



APAT

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

Criteria metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio alle discariche

Rev.0
Giugno 2005

Il contenuto del presente documento può essere suscettibile di revisioni ed aggiornamenti sia per adeguarsi ad ulteriori eventuali modifiche della normativa di riferimento sia per migliorarne l'applicazione.

L' Agenzia per la protezione dell'Ambiente e per i Servizi tecnici o le persone che agiscono per conto dell'Agenzia stessa non sono responsabili dell'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo rapporto.

Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici
Via Vitaliano Brancati, 48 - 00144 Roma
www.apat.it

Coordinamento Grafico:
APAT

Coordinamento tipografico
APAT

Il documento “Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio alle discariche” è stato elaborato dalla Golder Associates sulla base delle indicazioni del tavolo tecnico, istituito nel 2004 dall’Agenzia per la protezione dell’ambiente e per i servizi tecnici (APAT), avente come obiettivo la elaborazione di un documento tecnico contenente le indicazioni teoriche ed applicative per tecnici delle Pubbliche Amministrazioni, ricercatori, professionisti ed operatori del settore che si trovino a dover redigere e/o valutare progetti di bonifica dei siti contaminati contenenti elaborazioni di analisi di rischio sanitario-ambientale.

La stesura del documento è stata curata dalla Golder Associates nell’ambito di apposita convenzione stipulata con il Servizio Interdipartimentale per le Emergenze Ambientali di APAT.

Responsabile della convenzione

Ing. Giuseppe Marella, Responsabile del Settore Sistemi Integrati Ambientali (Servizio Interdipartimentale per le Emergenze Ambientali, APAT)

Coordinamento Tecnico-Scientifico e Stesura Finale

Ing. Francesco Belfiore (Golder Associates), Ing. Alessia Toma (Golder Associates), Ing. Renato Baciocchi (Università di Roma “Tor Vergata”), Ing. Laura D’Aprile (APAT), Ing. Giuseppe Marella (APAT).

Componenti del gruppo di lavoro ristretto per la redazione della banca-dati delle proprietà chimico-fisiche e tossicologiche

Dott.ssa Loredana Musmeci (ISS)

Ing. Simona Berardi (ISPESL)

Dott.ssa Eleonora Beccaloni (ISS)

Dott. Fabrizio Falleni (ISS)

Componenti del tavolo tecnico

APAT: Ing. Giuseppe Marella, Ing. Laura D’Aprile, Ing. Carlo Dacquino, Ing. Gisella Darini, Ing. Margherita Galli

ICRAM: Dott. Massimo Gabellini, Ing. Marco Patacchia, Dott. Sergio Cappucci, Ing. Carlo Innocenti

ISPESL: Ing. Simona Berardi, Dott. Fiorenzo Damiani, Dott.ssa Alessandra Marino

ISS: Dott.ssa Loredana Musmeci, Dott.ssa Eleonora Beccaloni, Dott. Leonello Attias, Dott. Enzo Funari, Dott. Giancarlo Donati

ARTA Abruzzo: Dott.ssa Carla Stocchino, Ing. Simona Campana

ARPA Basilicata: Dott. Giampietro Summa, Dott. Rocco Masotti

ARPA Campania: Dott.ssa Gabriella Andrisani, Dott. Federico Silvestri

ARPA Emilia Romagna: Dott.ssa Daniela Ballardini, Dott.ssa Annamaria Colacci

ARPA Friuli Venezia-Giulia: Dott. Davide Brandolin

ARPA Lazio: Dott. Giovanni Vinciguerra

ARPA Liguria: Dott.ssa Tiziana Pollero

ARPA Lombardia: Dott. Rocco Racciatti

ARPA Marche: Dott.ssa Stefania Canestrari, Dott. Manrico Marzocchini, Dott. Stefano Orilisi

ARPA Molise: Dott. Paolo Carnevale

ARPA Piemonte: Ing. Aldo Panzia Oglietti, Dott. Renzo Barberis

ARPA Sicilia: Dott. Vincenzo Bartolozzi, Dott. Francesco D'Urso, Dott. Gaetano Valastro, Dott. Fabrizio Vasile

