dominio calcola questi valori come una distribuzione uniforme. È possibile modificare questi valori se è necessario.

Se si immettono valori che sono internamente incoerenti (cioè se le distanze definite per più fasi sono differenti ma la visualizzazione sull'Area di Dominio indica che siano le stesse), LandSim utilizzerà i valori immessi nella fase 1 come stima migliore ed ignorerà quelli delle altre fasi.

Il punto del recettore deve essere a valle di tutte le fasi che vengono modellate (gradiente idraulico decrescente). Se esso si trova a monte (con gradiente idraulico maggiore) il modello non verrà eseguito.

Se si immette un valore dello spessore della zona di miscelazione, non c'è bisogno inserirne uno per la dispersività verticale, ma è necessario assicurarsi che il valore immesso sia ragionevole.

Nel determinare lo spessore della zona di miscelazione, bisogna tenere conto delle fluttuazioni di falda (idrogrammi), della eventuale presenza di zone ad elevata permeabilità in prossimità della falda (tronchi di pozzi) e delle variazioni litostratigrafiche locali che potrebbero limitare il mescolamento verticale.

Poiché LandSim presume che il trasporto dei contaminanti è del tipo plug flow, la porosità del percorso di falda - espressa come frazione decimale - viene utilizzata per calcolare i tempi di percorrenza in falda.

Se, per esempio, si ritiene che il trasporto dei contaminanti avvenga principalmente lungo fessurazioni dello strato acquifero poroso, questo si dovrebbe riflettere sui valori adottati (cioè una porosità efficace basata sulla porosità delle fessure)

La larghezza, che completa la definizione della geometria del percorso di falda, è usata da LandSim per calcolare il volume di flusso delle acque sotterranee.

Il modo più semplice per determinare questo valore è quello di disegnare le linee di flusso su una mappa piezometrica della falda acquifera colpita, considerando come larghezza del percorso, la distanza perpendicolare massima tra le linee di flusso che passano sotto il sito.

Hydraulic Properties

La terza parte di questa finestra di dialogo si riferisce alle proprietà idrauliche della falda acquifera.

La conducibilità idraulica dell'acquifero è utilizzata per calcolare la velocità con cui scorrono le acque sotterranee e, quindi, di quanto viene diluito il percolato nella falda acquifera.

Pertanto, i valori immessi dovrebbe riflettere la conduttività idraulica del volume di acquifero in cui si mescolano i contaminanti.

I valori, di norma, dovrebbero essere immessi come una PDF logaritmica.

Il gradiente idraulico delle acque sotterranee della regione oggetto di indagine, che può essere ottenuto dalle mappe piezometriche, è anche utilizzato nel calcolo del flusso di falda.

Deve essere immesso come frazione decimale; dovrebbe essere usata una PDF lineare.

LandSim non è (ancora) in grado di correlare le distribuzioni di input.

Dato che esiste un certo grado di correlazione tra il gradiente idraulico e la conducibilità idraulica, può essere opportuno tenere conto dell'incertezza insita nella determinazione di questi due parametri interamente all'interno del valore di conducibilità idraulica e immettere un valore unico per il gradiente idraulico.

Retardation

Se si è scelto di eseguire un modello non ritardato, il pulsante “*Retardation..*” sarà disabilitato.

Se per il modello si è scelta l'opzione di considerare il ritardo dei contaminanti, allora la finestra di dialogo è accessibile cliccando sul pulsante “*Retardation..*”.

Questa finestra di immissione dati è identica a quella utilizzata per la zona insatura e per il percorso saturo verticale.

Dispersion

Il pulsante “*Dispersion..*” viene utilizzato per simulare gli effetti della miscelazione nella zona satura tra il percolato e le acque sotterranee incontaminate, sia lungo la direzione del flusso (dispersione longitudinale) che perpendicolarmente alla direzione del flusso (dispersione trasversale). La dispersione longitudinale è importante per valutare l'istante iniziale di penetrazione dei contaminanti nella tavola di acqua.

Se si seleziona l'opzione “*Calculate Mixing Zone*”, si dovrà anche fornire un valore di dispersione verticale. In mancanza di dati sito specifici affidabili, come regola generale, si raccomanda che il valore di dispersione longitudinale usato deve essere circa il 10% della lunghezza del percorso, il valore della dispersione laterale intorno al 3 % della lunghezza del percorso e il valore di quella verticale circa l'1 %.

Tuttavia, relazioni empiriche sono state suggerite in alternativa (Xu et al, 1995).

In alcuni casi, specialmente quando si tratta di falde acquifere stratificate, il valore di dispersione verticale può essere molto inferiore ai valori sopra indicati.

Se non si inserisce alcun valore in questo campo, LandSim calcola i valori appropriati in base alla lunghezza del percorso.

CAPITOLO 9

MODELLAZIONE TRAMITE LANDSIM 2

CAPITOLO 9

9.1. PARAMETRI GENERALI

Il bersaglio recettore della presente valutazione dei rischi derivanti dal percolato è la falda acquifera che scorre sotto la discarica, ad una profondità di circa 150 m al di sotto del piano campagna, con direzione di scorrimento da N-W verso S-E.

Poiché il bersaglio recettore considerato si trova nelle immediate vicinanze della sorgente di contaminazione, l'**area di dominio** scelta per la presente analisi è quella corrispondente al rettangolo avente dimensioni $X = 800$ m (lungo la direzione del flusso di falda) e $Y = 2000$ m (lungo la direzione ortogonale), e contenente tutta l'area di discarica.

Quest'ultima comprende, oltre alla vasca attualmente in funzione, anche l'area destinata ai servizi accessori, quella relativa alla vecchia discarica e la nuova area attualmente non utilizzata.

È stata modellata solo la fase discarica in funzione avente dimensioni della superficie superiore pari a 100×200 m e dimensioni della base 90×180 m, divisi in due vasche.

Si noti che solitamente la procedura di analisi di rischio considera la porzione non satura di sottosuolo come un terreno granulare poroso. Tuttavia nel caso oggetto del presente studio, per quanto riguarda i parametri idraulici del terreno, sia nella zona non satura che nell'acquifero, si riscontrano formazioni carbonatiche fratturate.

In questo caso, l'infiltrazione non avviene uniformemente, ma secondo le vie preferenziali di deflusso, dettate da piani di frattura che formano un reticolo di "lamine" che drenano l'acqua verso il basso.

In questo ambito, un caso particolare è dato dalle rocce carsiche, ossia che presentano una fitta rete di condotti sotterranei (anche molto sviluppati, fino alla formazione di vaste grotte sotterranee), prodotti dalla dissoluzione della roccia per opera proprio delle acque circolanti.

In pratica, l'acqua non si muove tanto nelle fratture quanto soprattutto nei condotti carsici, acquistando così una velocità di migrazione notevole.

Al fine di definire il moto dell'eventuale contaminante infiltratosi in un terreno roccioso fratturato, si dovrebbe considerare la porosità secondaria o per fratturazione, la quale viene generalmente

acquisita dalla roccia successivamente alla sua formazione e può essere dovuta ai processi di deformazione della crosta terrestre o ai processi di degradazione della roccia legati ad effetti termici, all'azione solvente delle acque, ecc. [Celico P., 1986].

Sarebbe inoltre importante conoscere l'entità delle fratturazioni presenti, al fine di stimare la velocità effettiva dell'acqua, ma anche la geometria e la disposizione di tali fessure all'interno del terreno roccioso. Solitamente nel caso di terreni rocciosi fratturati, si trascura il valore del contenuto volumetrico di acqua.

Nel caso specifico di cui trattasi è stato scelto di eseguire il modello simulato da LandSim selezionando terreni granulari e si è associato un valore della conducibilità idraulica pari ai valori misurati in quella specifica area, dell'ordine di:

- **$K = 1 \times 10^{-3}$ m/sec, per la formazione Ragusa che costituisce l'acquifero;**
- **$K = 1 \times 10^{-5}$ m/sec, per le formazioni carbonatiche degli strati soprastanti.**

9.2. IL MODULO RECETTORE

I risultati dell'AdR applicata ad una discarica sono forniti da questo modulo. Il modulo diventa attivo, una volta che la simulazione del trasporto in falda è stata conclusa. Una volta introdotta la distanza del recettore scelto dalla sorgente di contaminazione, l'applicativo calcola i livelli dei contaminanti al recettore definito, fornendo i livelli di contaminazione della risorsa idrica sotterranea e calcolando il rischio associato alla contaminazione. Successivamente si può verificare l'accettabilità del rischio calcolato.

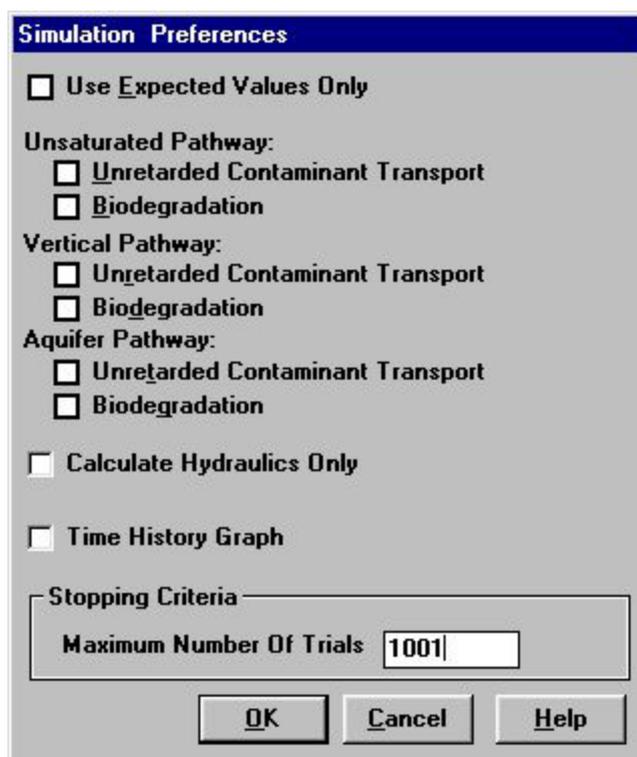
Nel seguito viene esposto il funzionamento del modulo dell'esposizione alla contaminazione con specificati i parametri in ingresso necessari per la sua simulazione.

Il software, ai fini della valutazione del rischio, richiede di fornire la distanza del recettore dal confine della discarica (si tratta del confine più vicino al recettore stesso considerato lungo la direzione di flusso della falda). Ai fini dell'applicazione delle norme italiane, il recettore può essere considerato quello che le norme stesse indicano come punto di conformità.

Una volta introdotto tale valore i parametri necessari al modulo recettore sono completi.

Se i valori non sono validi o se ci sono ancora parametri di input di cui LandSim necessita prima che il modello possa essere eseguito, verrà mostrato un elenco di ulteriori dati di input richiesti.

Per prima cosa, verificare che i processi che si desidera prendere in considerazione sono stati attivati. Dal menu principale sotto *Simulate*, selezionare *Preferenze*; le seguenti informazioni verranno visualizzate:



Per ciascun percorso vi è la possibilità di avere contaminanti in movimento alla stessa velocità delle acque sotterranee (unretarded) o ritardati (Se si seleziona la seconda opzione sarà necessario fornire i valori di K_d per ogni specie).

Si ha anche l'opzione per attivare la biodegradazione se si è convinti che determinate specie si biodegraderanno nelle condizioni che esistono in ciascun percorso.

Si avrà anche la possibilità di definire il numero di iterazioni che il modello eseguirà durante la simulazione.

Il numero di esecuzioni influenzerà l'accuratezza delle previsioni fatte da LandSim.

Si potrebbe desiderare di ridurre il numero di iterazioni, mentre il modello viene creato e modificato, prima di intraprendere un modello finale eseguito con un maggior numero di iterazioni. LandSim permette di scegliere il numero dei processi (iterazioni) da utilizzare nella simulazione Monte Carlo.

Con un numero maggiore di iterazioni intraprese, un numero maggiore di scenari saranno stati creati e utilizzati per testare la discarica.

Tuttavia, maggiore è il numero di iterazioni, più tempo ci vorrà per eseguire il modello e una decisione dovrà essere presa circa il numero massimo ritenuto accettabile di iterazioni che vengono eseguite.

Se i risultati della modellazione devono essere esaminati ad un livello di confidenza specifico, esiste un numero minimo teorico di iterazioni che devono essere effettuate.

Per esempio, se i risultati sono stati esaminati a un livello di confidenza del 95%, allora per ogni uscita (ad esempio, dispersione) 10 valori di dispersione devono essere al di sopra del livello di confidenza del 95% per garantire che questi valori elevati siano rappresentativi.

Se si verifica che meno di 10 iterazioni forniscono risposte al di sopra del livello di confidenza del 95%, i risultati della previsione potrebbero essere derivati selezionando dalle distribuzioni degli input i valori outlying (fuori linea, estremi). Per definizione, ci dovranno essere anche 190 valori di dispersione al di sotto del livello di confidenza del 95%. Per ottenere risultati ragionevoli a un livello di confidenza del 95%, quindi, devono essere selezionate più di 200 iterazioni.

Se i risultati devono essere esaminati a un livello di confidenza del 99%, allora si applica lo stesso ragionamento e la simulazione della discarica dovrebbe essere iterata più di 1000 volte.

La seguente tabella indica il numero di iterazioni richieste per gli altri livelli di confidenza.

Livello di confidenza (%)	Minimo numero teorico di iterazioni
1	1001
5	201
10	101
50	21
90	101
95	201
99	1001

Sulla base dei requisiti di cui sopra LandSim regola l'output, dal calcolo della concentrazione in funzione del tempo.

Utilizzando la regola generale che 10 realizzazioni devono trovarsi al di sopra del limite di confidenza scelto, se sono state eseguite solo 500 iterazioni, al momento delle stampe si potrà notare che per il livello di confidenza visualizzato non comparirà il 99 %.

L'Agenzia per l'ambiente inglese di norma desidera che vengano utilizzate almeno 1001 iterazioni per un modello definitivo da allegare a corredo di una presentazione ufficiale.

Si raccomanda che l'opzione time history sia disabilitata affinché il tempo necessario per l'esecuzione del modello sia quello riportato nella seguente tabella.

A causa dei lunghi tempi di esecuzione, Release 2 presenta una serie di opzioni aggiuntive per accelerare la procedura generale di modellazione.

Se, prima della valutazione dell'impatto, si desidera ottimizzare la scelta della barriera artificiale e del sistema di drenaggio, è possibile selezionare l'opzione "*Calculate Hydraulics Only*" (solo calcolo idraulico).

Questo velocizza la simulazione, ma fornisce solo output relativi alla testa del percolato, al volume delle perdite ed ai tempi di percorrenza.

La causa principale della lenta esecuzione di Release 2 sono i calcoli effettuati da LandSim per sviluppare il **Time History Graphs** (grafico dell'evoluzione temporale).

Ciò è dovuto al metodo di modellazione che utilizza la trasformata di Laplace.

Al fine di generare un quadro accettabilmente accurato del movimento dei contaminanti attraverso i vari percorsi, con il decadimento della sorgente abilitato, e consentendo la dispersione e il ritardo nei percorsi, un gran numero di gradini di tempo supplementari devono essere considerati (in aggiunta a quelli selezionati dall'utente).

È raccomandato, pertanto, una volta che il rivestimento e il sistema di drenaggio sono stati ottimizzati, eseguire il modello (utilizzando un numero di iterazioni compreso tra 100 e 500) con l'opzione per la generazione del **Time History Graphs** (grafico dell'evoluzione temporale) abilitata (per fare ciò è necessario deselezionare l'opzione *Calculate Hydraulics Only*).

I risultati possono poi essere interrogati (in particolare i **Contaminant History Graphs** - grafici sulla storia dei contaminanti) per determinare il tempo di massimo impatto.

Dopo aver determinato queste informazioni, è possibile selezionare intervalli di tempo appropriati attraverso **Options**, voce di menu **Choose Timeslices...** (vedi sotto) e quindi disattivare l'opzione **"Time History Graph"**.

Le esecuzioni successive possono essere intraprese con una velocità di elaborazione più rapida.

Per assistere nella determinazione del tempo necessario per eseguire un modello, la seguente tabella fornisce un'indicazione dei tempi presi su un computer da 200 MHz per diverse opzioni di esecuzione e le variabili che influenzano la fase di esecuzione

Il modello considerato riguarda siti con uno o due rivestimenti compositi, declino del termine sorgente abilitato e considerando una modalità di trasporto ritardata.

Opzioni	Scenario	Fattori che influenzano il tempo di esecuzione	Tempo di esecuzione approssimato per 100 iterazioni
Hydraulics only	1 Phase 1 Contaminant	No. of Phases	4 seconds
Hydraulics only	2 Phases 2 Contaminants	No. of Phases	8 Seconds
Time History on	1 Phase 1 Contaminant	No. of Phases + No. of Contaminants	120 Second
Time History on	2 Phases 2 Contaminants	No. of Phases + No. of Contaminants	240 Seconds
No options selected	1 Phase 1 Contaminant	No. of Phases + No. of Contaminants	13 Sec
No options selected	2 Phases 2 Contaminants	No. of Phases + No. of Contaminants	50 Sec

Utilizzando la tabella è possibile fare una stima proporzionale del tempo di esecuzione per opzioni differenti. Per esempio, modellando 4 specie di contaminanti e 3 fasi di discarica l'esecuzione 1000 iterazioni prenderà:

- 2 minuti per l'opzione solo calcolo idraulico;
- 26 minuti con nessuna opzione specificata;
- 4 ore per la storia cronologica.

Si consiglia pertanto di eseguire un numero minore di iterazioni se si richiede l'output evoluzione temporale.

Bisogna anche essere consapevoli che la quantità di spazio necessaria per i file temporanei sul disco rigido può essere anche di grandi dimensioni se vi è la necessità di modellare un gran numero di fasi e una lunga lista di specie.

Lo spazio occupato dai file temporanei potrebbe facilmente superare l'ordine dei 100 Mb, se un grande numero di iterazioni vengono eseguite.

Non vi è alcun bisogno reale di grandi tempi di esecuzione e grandi dimensioni di spazio di archiviazione dei file temporanei, se le procedure di modellazione di cui sopra vengono seguite.

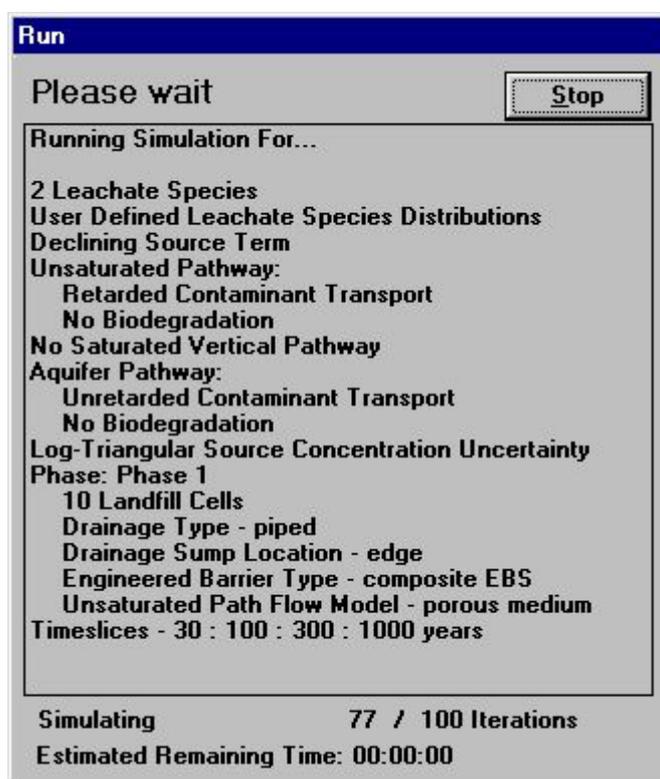
9.3. ESECUZIONE DEL MODELLO

Dopo aver selezionato le opzioni desiderate, quindi, è possibile eseguire il modello.

Per fare ciò selezionare Run dal menu Simulate o premere F5

Se il modello è stato di recente modificato e non ancora salvato vi sarà chiesto di consentire LandSim di salvare il file prima dell'esecuzione utilizzando il nome del file corrente

Se si desidera modificare il nome del file è possibile interrompere il processo di esecuzione premendo il pulsante *Cancel* e utilizzare il menu File per salvare il file con un nuovo nome utilizzando l'opzione *Salva con nome ...*. Se si è soddisfatti, per poter continuare è sufficiente premere il pulsante OK; apparirà la seguente schermata:



Il messaggio che viene visualizzato fornisce un breve riassunto dell'esecuzione del modello, fornisce informazioni dettagliate sull'avanzamento del modello attraverso il numero residuo di iterazioni, e dà un'indicazione approssimativa della quantità di tempo necessaria per completare l'esecuzione.

Al termine dell'esecuzione del modello sarà disponibile il menu *Result*.

Il tipo e l'entità dei risultati disponibili dipenderà dalle opzioni selezionate quando il modello è stato impostato.

9.4. FUNZIONE *EXPECTED VALUES*

Oltre ai risultati completi, compresi quelli generati dall'analisi Monte Carlo, è anche possibile ottenere l'equivalente di un calcolo deterministico accedendo alla funzione che viene definita “*Expected Values*”. Questi valori essenzialmente vengono calcolati attraverso un'unica iterazione, effettuata prelevando da ciascuno dei campi di input il valore medio o il valore più probabile.