ARPA Toscana: Dott. Milo Vignali, Ing. Stefano Santi, Ing. Diletta Mogorovich, Dott. Fabrizio Franceschini, Dott. Marcello Panarese

ARPA Trento: Dott. Luga Sighel

ARPA Umbria: Dott. Andrea Sconocchia

ARPA Veneto: Dott. Paolo Campaci, Dott. Roberto Scazzola

Regione Lombardia: Dott. Roberto Canobio, Ing. Mila Campanili

Provincia di Milano: Dott. Luca Raffaelli

Prof. Giovanni Beretta (Politecnico di Milano)

Prof. Giannantonio Petruzzelli (CNR, Pisa)

Prof. Giuseppe Raspa (Università di Roma "La Sapienza")

Si ringraziano inoltre quanti, pur non facendo parte del gruppo di lavoro, hanno inviato i loro contributi.

INDICE

| | |
|--|-----------|
| PRESENTAZIONE | 9 |
| PREMESSA..... | 10 |
| 1 INQUADRAMENTO GENERALE..... | 14 |
| 1.1 L'analisi di rischio sanitario ambientale..... | 14 |
| 1.2 Livelli di analisi di rischio | 17 |
| 1.3 La procedura di analisi di rischio..... | 20 |
| 1.3.1 Sviluppo del MCS | 20 |
| 1.3.2 Caratterizzazione della sorgente..... | 20 |
| 1.3.3 Caratterizzazione dei percorsi e delle possibili vie di esposizione | 21 |
| 1.3.4 Caratterizzazione dei bersagli/recettori | 21 |
| 1.3.5 Valutazione dell'esposizione..... | 21 |
| 1.3.6 Caratterizzazione del rischio | 21 |
| 2 INTRODUZIONE ALL'APPLICAZIONE DELL'ANALISI DI RISCHIO ALLE DISCARICHE..... | 23 |
| 3 FORMULAZIONE DEL PROBLEMA E SVILUPPO DEL MODELLO CONCETTUALE | 26 |
| 3.1 Criteri per la stima dei parametri di ingresso alla procedura di analisi di rischio | 29 |
| 4 CARATTERIZZAZIONE DELLA SORGENTE-DISCARICA | 32 |
| 4.1 Parametri generali per la caratterizzazione della sorgente discarica | 32 |
| 4.1.1 Storia della discarica e generalità..... | 32 |
| 4.1.2 Caratteristiche geometriche della discarica..... | 34 |
| 4.1.3 Tipologia e caratteristiche dei rifiuti | 35 |
| 4.1.4 Caratteristiche quali-quantitative delle emissioni | 44 |
| 4.1.4.1 Caratteristiche quali-quantitative del percolato di discarica | 45 |
| 4.1.4.2 Caratteristiche quali-quantitative del biogas di discarica..... | 53 |
| 4.1.4.3 Altre emissioni della discarica..... | 58 |
| 4.1.5 Caratteristiche costruttive degli impianti e dei sistemi tecnologici.... | 59 |
| 4.1.5.1 Caratteristiche dei sistemi di rivestimento (fondo/ pareti laterali/ copertura)..... | 60 |
| 4.1.5.2 Caratteristiche del sistema di gestione del percolato..... | 68 |
| 4.1.5.3 Caratteristiche del sistema di gestione del biogas | 70 |
| 4.1.6 Infiltrazione efficace | 72 |
| 4.1.6.1 Infiltrazione efficace in assenza di copertura superficiale | 72 |