Per ottenere questi risultati sarà necessario selezionare *Expected Values* all'interno del menu *Simulate Preferences* e, se si richiedono risultati di concentrazione, sarà anche necessario selezionare l'opzione *Time History Graph*. Se non viene selezionata questa opzione si riceveranno solo risultati idraulici e il tempo di percorrenza.

Dopo aver selezionato le relative opzioni è necessario eseguire il modello. Il format dell'output (disponibile dal menu *Result*) è il seguente:

Results : Expected Values

Phase 1

Engineered Barrier System

Max Head [m] 0.07

Flow Through EBS [l/day] 20

Maximum Species Concentration At Receptor

[2 Species Present] [mg/l] After

1,2-dichloroben	[Absent]	
2 chlorophenol	[Absent]	
2,4,6-trichloro	[Absent]	
Aldrin	[Absent]	
Ammoniacal N	[Present]	2.04E-3
Arsenic	[Present]	4.07E-5
Atrazine	[Absent]	

Unsaturated Pathway Travel Time for Phase 299.03 [Years]

Travel Time To Receptor 593.38 [Years]

OK Help

Per ciascuna fase che è stata modellata, verrà fornito dal programma il massimo battente idraulico di percolato (*Max Head*) ed i volumi di dispersione attraverso il rivestimento (*Flow Through EBS - Leakage*), la più alta concentrazione al recettore (durante i primi 100.000 anni) ed i tempi di trasporto fino alla base della zona insatura e fino al recettore (punto di conformità).

È opportuno notare che a causa del trattamento di dispersione all'interno del modello, è possibile che in più occasioni una concentrazione molto bassa di una specie possa essere segnalata come la

massima, anche se il tempo di percorrenza media supera i 100 mila anni (non è possibile modificare o cambiare il valore di 100.000 anni). I tempi di percorrenza riportati sono quelli relativi al contaminante evidenziato.

È possibile esportare alcuni valori calcolati durante una simulazione per un'ulteriore elaborazione al di fuori di LandSim. Possono essere esportati i seguenti dati:

- **volume di dispersione (l/giorno);**
- **concentrazione alla base del rivestimento (mg/l);**
- **concentrazione alla base della zona insatura (mg/l).**

Combinando il volume fuoriuscito con una delle concentrazioni di uscita è possibile calcolare il flusso di contaminante entrante nella zona insatura o nella falda acquifera. Questo potrebbe essere utile se si desidera sviluppare i dati di input per un altro modello, per affrontare situazioni più complesse di quelle che possono essere affrontate con LandSim e il modello concettuale in esso integrato.

Se si desidera esportare i dati verrà richiesto il nome del file.

Il formato del file di output sono valori separati da virgola (.CSV) e possono essere letti dalla maggior parte degli editor di testo e fogli di calcolo.

Oltre ai valori calcolati, nell'esportazione sono inclusi anche i dati di intestazione, contenenti il nome del file di origine dei dati (.SIM), la data in cui è stata eseguita la simulazione e le altre informazioni sul progetto che l'utente abbia incluso.

9.5. PLUME DI INQUINANTE

LandSim include la possibilità di tracciare in pianta i pennacchi dei contaminanti.

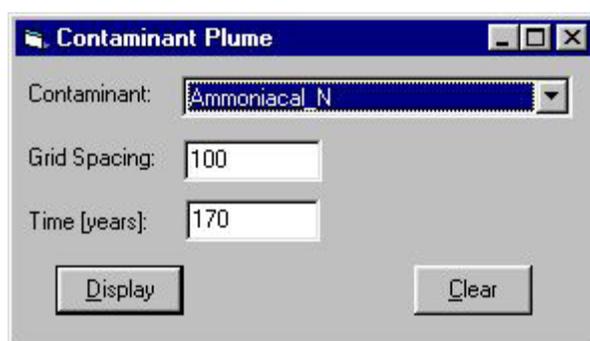
Ciò potrebbe essere utile per valutare velocemente se due discariche hanno pennacchi che si fondono, o se una o entrambe le discariche possono potenzialmente impattare un determinato recettore.

Il diagramma è generato sulla base dei valori previsti senza applicare la simulatore Monte Carlo; i risultati pertanto non riflettono alcuna incertezza.

Per generare un grafico è necessario chiudere la finestra *componenti del termine sorgente* in modo da visualizzare solo l'Area di Dominio.

La schermata di input che regola la funzione che simula il pennacchio di contaminazione è accessibile dalla voce di menù **Simulate – Contaminant Concentration Plumes**.

Verrà mostrata la finestra di dialogo di seguito riportata, attraverso la quale verrà richiesto dal programma di selezionare, la specie, le dimensioni della griglia e il tempo di simulazione, per cui si desidera tracciare il diagramma.

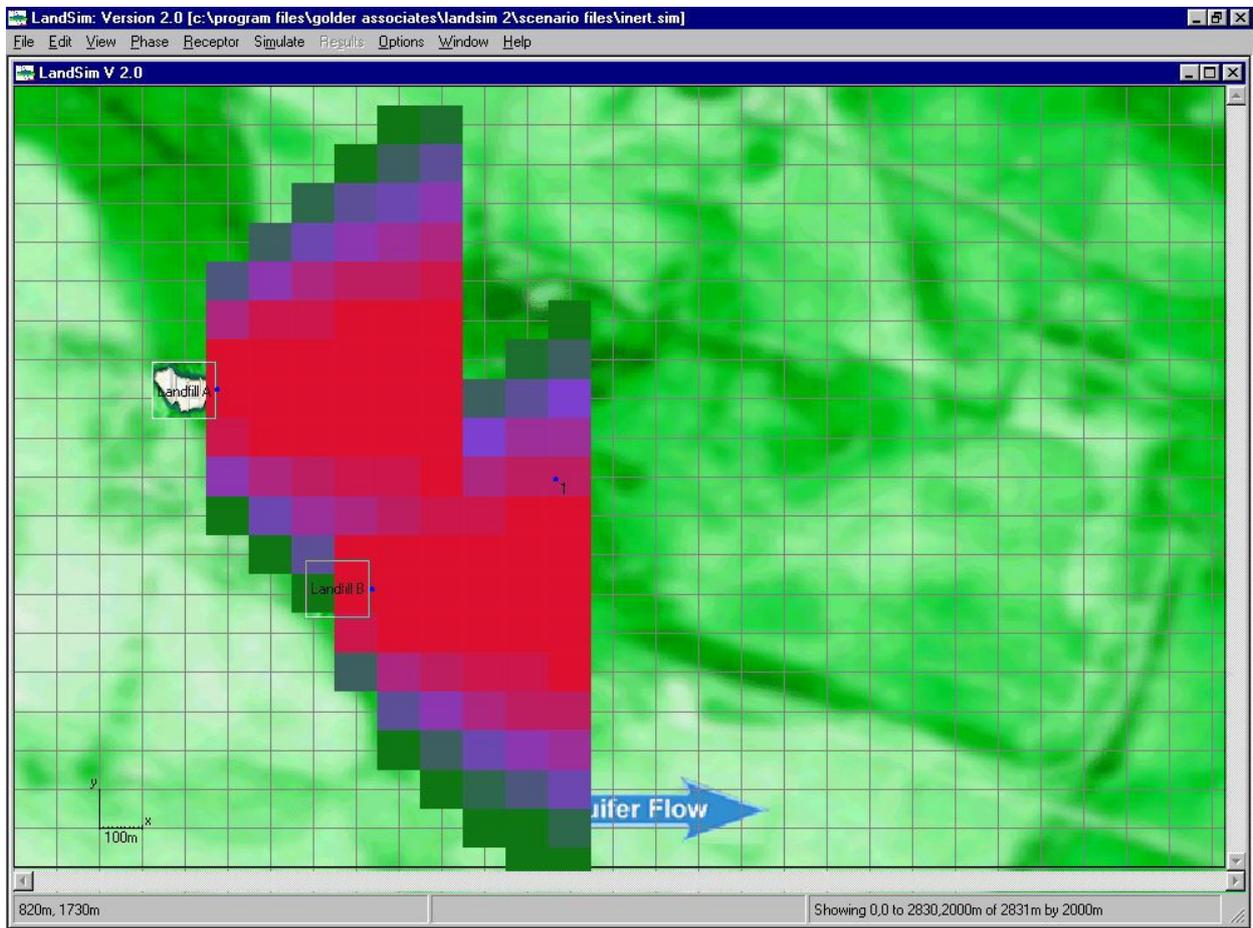
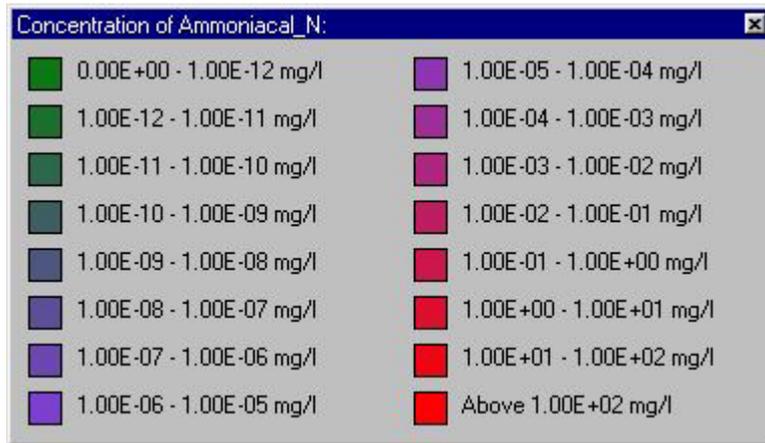


Cliccando sul menù a tendina **Contaminant**, verranno visualizzati solo quei contaminanti che sono stati precedentemente selezionati nell'inventario del percolato.

La spaziatura della griglia si riferisce alle dimensioni medie del quadrato che si desidera; se per tale parametro si seleziona un valore piccolo (ad esempio 25 m), il pennacchio generato avrà una grande precisione nei dettagli e richiederà una notevole quantità di tempo per essere generato (circa 15 minuti).

Se si seleziona una spaziatura della griglia di grandi dimensioni (ad esempio, 100 m), invece, il grafico sarà grossolano, ma verrà visualizzato in pochi secondi.

Dopo aver effettuato la selezione di tutti i parametri, è necessario premere il pulsante *Display* per creare il grafico, che apparirà simile a quello sotto riportato.



Non esiste alcuna opzione per stampare o plottare i risultati di questo output LandSim diverso dal catturare lo schermo (premendo il tasto Stamp) e incollare il risultato in un'altra applicazione Windows (es. MS Word)

A causa del metodo di calcolo ci sarà sempre un grande pennacchio generato indipendentemente dal valore di dispersività laterale o trasversale utilizzato, ma il bordo delle concentrazioni del pennacchio sarà spesso insignificante. Questa funzione è inclusa come strumento di screening per indicare una possibile scala di grandezza del plume generato, ma non costituisce valido sostitutivo di un modello sito-specifico per la falda.

9.6. INTERPRETAZIONE DEI RISULTATI

Gli output di LandSim possono essere suddivisi in tre gruppi:

- comportamento idraulico;
- tempi di percorrenza dei contaminanti;
- concentrazioni dei contaminanti nella geosfera.

Le uscite comportamento idraulico e tempi di percorrenza hanno lo scopo di aiutare a capire il modello, e questi risultati dovrebbero essere studiati prima in modo da essere sicuri che il comportamento simulato dal modello sia corretto.

Solo dopo si deve utilizzare l'output concentrazione dei contaminanti.

Tutti gli output di LandSim si presentano sotto forma di grafici probabilistici, espressi come frequenza, diagrammi cumulativi o inversamente cumulativi e/o tabelle riassuntive stampate in forma di relazione con la documentazione appropriata per il controllo della qualità.

I vari risultati ed i formati disponibili sono descritti in dettaglio nel presente capitolo insieme ad alcune indicazioni sull'interpretazione dei risultati.

In aggiunta a quanto sopra, LandSim include la possibilità di calcolare i valori attesi (*Expected Values*) e di visualizzare in pianta il pennacchio dei contaminanti previsto.

Quando una esecuzione è stata completata, i risultati possono essere visualizzati selezionando l'opzione *Results* sulla barra principale degli strumenti di LandSim.

In totale vengono visualizzati sei elementi:

- Contaminant Concentrations;*
- Time for;*
- Hydraulics;*
- Statistics;*
- Expected Values;*
- Export.*

A seconda della scelta delle preferenze di esecuzione, alcune delle voci del menu *Results* appaiono grigie e non risponde al mouse. Se il modello è stato eseguito con l'opzione *Use Expected Values Only*, le prime quattro opzioni del menu *Results* appariranno in grigio.

Se è stata selezionata l'opzione *Calculate Hydraulics Only*, l'uso del pulsante *Contaminant Concentrations* non sarà disponibile.

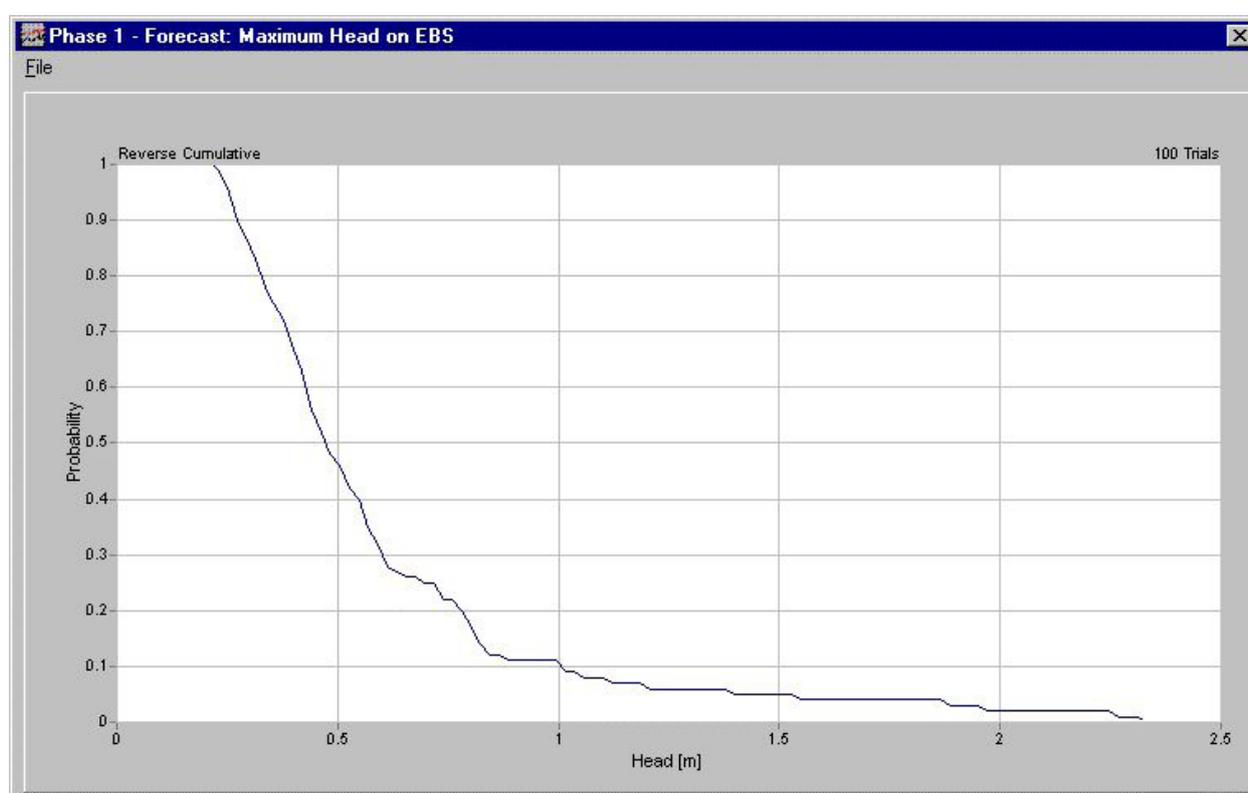
9.7. COMPORTAMENTO IDRAULICO

LIVELLO DEL PERCOLATO NELLA DISCARICA

L'altezza, o testa, del percolato al di sopra del sistema di contenimento artificiale (EBS) varia da punto a punto all'interno della discarica.

LandSim per dare un'indicazione sulla situazione complessiva riporta il massimo valore atteso.

La massima altezza di progettato dovrebbe essere nota (in genere 1 m per una discarica moderna) in modo che, esaminando la distribuzione della massima altezza calcolata è possibile verificare il grado di affidabilità del design della discarica.



Poiché i dati sono rappresentati graficamente di default in forma di probabilità cumulativa inversa (vedere la sezione su Plot Format in questo capitolo), il grafico mostra la probabilità che la testa superi un determinato valore. Il diagramma esempio di cui sopra dimostra che esiste una probabilità di 0,1 (10% di probabilità) che la testa massima sarà superiore a 1 m.

Dal momento che ogni fase della discarica potrebbe avere copertura e impianto di drenaggio del percolato differenti, la testa sulla EBS deve essere calcolata separatamente per ogni fase.

Per impostazione predefinita LandSim mostra il risultato per la fase 1. Se è stata specificata più di una fase, la testa sulla EBS per le altre fasi può essere selezionata cliccando sull'opzione File nell'angolo in alto a sinistra del grafico, seguito da Plot ed evidenziando il numero di fase.

Poiché è ormai ampiamente riconosciuto che non esiste ad esempio un sistema di rivestimento a tenuta stagna delle discariche, è necessario accertare quanta perdita ci potrebbe essere.

Questo è calcolato all'interno di LandSim ed è qualcosa che dovrebbe essere sempre considerato quando si controlla il modello. Il diagramma della dispersione dalla EBS mostra il tasso di perdita previsto, in litri al giorno, che avviene attraverso l'EBS per l'intera fase.

Dal momento che ogni fase della discarica può avere diversa EBS e diverso livello del percolato, la perdita deve essere calcolata separatamente per ogni fase.

Per impostazione predefinita LandSim mostra il risultato per la fase 1. Se è stata specificata più di una fase, la testa sulla EBS per le altre fasi può essere selezionata cliccando sull'opzione File nell'angolo in alto a sinistra del grafico, seguito da Plot ed evidenziando il numero di fase.

Poiché i dati sono rappresentati graficamente per impostazione predefinita in forma cumulativa inversa, il grafico mostra la probabilità che la perdita di percolato superi una determinata velocità.

La diluizione del percolato uscito dalla discarica può essere importante in molte situazioni e deve essere sempre considerata accuratamente.

La diluizione riportata da LandSim rappresenta il rapporto tra il tasso di rilascio di percolato dalla EBS e la portata nello strato acquifero, immediatamente a monte del sito.

È necessario essere consapevoli che il rapporto di diluizione riportato può essere solo una guida orientativa ai fini della previsione delle concentrazioni di contaminanti conseguenti, in particolare dove c'è una concentrazione di fondo dei contaminanti, o un relativamente alto tasso di rilascio di percolato.

Il rapporto di diluizione viene considerato costante per tutta la vita della discarica, in quanto gli input che incidono (tipo EBS, la testa, il tasso di infiltrazione e il flusso acquifero) sono tutti considerati allo stato stazionario.

Dal momento che ogni fase della discarica può avere un diverso tasso di perdita, la diluizione deve essere calcolata separatamente per ogni fase.

Per impostazione predefinita LandSim mostra il risultato per la fase 1. Se è stata specificata più di una fase, la diluizione per le altre fasi può essere selezionata cliccando sull'opzione File nell'angolo in alto a sinistra del grafico, seguito da Plot ed evidenziando il numero di fase.

Poiché i dati sono rappresentati graficamente per impostazione predefinita in forma cumulativa inversa, il grafico mostra la probabilità che il rapporto di diluizione superi un determinato valore.

È importante conoscere il flusso di falda che è stato calcolato direttamente nella falda acquifera sottostante la discarica in modo da poter garantire che i parametri di input dell'acquifero siano ragionevoli, e che il flusso delle acque sotterranee calcolato non è molto di più o molto meno di quanto previsto.

Inoltre, in alcuni casi (forse dove il vostro sistema geologico non corrisponde direttamente alle ipotesi contenute in LandSim), si potrebbe voler utilizzare alcuni dei risultati di LandSim, come ad esempio perdite attraverso l'EBS, in un'altra applicazione. In questo caso, sarà utile disporre di una determinazione probabilistica del flusso di falda.

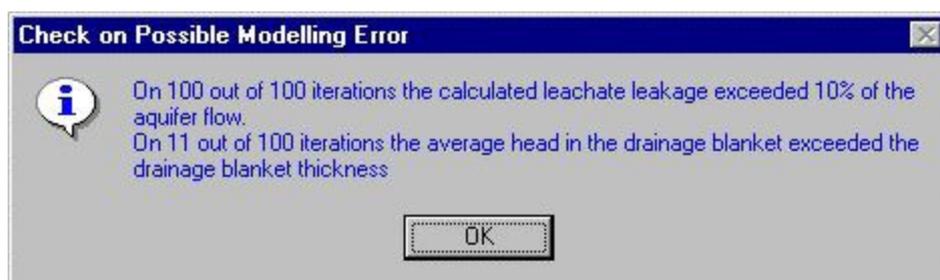
Il diagramma *Aquifer Flow* mostra il flusso nello strato acquifero sottostante la fase, espresso in mc/anno. Dal momento che ogni fase della discarica può avere diverso spessore, il flusso di falda deve essere calcolato separatamente per ogni fase.

Per impostazione predefinita LandSim mostra il risultato per la fase 1. Se è stata specificata più di una fase, il flusso di falda per le altre fasi può essere selezionata cliccando sull'opzione File nell'angolo in alto a sinistra del grafico, seguito da Plot ed evidenziando il numero di fase.