| | | |
|----------|--|------------|
| | 4.1.6.2 Infiltrazione efficace in presenza di copertura superficiale..... | 73 |
| 4.2 | Selezione degli inquinanti indicatori | 74 |
| 4.3 | Definizione della concentrazione rappresentativa alla sorgente..... | 78 |
| | 4.3.1 Percolato: stima dei flussi e delle concentrazioni in uscita dalla discarica..... | 79 |
| | 4.3.1.1 Produzione di percolato all'interno della discarica | 79 |
| | 4.3.1.2 Schematizzazione dell'attraversamento della barriera | 84 |
| | 4.3.2 Biogas ed altre emissioni gassose: stima dei flussi e delle concentrazioni in uscita dalla discarica..... | 89 |
| | 4.3.2.1 Produzione del biogas..... | 92 |
| | 4.3.2.2 Flusso di biogas e delle specie gassose in uscita dalle aree scoperte della discarica | 96 |
| | 4.3.2.3 Flusso delle emissioni in uscita dalle torce e dai motori | 96 |
| | 4.3.2.4 Flusso di biogas e delle specie gassose in uscita dalla copertura .. | 99 |
| | 4.3.2.5 Flusso di biogas e delle specie gassose in uscita dalle barriere lateralì | 101 |
| 5 | CARATTERIZZAZIONE DEI PERCORSI E DELLE POSSIBILI VIE DI ESPOSIZIONE | 102 |
| 5.1 | Premessa | 102 |
| 5.2 | Parametri generali per il trasporto di percolato | 104 |
| | 5.2.1 Dati per il trasporto nella zona non satura di terreno | 104 |
| | 5.2.2 Dati per il trasporto nell'acquifero | 116 |
| | 5.2.3 Alcuni casi particolari | 126 |
| 5.3 | Parametri generali per il trasporto del biogas | 129 |
| | 5.3.1 Dati per il trasporto in atmosfera..... | 129 |
| | 5.3.2 Dati per il trasporto nella zona non satura di terreno | 140 |
| 5.4 | Stima dei fattori di trasporto | 142 |
| | 5.4.1 Fattori di trasporto del percolato | 145 |
| | 5.4.1.1 Lisciviazione e dispersione in falda | 145 |
| | 5.4.1.2 Migrazione dall'acqua di falda all'acqua superficiale..... | 147 |
| | 5.4.1.3 Volatilizzazione di vapori da falda..... | 149 |
| | 5.4.2 Fattori di trasporto del biogas e delle emissioni gassose della discarica | 152 |
| | 5.4.2.1 Dispersione in aria outdoor | 152 |
| | 5.4.2.2 Migrazione laterale di vapori nel suolo superficiale | 155 |
| | 5.4.2.3 Dispersione indoor delle emissioni gassose provenienti dalla discarica..... | 157 |
| | 5.4.2.4 Volatilizzazione di vapori outdoor da suolo superficiale..... | 159 |
| | 5.4.2.5 Emissione di particolato da suolo superficiale (outdoor e indoor) | |

| | | |
|----------|--|------------|
| 6 | CARATTERIZZAZIONE DEI BERSAGLI/RECETTORI | 162 |
| 6.1 | Premessa | 162 |
| 6.2 | Parametri significativi per la caratterizzazione dei bersagli relativi alla contaminazione da percolato..... | 163 |
| 6.2.1 | Acque superficiali | 163 |
| 6.2.2 | Acque sotterranee..... | 169 |
| 6.2.3 | Pozzi di approvvigionamento idrico | 170 |
| 6.3 | Parametri significativi per la caratterizzazione dei bersagli relativi alla contaminazione da biogas | 171 |
| 6.3.1 | Atmosfera ed ambiente globale..... | 171 |
| 6.4 | Parametri significativi per la caratterizzazione del bersaglio uomo | 173 |
| 6.4.1 | Generalità sul bersaglio “uomo” | 173 |
| 6.4.2 | Dati per la caratterizzazione dell’esposizione umana negli ambienti indoor | 175 |
| 7 | VALUTAZIONE DELL’ESPOSIZIONE | 182 |
| 7.1 | Introduzione..... | 182 |
| 7.2 | Calcolo della portata effettiva di esposizione | 182 |
| 8 | CARATTERIZZAZIONE DEL RISCHIO..... | 186 |
| 8.1 | Premessa | 186 |
| 8.2 | Calcolo del rischio | 187 |
| 8.2.1 | Criteri di calcolo del rischio e dell’indice di pericolo..... | 189 |
| 8.3 | Criteri di accettabilità del rischio..... | 193 |
| 8.4 | Calcolo delle concentrazioni residuali accettabili | 194 |
| 8.5 | Comunicazione del rischio associato alle discariche..... | 194 |
| 9 | GESTIONE DEL RISCHIO ASSOCIATO ALLE DISCARICHE | 196 |
| | NOMENCLATURA | 199 |
| | BIBLIOGRAFIA..... | 203 |