Poiché i dati sono rappresentati graficamente per impostazione predefinita in forma cumulativa inversa, il grafico mostra la probabilità che il flusso di falda superi un determinato valore.

Poiché l'input di LandSim si riferisce ad una visione regionale del movimento delle acque sotterranee, ciò implica che la perdita della discarica non turba il sistema regionale delle acque sotterranee.

LandSim controlla in automatico per vedere fino a che punto questa ipotesi possa considerarsi valida, confrontando il tasso di rilascio del percolato con il flusso delle acque sotterranee attraverso della falda sottostante il sito in esame. Se l'ipotesi è violata per più del 10 % delle realizzazioni, LandSim, una volta che la simulazione è stata completata, visualizza un messaggio di avviso automatico come quello di seguito riportato.



Il messaggio è accessibile in qualsiasi momento utilizzando *Results - Hydraulics – Leakage / Aquifer Flow*.

Un errore che mostra che il 5% delle iterazioni ha avuto un tasso di perdita calcolata in eccesso del 10% del flusso di falda sarebbe di poco interesse.

Se, invece, il modello ha mostrato che, ad esempio, il 50% delle iterazioni ha avuto un tasso di perdita calcolata in eccesso del 10% del flusso di falda, questo suggerirebbe che il modello potrebbe essere sbagliato e che gli input devono essere riesaminati.

Il gradiente idraulico regionale potrebbe essere troppo basso, o la perdita troppo grande.

Naturalmente, se avete a che fare con un aquitard sarà aspettarsi l'ipotesi a essere violato e la vostra stima del gradiente idraulico avrebbe dovuto comprendere l'effetto delle perdite attraverso l'EBS. In questa situazione, semplicemente ignorare il messaggio di avviso.

TEMPI DI TRASPORTO

Uno degli aspetti del trasporto dei contaminanti a cui si può essere interessati è il tempo impiegato dal contaminante per raggiungere la tavola di acqua / recettore.

Poiché LandSim include gli effetti della dispersione, la questione del tempo di percorrenza non è semplice, e LandSim riporta un tempo di percorrenza ipotizzando un moto di tipo **plug flow**. (descritto nel Capitolo 6).

Nell'esaminare i tempi di percorrenza, si dovrebbe ricordare che il tempo di percorrenza plug flow non è il momento in cui un primo incremento della concentrazione dei contaminanti può essere rilevato alla tavola d'acqua/recettore, né è necessariamente il momento in cui la concentrazione è massima. (anche se, in funzione dei valori di dispersione selezionati, i tempi di percorrenza riportati da LandSim potrebbero essere una buona approssimazione di questi punti).

I tempi di percorrenza dovrebbero essere valutati soltanto una volta che si è soddisfatti degli aspetti idraulici del modello.

È importante notare che i tempi di percorrenza sono fortemente influenzati dai processi di ritardo.

A meno che non sia stata selezionata la modalità non ritardata per ciascuno dei tre percorsi utilizzati in LandSim (zona insatura, percorso verticale e percorso di falda), due tempi di percorrenza saranno disponibili per ciascun contaminante - ritardato e non.

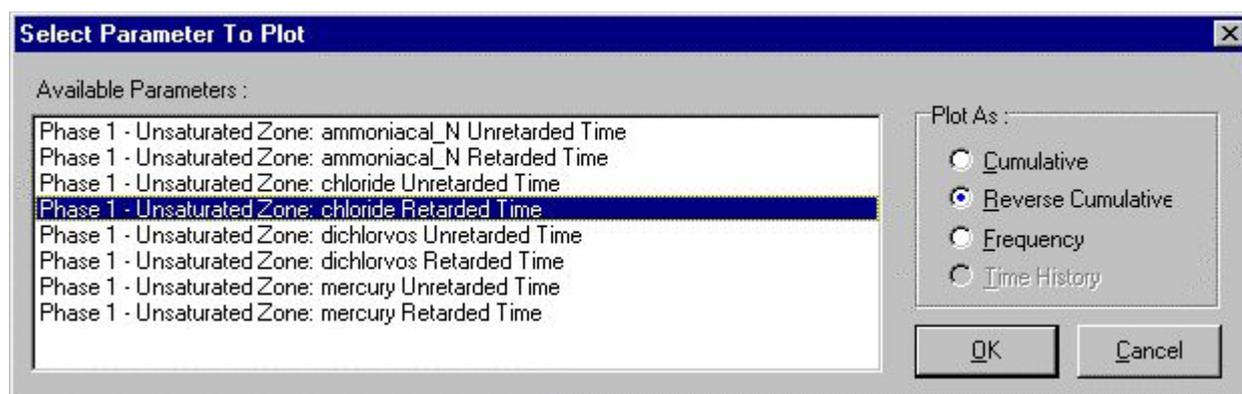
Nella modellazione in modalità ritardata, è consigliabile lavorare con un approccio *contaminante by contaminante*. Il contaminante visualizzato per impostazione predefinita, è il primo elencato nell'inventario del percolato.

Se è stata selezionata la modalità non ritardata, solo i tempi non ritardati saranno disponibili. I tempi di percorrenza non ritardati, in questo caso, saranno costanti per tutte le specie inquinanti modellate. I tempi di percorrenza riportati in LandSim non includono il tempo necessario ai contaminanti per attraversare un qualsiasi sistema di rivestimento presente alla base della discarica.

Poiché i dati, per impostazione predefinita, sono rappresentati graficamente in forma cumulativa inversa, ogni grafico mostra la probabilità che il tempo di percorrenza superi un determinato valore. Inoltre, dal momento che ogni fase della discarica può avere un diverso tasso di dispersione, i tempi di percorrenza devono essere calcolati separatamente per ogni fase.

Per impostazione predefinita LandSim mostra il risultato per la fase 1.

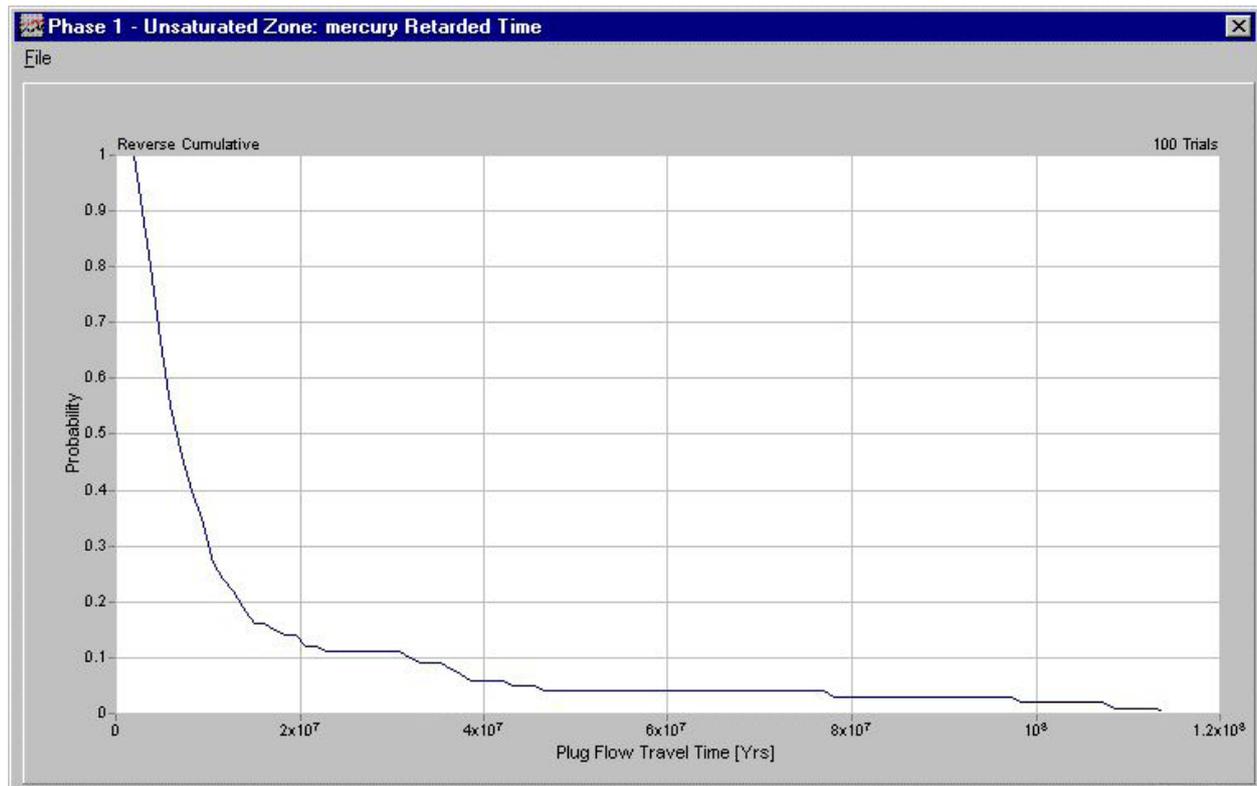
È possibile selezionare la fase, il contaminante e il tipo di percorrenza (ritardato, non ritardato), cliccando sull'opzione File nell'angolo in alto a sinistra del grafico, seguito da Plot ed evidenziando le opzioni desiderate.



ZONA INSATURA

Il tempo riportato nel diagrammato relativo al percorso nella zona insatura, rappresenta il tempo previsto, espresso in anni, per la migrazione del percolato dalla base della EBS, alla tavola d'acqua.

Il grafico riportato mostra che la probabilità che il mercurio impieghi più di 60.000.000 ($6 * 10^7$) di anni per migrare dalla base della EBS alla falda acquifera, a causa degli effetti del ritardo, è di circa il 5 %.



TEMPO DI PERCORRENZA COMPLESSIVO

Il tempo totale di viaggio nella geosfera è il tempo, espresso in anni, impiegato dal contaminante per migrare dalla base della EBS al recettore (attraverso la zona insatura, quindi il percorso verticale e infine il percorso di falda).

Il tempo non ritardato mostra il tempo di percorrenza non influenzato da tutti gli effetti dei fenomeni di ritardo; mentre il tempo ritardato (se presente) comprende anche il ritardo relativo ai percorsi per cui è stata selezionata la modalità ritardata.

CEC – Capacità di Scambio Cationico

Anche se non è un tempo di percorrenza in quanto tale, il tempo di percorrenza dell'azoto ammoniacale è fortemente influenzato dalla capacità di scambio cationico e spesso è utile esaminare per quanto tempo questo tampone chimico sarà disponibile nella EBS e zona insatura al di sotto del sito. Questa opzione sarà disponibile solo se un modello non ritardato è stato selezionato per la zona insatura.

Bisogna fare attenzione nel considerare e quantificare il fenomeno di scambio cationico come meccanismo di attenuazione. Nella maggior parte dei casi, lo scambio cationico è una reazione

reversibile e l'azoto ammoniacale potrebbe mobilitarsi nuovamente in un secondo momento e LandSim non modella tale rimobilizzazione. Spesso è preferibile modellare l'azoto ammoniacale, per quanto riguarda la migrazione, come una specie ritardata, utilizzando un valore appropriato di K_d . Un'eccezione può essere fatta dove si sa che i valori di CEC determinati sono dominati dalla argilla montmorillonitica, dove per esempio lo scambio di azoto ammoniacale con illite è scarsamente reversibile. Sono necessarie maggiori ricerche in questo settore per determinare i tempi ed i meccanismi che controllano la reversibilità di queste reazioni.

Il tempo indicato nel LandSim come **Duration CEC Available** include la capacità di scambio cationico sia della zona insatura che in qualsiasi rivestimento minerale presente nella EBS (singola o doppia).

Nei casi in cui la EBS include un componente a membrana, la perdita di percolato avviene attraverso piccoli fori e il percolato non entra in contatto con tutto il materiale di rivestimento potenzialmente disponibile per lo scambio cationico. In tali casi LandSim fa l'ipotesi (conservativa) che non c'è scambio cationico all'interno della EBS.

Lo scambio cationico nella EBS / zona insatura riduce la concentrazione di azoto ammoniacale riportata da LandSim nei seguenti modi:

- la concentrazione riportata rimane a zero fino al momento in cui la CEC si esaurisce;
- la concentrazione alla sorgente di azoto ammoniacale viene utilizzata da LandSim per il periodo di tempo successivo alla CEC;
- diminuisce e viene ridotta al di sotto della concentrazione iniziale alla sorgente (solo per l'opzione declino della sorgente).

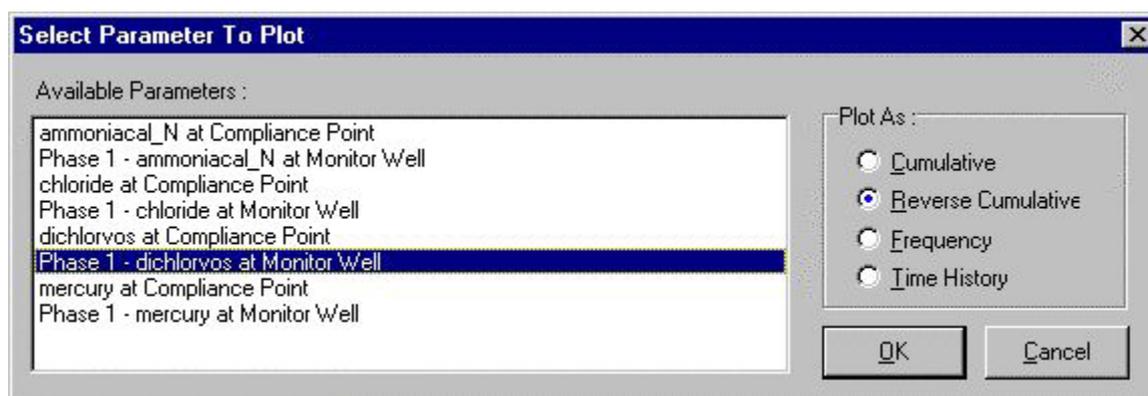
Poiché i dati sono rappresentati graficamente in forma cumulativa inversa per impostazione predefinita, il grafico mostra la probabilità che la capacità di scambio cationico nella zona insatura superi un certo numero di anni.

9.8. CONCENTRAZIONE DEI CONTAMINANTI

Le concentrazioni di agenti contaminanti possono essere i risultati di maggiore interesse, e valori delle concentrazioni sono disponibili in tre punti distinti del sistema:

- Sorgente;
- Base della zona insatura;
- Recettore (punti di conformità e di monitoraggio).

Dopo aver selezionato il punto del sistema in cui si desidera visualizzare le concentrazioni di contaminante, il contaminante, la fase e la posizione del recettore (se del caso) possono essere selezionati cliccando sull'opzione File nell'angolo in alto a sinistra del grafico, seguito da Plot ed evidenziando l'opzione desiderata:



Per impostazione predefinita LandSim mostra il risultato per l'impatto sul punto di conformità, relativo al contaminante elencato per primo nell'inventario del percolato.

Se in discarica vi è più di 1 cella è estremamente importante che sapere ciò che viene tracciato.

Il punto di conformità mostra l'impatto cumulativo di tutte le fasi della discarica, mentre quello di monitoraggio *Monitor Well* mostra solo l'impatto generato dalla fase di discarica a cui è associato; non mostra l'impatto di nessuna delle altre fasi.

L'output *Monitor Well* è incluso in modo da poter vedere quale cella di discarica sta avendo il maggiore impatto.

Il valore al punto di conformità rappresenta l'impatto previsto sulle acque sotterranee, ed è proprio questo output che è importante per valutare i risultati di una simulazione di LandSim.

LandSim rappresenta le concentrazioni dei contaminanti in due modi:

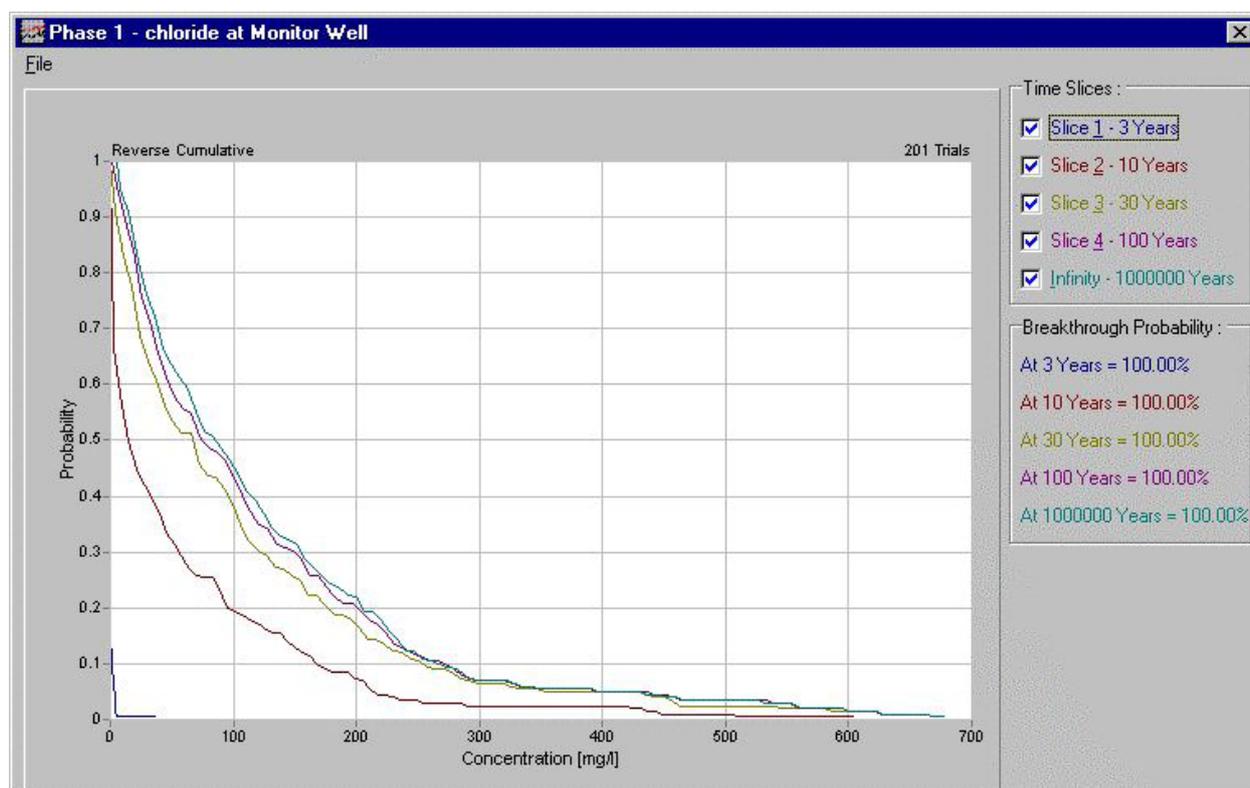
- un diagramma dell'incertezza (probabilità) in funzione della concentrazione in un tempo specifico futuro (sia come grafico cumulativo, inverso cumulativo o di frequenza), oppure
- un diagramma della concentrazione in funzione del tempo in percentili specifici (*Time History*).

Ogni tipo di diagramma rappresenta le stesse informazioni, essi saranno discussi separatamente.

Ci sono due opzioni di menu che consentono di scegliere la modalità con cui si desidera che i risultati vengano presentati:

- tramite File - Vista su tutti i grafici;
- tramite File - rappresentazione di ciascun grafico, a seguito di selezione del pulsante di scelta appropriato.

Per impostazione predefinita LandSim rappresenta le concentrazioni dei contaminanti attraverso un grafico inverso cumulativo:



Il diagramma nell'esempio sopra riportato indica che esiste una probabilità di circa 0,4 (40%) che nel punto di monitoraggio la concentrazione di cloruro supererà i 100 mg/l, fra 30 anni (le curve tracciate per i periodi di tempo selezionati sono distinte sullo schermo attraverso diverse colorazioni, la curva dei 30 anni è la terza in basso).

In esso può anche essere notato che vi è meno del 12 % di possibilità che la concentrazione di cloruro al punto di monitoraggio possa mai superare il valore limite di 250 mg/l della direttiva UE per l'acqua potabile.

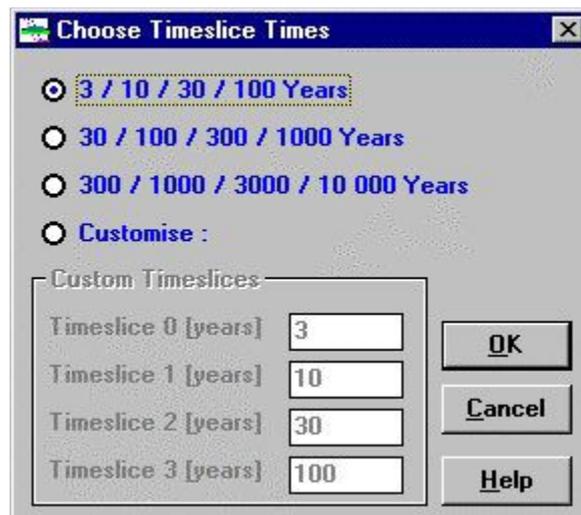
LandSim diagramma le concentrazioni dei contaminanti previsti per cinque diversi intervalli di tempo futuri. Gli intervalli predefiniti, come mostrato sopra sono 30, 100, 300 e 1000 anni, e *infinito* (che in realtà è il calcolo effettuato da LandSim utilizzando il valore di 1 milione di anni).

Questi intervalli sono stati scelti perché rappresentano la metà intervalli logaritmici.