APPENDICI

Appendice 1 Dati e informazioni necessarie allo sviluppo del Modello Concettuale del sito di discarica

Appendice 2 Parametri per la caratterizzazione del percolato di discarica

Appendice 3 Derivazione dei valori di “kappa” dai test di laboratorio

Appendice 4 Parametri per la caratterizzazione del biogas di discarica

Appendice 5 Altezza effettiva di rilascio delle emissioni dalle torce di combustione e/o dai motori di recupero energetico della discarica

PRESENTAZIONE

Tra i compiti istituzionali dell' Agenzia Nazionale per la Protezione dell' Ambiente e per i Servizi Tecnici (APAT) vi è quello, stabilito dal DM 471/99, di supporto tecnico al Ministero dell' Ambiente e Tutela del Territorio nelle attività di istruttoria degli elaborati progettuali inerenti la bonifica dei Siti di Interesse Nazionale. Tale compito, svolto in stretta collaborazione con gli istituti scientifici nazionali (ISS, ISPESL e ICRAM) e le Agenzie Ambientali, presuppone lo studio e lo sviluppo di strumenti tecnico-scientifici che consentano di analizzare i fenomeni ambientali e di valutare gli interventi di bonifica più idonei a garantire la tutela ambientale e sanitaria.

In tale contesto si inseriscono i manuali “Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati” e “Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio alle discariche” elaborati da un gruppo di lavoro coordinato dall' Agenzia Nazionale per la Protezione dell' Ambiente e per i Servizi Tecnici (APAT) e costituito da rappresentanti degli istituti scientifici nazionali (ISS, ISPESL e ICRAM), delle Agenzie Ambientali e del mondo accademico.

Obiettivo primario dei documenti elaborati è quello di ridurre, quanto più possibile, le numerose “soggettività” ad oggi presenti nell' applicazione della procedura di analisi di rischio che si concretizzano, spesso, nel mancato raggiungimento degli obiettivi di salvaguardia ambientale.

I manuali sono quindi finalizzati a fornire un punto di riferimento teorico ed applicativo per tecnici delle Pubbliche Amministrazioni, ricercatori, professionisti ed operatori del settore che si trovino a dover redigere e/o valutare progetti di bonifica dei siti contaminati contenenti elaborazioni di analisi di rischio sanitario-ambientale.

Il Direttore
Ing. Giorgio Cesari

PREMESSA

Il documento “Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi di rischio alle discariche” è stato predisposto dalla Golder Associates s.r.l. sulla base delle indicazioni di un gruppo di lavoro coordinato dall'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici (APAT) e costituito da rappresentanti dei principali istituti scientifici nazionali (ISS, ISPESL e ICRAM) e da rappresentanti delle Agenzie Regionali per l'Ambiente (ARPA).

L'analisi di rischio sanitario-ambientale è stata storicamente sviluppata come strumento per valutare i dati di tossicità di sostanze a cui la popolazione è o può essere esposta e per quantificare i rischi potenziali per la salute. Come è oramai noto, le discariche possono costituire un rischio per la salute e l'ambiente, per un tempo che può essere molto lungo, con particolare riferimento alle possibili emissioni di percolato e biogas nel loro intero ciclo di vita.

Il presente documento è stato organizzato parallelamente a quello relativo ai siti contaminati (“Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi di rischio assoluta ai siti contaminati”, APAT 2005) poiché è stata riconosciuta la specificità dell'applicazione della procedura di analisi di rischio al sistema discarica, contemplata anche a livello normativo dal DLgs 36/03 (“Decreto discariche”).