Specifici anni possono essere isolati, selezionando o deselegionando (cliccando su) le caselle visualizzate alla destra del grafico - nell'esempio qui sopra tutti gli intervalli di tempo sono stati selezionati.

È possibile, prima di eseguire una simulazione, scegliere l'intervallo di tempo per il calcolo attraverso il menu principale, sotto **Options - Choose Timeslices**.

Verrà visualizzata la seguente finestra di dialogo:



La scelta è limitata a quattro intervalli di tempo – LandSim eseguirà sempre il tempo chiamato infinito, utilizzando come valore l'intervallo di tempo pari a 1 milione di anni.

È possibile selezionare un gruppo di intervalli di tempo predefiniti cliccando sul cerchietto corrispondente, oppure digitare quattro intervalli scelti dall'utente (Customise).

9.9. PROBABILITÀ DI RAGGIUNGIMENTO DELLA FALDA

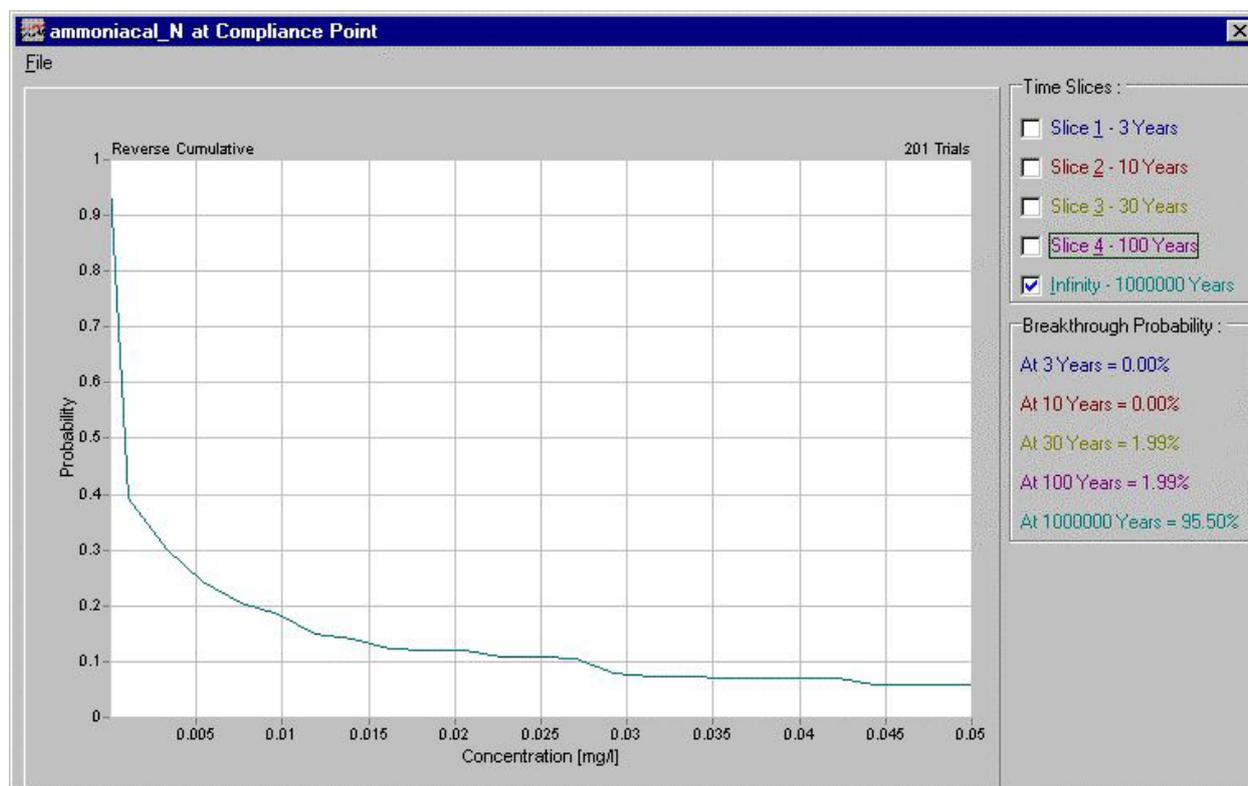
Il diagramma di concentrazione dei contaminanti mostra anche la *Breakthrough Probability*, o la probabilità che la concentrazione sia superiore allo zero in corrispondenza del bersaglio, per ogni contaminante ad ogni intervallo di tempo (tabulate sul lato destro di ogni grafico).

Il diagramma nell'esempio riportato nel precedente paragrafo mostra una probabilità limite del 100% per il cloruro al punto di monitoraggio per ognuno dei cinque intervalli di tempo.

In altre parole, il tempo di percorrenza per il cloruro al punto di monitoraggio è ben inferiore all'intervallo di tempo più breve di 3 anni.

Il diagramma seguente mostra la concentrazione di azoto ammoniacale al Punto di Conformità all'intervallo di tempo di 1000 mila anni (tutti gli altri intervalli di tempo sono deselezionati).

Esso mostra che la probabilità di concentrazione di azoto ammoniacale sia superiore a zero, è circa il 95 %, e questo è confermato dal valore di Breakthrough Probability tabulato sulla destra del diagramma, pari a 95,5%.

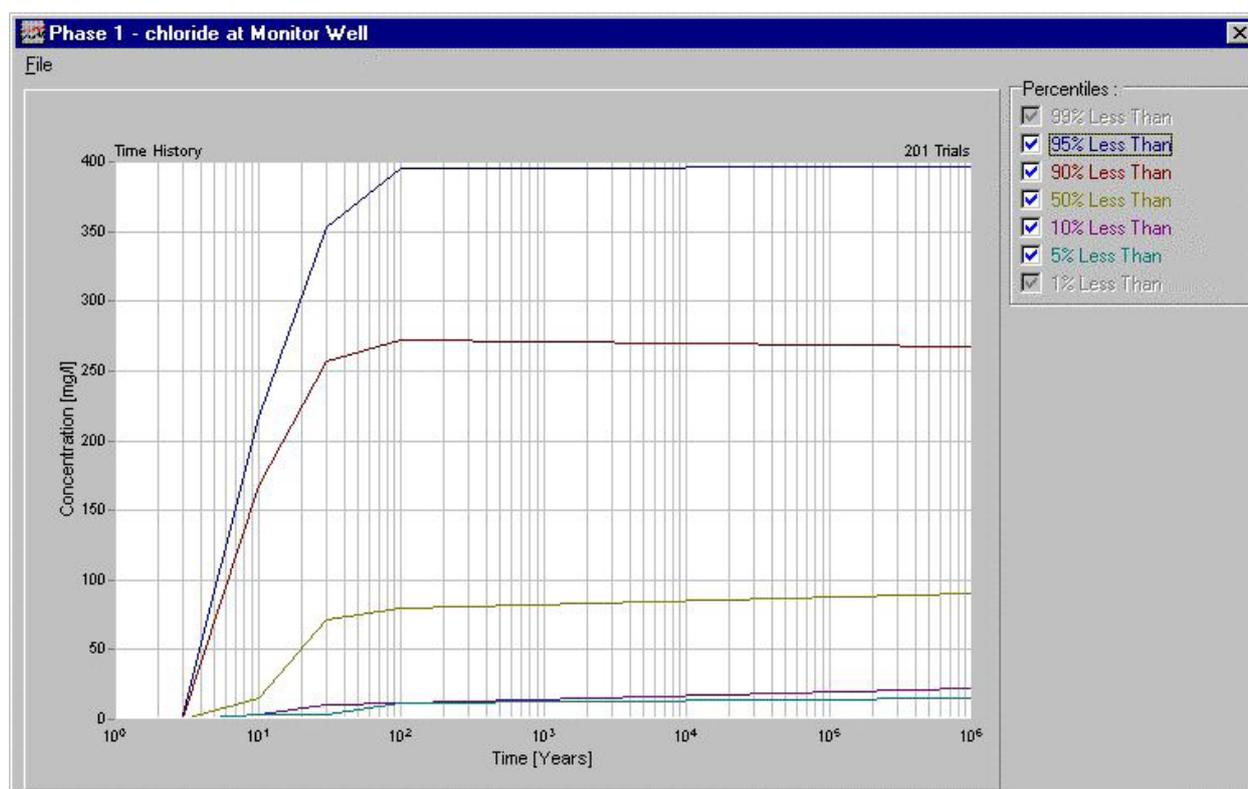


Quando un contaminante è stato selezionato come presente nel percolato deve, per definizione, aver oltrepassato la sorgente (discarica). Le probabilità di superamento non sono, quindi, tabulate sui grafici per la concentrazione alla sorgente.

9.10. CONTAMINANT TIME HISTORY

Il diagramma *Time History* mostra le concentrazioni di contaminanti previste in funzione del tempo, per livelli di incertezza (probabilità) scelti.

Il diagramma qui sotto mostra gli stessi risultati per la concentrazione di cloruro al punto di monitoraggio, che vengono presentati nel grafico complessivo inverso, mostrato nel precedente paragrafo all'inizio del capitolo.



LandSim diagrammerà le concentrazioni dei contaminanti previste, con sette possibili livelli di confidenza separati (percentili), la cui possibilità di raggiungimento dipende dal numero di iterazioni scelto.

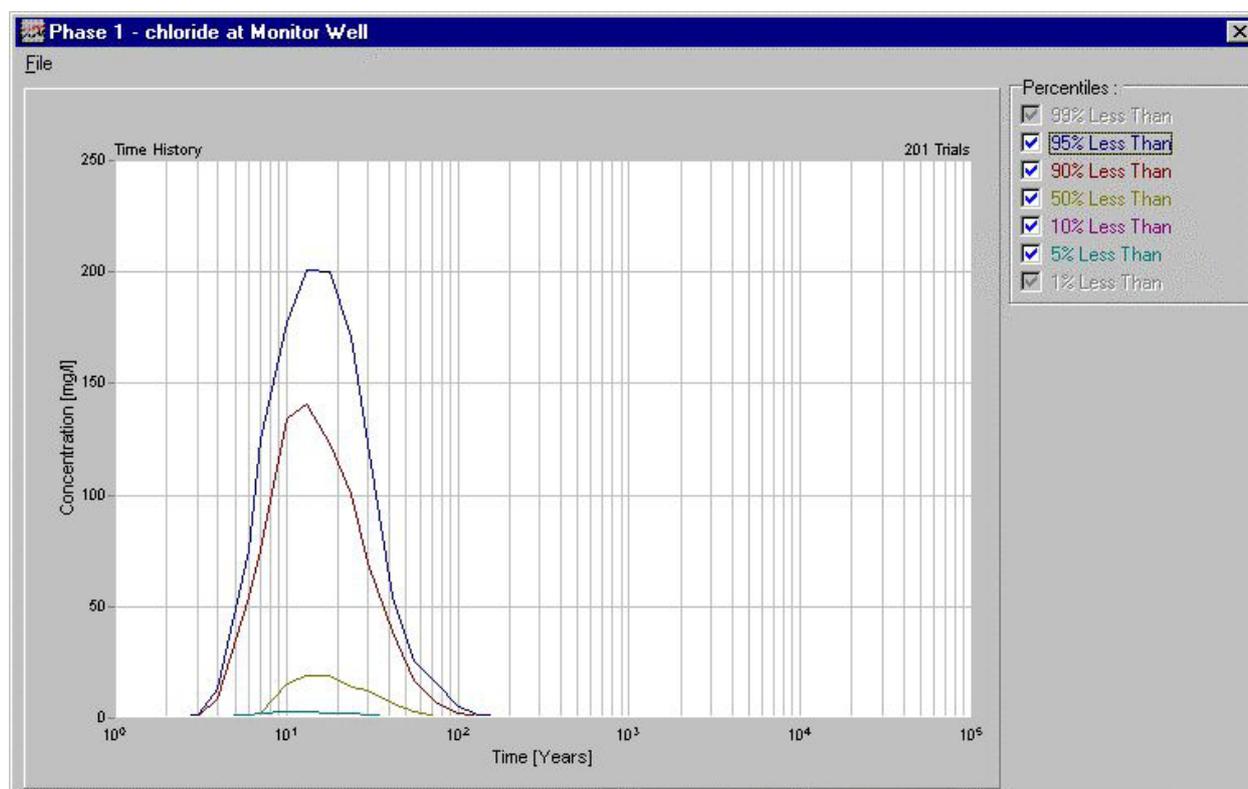
Si può decidere a quale livello di confidenza i risultati vengono visualizzati selezionando o deselectando (cliccando su) le caselle visualizzate sulla destra del grafico - nell'esempio di cui sopra tutti i percentili disponibili sono stati selezionati.

I livelli di confidenza 1 % e 99 % non sono disponibili (in grigio) in quanto, in questo caso, sono state eseguite solo 201 iterazioni.

Il grafico sopra riportato indica che al 95 ° percentile (linea superiore) la concentrazione di cloruro al punto di monitoraggio si prevede essere 350 mg / l, o meno, dopo 30 anni (5% di probabilità di superare 350mg / l).

Quando viene specificata una sorgente costante (non in declino), per quanto riguarda il grafico di cui sopra, il grafico *Time History* mostra una concentrazione crescente per poi stabilizzarsi attorno ad un valore costante.

Per una sorgente in declino, la concentrazione in un dato punto della geosfera aumenterà man mano che il fronte dei contaminanti attraversa il punto, ma poi la concentrazione del contaminante nel percolato diminuisce costantemente:



BIBLIOGRAFIA

1. Talib E. Butt, Elaine Lockley, Kehinde O.K. Oduyemi
Risk assessment of landfill disposal sites – State of the art.
Waste Management 28 (2008) 952–964 – 2008.
2. Golder Associates, 2002.
Risk Assessment for Small and Closed Landfills – Small and Closure Criteria.
Application 4176, Golder Associates (NZ) Ltd., December.
3. Environment Agency, 2003a.
Hydrogeological Risk Assessments for Landfill and the Derivation of Groundwater Control and Trigger Levels.
4. Construction Industry Research and Information Association (CIRIA), 2001.
Remedial Engineering for Closed Landfill Sites.
C 557, CIRIA, London.
5. Gregory, R.G., Revans, A.J. Hill, M.D. Meadows, M.P. Paul, L. Ferguson, C.C., 1999.
A Framework to assess risks to human health and the environment from landfill gas.
R&D Technical Report 271, Under Contract CWM168/98, Environment Agency.
6. Redfearn, A., Roberts, R.D., Dockerty, J.C., 2000.
Analysis and application of human health and ecological risk assessment methodologies for landfills.
In: Proceedings Waste 2000 – Waste Management at the dawn of the third Millennium, England, October 2–3, pp. 455– 464.
7. Department of the Environment, Transport and Regions (DETR), 2000a.
Waste Strategy 2000 – England and Wales (Part 1).
Crown Copyright.
Department of the Environment, Transport and the Regions (DETR), 2000b.
Environment Agency and the Institute for the Environment and Health.
Guidelines for Environment Risk Assessment and Management.
The Stationary Office, London.
8. Environment Agency, 2003d.
Procedure for identifying risks from landfills. Version 1.2, December.

9. Bernard, Clement, Guido, Persone, Colin, Janssen R., Anne, Le Du[^] - Delepierre, 1996.

Estimation of the hazard of landfills through toxicity testing of leachates – 1. Determination of leachate toxicity with a battery of acute tests.

Chemosphere 33 (11), 2303–2320.

Bernard, Clement, Guido, Persoone, Colin, Janssen R., Anne, Le Du[^] - Delepierre, 1997.

Estimation of the hazard of landfills through toxicity testing of leachates – 2. Comparison of physico-chemical characteristics of landfill leachates with their toxicity determined with a battery of tests.

Chemosphere 35 (11), 2783–2796.

10. Bardos, P., Nathanail, P., Nathanail, J., 2003a.

How do you treat contaminated sites?

Wastes Management (September), 20–23.

Bardos, P., Nathanail, P., Nathanail, J., 2003b.

Risk Assessment – Have you got a real problem?

Wastes Management (November), 44–45.

11. Environment Agency, 2004.

Guidance on assessment of risks from landfill sites.

External consultation version 1.0, Bristol, May.

12. EPD (1997)

Environmental Protection Department (EPD), 1997. Hong Kong Government (Waste Facilities Development Group), Landfill gas hazard assessment guidance note. Report No. EPD/TR8/97.

13. Kavazanjian et al. (1995);

Kavazanjian Jr., E., Bonaparte, R., Johnson, G.W., Martin, G.R.,

Matasovic, N., 1995. Hazard analysis for a large regional landfill. In:

Proceedings of the Geotechnical Engineering Division of the ASCE in

Conjunction with the ASCE Convention, San Diego, USA, October

23–27. American Society of Civil Engineers, New York.

14. Eisenbeis et al. (1986);

Eisenbeis, J.J., Montgomery, R.H., Sanders, T.G., 1986. A risk assessment

methodology for hazardous waste landfills – geotechnical & geohydrological

aspects of waste management. In: 8th Geohydro Waste

Management Symposium, Fort Collins, USA, February, pp. 417–426.

15. Jaggy (1996);

Jaggy, M., 1996. Risk analysis of landfills. In: Gheorghe, A.V. (Ed.), Integrated Regional Health and Environmental Risk Assessment and Safety Management. International Journal of Environment and Pollution 6 (4–6), pp. 537–545.

16. Asante-Duah (1996);

Asante-Duah, D.K., 1996. Managing Contaminated Sites: Problem Diagnosis and Development of Site Restoration. John Wiley, New York.

17. WDA (1994);

Welsh Development Agency (WDA), 1994. The WDA Manual on the Remediation of Contaminated Land. ECOTEC Research and Consulting Ltd., Environmental Advisory Unit Ltd.

18. Pieper et al. (1997);

Pieper, A., Lorenz, W., Kolb, M., Bahadir, M., 1997. Determination of PCDD/F (polychlorinated dibenzo-p-dioxins and furans) for hazard assessment in a municipal landfill contaminated with industrial sewage sludge. Chemosphere 34 (1), 121–129.

19. DoE (1995)

Department of the Environment (DoE), 1995b. The technical aspects of controlled waste management – health effects from hazardous waste landfill sites. Report No. CWM/057/92.

20. SEPA (2002)

Scottish Environment Protection Agency (SEPA), Framework for Risk Assessment for Landfill Sites – The Geological Barrier, Mineral Layer and the Leachate Sealing and Drainage System. SEPA, August 2002.

21. Rudland, D.J., Lancefield, R.M., Mayell, P.N., 2001.

Contaminated Land Risk Assessment – A guide to good practice. CIRIA C552 (Construction Industry Research and Information Association).

22. Auckland Regional Council, 2002.

Hazard identification and risk assessment for local authorities – hazard guideline no. 2. Technical Publication No. 106, Auckland Local Authority Hazard Liaison Group, September 2002.

23. DOE (1998)

Department of Energy (DOE), 1998. US, Risk-based corrective action – environmental guidance. DOE/EH-413-9815.

24. EPA (1998, 1996a,b,c)

Environment Protection Agency (EPA), 1998. US, Guidelines for neurotoxicity risk assessment. Federal Register 63 (93):26926-26954, EPA/630/R-95/001F. Risk Assessment Forum.

Environment Protection Agency (EPA), 1996a. US, Guidelines for Reproductive Toxicity Risk Assessment, EPA/630/R-96/009.

Environment Protection Agency (EPA), 1996b. US, Proposed Guidelines for Ecological Risk Assessment, EPA/630/R-95/002B.

Environment Protection Agency (EPA) 1996c. US, Proposed Guidelines for Carcinogen Risk Assessment, EPA/600/P-92/003C.

25.

CMSA (2004),

Puncochar (2003),

Koivisto et al. (2001),

Feldman and White (1996),

CHEM Unit (2003),

Pauluhn (1999),

Muth et al. (2001),

Tarazona and Vega (2002)

26. Senese, E. Boriani, D. Baderna, A. Mariani, M. Lodi, A. Finizio, S. Testa, E. Benfenati
Assessing the environmental risks associated with contaminated sites: Definition of an Ecotoxicological Classification index for landfill areas (ECRIS)
- 2010.

27. David Laner, Johann Fellner, Paul H. Brunner

Future landfill emissions and the effect of final cover installation – A case study.

Anno 2011.

28. Marek Matejczyk, Grazyna A. Płaza, Grzegorz Nałęcz-Jawecki, Krzysztof Ulfig, Agata Markowska-Szczupak - 2011

Estimation of the environmental risk posed by landfills using chemical, microbiological and ecotoxicological testing of leachates.

29. APAT, ICRAM, ISPESL, ISS, ARTA Abruzzo, ARPA, altri.

“Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati” – II rev.
APAT – 2008

30. APAT, ICRAM, ISPESL, ISS, ARTA Abruzzo, ARPA, altri.

“Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio alle discariche”
APAT – Giugno 2005

31. ASTM, USEPA, altri.

“Standard guide for Risk Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites - RBCA”
(ASTM E-1739-95)

32. Carrara E. Rappolla A. Roberti N.

Le indagini geofisiche per lo studio del sottosuolo: metodi geoelettrici e sismici.

33. Martoglio E.

Applicazione di tomografie elettriche e di polarizzazione indotta allo studio dei corpi di discarica
RSU. Tesi di laurea, Politecnico di Torino.

34. Environment Agency - “LandSim 2 Manual”

35. AGI - SUPER STING R1 IP - Instruction Manual.

36. Geo-slope international LTD (2002). Seep/w user's guide. Version student.

37. Geo-slope international LTD (2002). C-tran/w user's guide. Version student.