Tale documento si propone quindi come obiettivo principale quello di individuare i metodi e definire i concetti e i criteri attraverso i quali poter applicare le procedure generiche, già indirizzate ai siti contaminati, al caso specifico delle discariche.

L'attuale contesto normativo di applicazione dell'analisi di rischio sanitario-ambientale ai siti contaminati è il DM 471/99. Sulla base di tale regolamento l'analisi di rischio può essere applicata *“qualora il progetto preliminare (...) dimostri che i valori di concentrazione limite accettabili (...) non possono essere raggiunti nonostante l'applicazione, secondo i principi della normativa comunitaria, delle migliori tecnologie disponibili a costi sopportabili”*. In tali casi *“il Comune o, se l'intervento riguarda un'area compresa nel territorio di più Comuni, la Regione, può autorizzare interventi di bonifica e ripristino ambientale con misure di sicurezza, che garantiscano, comunque, la*

tutela ambientale e sanitaria anche se i valori di concentrazione residui previsti nel sito risultano superiori a quelli stabiliti nell'Allegato 1. Tali valori di concentrazione residui sono determinati in base ad una metodologia di analisi di rischio riconosciuta a livello internazionale che assicuri il soddisfacimento dei requisiti indicati nell'Allegato 4" (Art.5, Bonifica e Ripristino ambientale con misure di sicurezza)

Nell'ambito della presentazione di un progetto di bonifica con misure di sicurezza, l'analisi di rischio è un elemento vincolante all'approvazione del progetto stesso (Art. 10, comma 7).

Nell'Allegato 3 del DM 471/99 si riporta "*Le misure di sicurezza sono attuate per impedire danni alla salute pubblica o all'ambiente influenzato dalle caratteristiche del sito, derivanti dai livelli di concentrazione residui in suolo, sottosuolo e acque sotterranee stabiliti per gli interventi di bonifica di un sito specifico in base ai risultati dell'analisi del rischio.*"

Appare quindi chiaro che il DM 471/99 preveda l'applicazione dell'analisi di rischio a partire da un Livello 2, by-passando il livello 1 che prevede il calcolo dei Risk Based Screening Levels (RBSLs), cioè degli obiettivi di bonifica che sono già definiti dalle CLA dell'Allegato 1 (Tabelle 1 e 2) dello stesso decreto.

L'approccio del DM 471/99 prevede l'utilizzo dell'analisi di rischio nei casi in cui sia dimostrato in fase di progettazione preliminare che le concentrazioni limite accettabili riportate nell'Allegato 1 del DM 471/99 per la specifica destinazione d'uso, non siano raggiungibili con l'applicazione delle migliori tecnologie disponibili a costi sopportabili. In questi casi, l'analisi di rischio va applicata per verificare che le concentrazioni residuali, che costituiscono l'obiettivo di bonifica esplicitato nel progetto preliminare, siano accettabili in termini di protezione della salute umana e dell'ambiente.

Il documento è quindi finalizzato a fornire un punto di riferimento teorico ed applicativo per tecnici delle Pubbliche Amministrazioni, ricercatori, professionisti ed operatori del settore che si trovino a dover redigere e/o valutare progetti di bonifica relativi a discariche, quali siti contaminati, contenenti elaborazioni di analisi di rischio sanitario-ambientale. E' di fondamentale importanza osservare che, per la complessità e la multidisciplinarietà della materia, la redazione e/o la valutazione di elaborati contenenti analisi di rischio sanitario-ambientale, dovrebbe essere sempre eseguita da operatori che

abbiano sufficienti conoscenze di base di chimica, idrogeologia, ecotossicologia, modellistica in genere, in quanto l'utilizzo di modelli di analisi di rischio richiede un impegno tecnico rilevante e la mancanza di formazione specifica può facilmente portare a valutazioni errate.

L'impiego dell'analisi di rischio nella gestione delle attività di bonifica dei siti contaminati sembra essere auspicato e rafforzato dalla Legge 15 dicembre 2004 n. 308 *“Delega al Governo per il riordino, il coordinamento e l'integrazione della legislazione in materia ambientale e misure di diretta applicazione”*, in vigore dall' 11 gennaio 2005. Nel testo pubblicato sulla GU N.302 del 27 dicembre 2004 è infatti riportato.(Art.1, comma 9, a): *“I decreti legislativi di cui al comma 1 (n.d.r: a) gestione dei rifiuti e bonifica dei siti contaminati; b) tutela delle acque dall'inquinamento e gestione delle risorse idriche; c) difesa del suolo e lotta alla desertificazione; d) gestione delle aree protette, conservazione e utilizzo sostenibile degli esemplari di specie protette di flora e di fauna; e) tutela risarcitoria contro i danni all'ambiente; f) procedure per la valutazione di impatto ambientale (VIA), per la valutazione ambientale strategica (VAS) e per l'autorizzazione ambientale integrata QPPQ; g) tutela dell'aria e riduzione delle emissioni in atmosfera.) devono essere informati agli obiettivi di massima economicità e razionalità, anche utilizzando tecniche di raccolta, gestione ed elaborazione elettronica di dati e, se necessario, mediante ricorso ad interventi sostitutivi, sulla base dei seguenti principi e criteri specifici: (...)prevedere che gli obiettivi di qualità ambientale dei suoli, dei sottosuoli e delle acque sotterranee dei siti inquinati, che devono essere conseguiti con la bonifica, vengano definiti attraverso la valutazione dei rischi sanitari e ambientali connessi agli usi previsti dei siti stessi, tenendo conto dell'approccio tabellare”*

Il documento “Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi di rischio alle discariche” si propone come strumento utile all'applicazione della analisi di rischio per la salute umana derivante da una discarica, quale sito contaminato, in corrispondenza ad un livello 2 di analisi, così come definito dalla procedura RBCA (“Risk Based Corrective Action”) descritta negli standard ASTM E-1739-95 e PS-104-98. Obiettivo primario è quello di ridurre quanto più possibile le numerose aleatorietà ad oggi presenti

nell'applicazione di tale procedura e si concretizza essenzialmente in un'accurata ricerca e in una dettagliata definizione degli elementi della procedura che la contraddistinguono nell'applicazione al sistema discarica (ad esempio la peculiarità del termine sorgente e di alcuni percorsi di migrazione specifici), nella indicazione delle equazioni da utilizzare in ogni fase della procedura e nella definizione di criteri guida per la scelta del valore corrispondente ad ogni parametro richiesto quale input, facendo sempre riferimento al principio del "worst case".

In particolare, il documento è strutturato in modo da fornire un quadro generale delle nozioni bibliografiche di base (Cap. 1), i passi per la realizzazione della procedura applicata alle discariche (Cap. 2), suddivisi in formulazione del problema e sviluppo del Modello Concettuale (Cap. 3), caratterizzazione della sorgente (Cap. 4), dei percorsi e delle possibili vie di esposizione (Cap. 5), dei bersagli/recettori (Cap. 6), valutazione dell'esposizione (Cap. 6) ed infine caratterizzazione del rischio (Cap. 6). L'ultimo capitolo (Cap. 9) dà un quadro delle possibili alternative da impiegare per la gestione dei potenziali rischi identificati, uscendo pertanto dalla procedura vera e propria ma, allo stesso tempo, consentendo di poterla riapplicare in modo iterativo al fine di verificare l'efficacia di tali interventi di gestione.

In appendice al documento sono raccolti alcuni dati, informazioni necessari per lo sviluppo del modello Concettuale del sito di discarica (Appendice 1) e alcuni parametri per la caratterizzazione del percolato di discarica (Appendice 2) e del biogas (Appendice 4). E' inoltre descritto l'approccio per la derivazione della costante "kappa" dai dati di laboratorio (Appendice 3), la quale è fondamentale per la descrizione della variazione temporale della concentrazione delle sostanze contaminanti presenti nel percolato. E' infine illustrata la determinazione analitica dell'altezza effettiva di rilascio delle emissioni dalle torce di combustione e/o dai motori di recupero energetico della discarica (Appendice 5).

Le scelte riportate nel testo rappresentano il prodotto del confronto tra i vari componenti del gruppo di lavoro e sono state da questi condivise.

1 INQUADRAMENTO GENERALE

1.1 L'analisi di rischio sanitario ambientale

La Valutazione del Rischio è stata definita in modi diversi da molti autori che hanno affrontato la materia [Rowe, 1977; NRC, 1983; OTA, 1993; 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.

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 contaminati 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.

Nel recente ordinamento italiano in materia di siti inquinati (Decreto Ministeriale 471 del 22 ottobre 1999) l'Analisi di Rischio si prefigura come strumento di verifica dell'accettabilità di concentrazioni residuali, a valle di valutazioni sull'efficienza/efficacia degli interventi di bonifica, quando, anche applicando le migliori tecnologie disponibili, a costi sopportabili, non si riescano a raggiungere i valori tabellari indicati nell'Allegato 1 al citato DM 471/99.

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.

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.

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.

Il Rischio (R), come definizione derivata originariamente dalle procedure di sicurezza industriale, 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, 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 [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 e 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 localizzato in prossimità del sito (on-site) che ad una certa distanza (off site), conoscendo la concentrazione in corrispondenza della sorgente di contaminazione. Avendo invece fissato il livello di rischio per la salute, ritenuto accettabile per il recettore esposto, la modalità inversa permette il calcolo della massima concentrazione in sorgente compatibile con la condizione di accettabilità del rischio.

L'attuale contesto normativo (DM 471/99) consente l'applicazione dell'analisi di rischio in modalità diretta (*forward mode*). L'approccio del DM 471/99 prevede l'utilizzo

dell'analisi di rischio nei casi in cui sia dimostrato in fase di progettazione preliminare che le concentrazioni limite accettabili riportate nell'Allegato 1 del DM 471/99 per la specifica destinazione d'uso, non siano raggiungibili con l'applicazione delle migliori tecnologie disponibili a costi sopportabili. In questi casi, l'analisi di rischio va applicata per verificare che le concentrazioni residuali, che costituiscono l'obiettivo di bonifica esplicitato nel progetto preliminare, siano accettabili in termini di protezione della salute umana e dell'ambiente.

1.2 Livelli di analisi di rischio

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

Qui si fa riferimento alla suddivisione in livelli indicata nella procedura RBCA (Risk-Based Corrective Action), che tra l'altro è la più riconosciuta ed ampiamente adottata. 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).

Secondo la procedura RBCA, il passaggio a livelli successivi prevede una caratterizzazione più accurata del sito e l'abbandono di alcune ipotesi conservative. E' 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.

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. Prende in considerazione percorsi di esposizione diretti o indiretti, fattori di esposizione conservativi ed equazioni di trasporto di tipo prettamente analitico. Applicando tale livello di analisi ("tier 1") si derivano i Risk Based Screening Levels (RBSL), ossia dei livelli di screening delle concentrazioni nelle matrici ambientali. La posizione del punto di esposizione coincide con la sorgente di contaminazione quindi vengono considerati soltanto bersagli on-site.

Livello 2. Tale livello di analisi fa riferimento a condizioni sito-specifiche ed è quindi una valutazione di maggiore dettaglio. Prevede l'utilizzo di modelli analitici per la stima della concentrazione al punto di esposizione considerando un mezzo omogeneo e isotropo. 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. Necessita di una quantità maggiore di dati rispetto all'analisi di livello 1, e vengono considerati più scenari e parametri di esposizione sito-specifici; la posizione del punto di esposizione è quella effettiva o potenziale (bersagli "on site" e "off site").

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. La sua applicazione richiede però una maggior conoscenza del sistema fisico e, conseguentemente, una fase di "*site assessment*" più approfondita con una maggior quantità di dati. Come per il livello 2, la posizione del punto di

esposizione è quella effettiva o potenziale e dalla applicazione di tale livello di analisi (“tier 3”) si derivano i Site Specific Target Levels (SSTL).

Nel documento in oggetto 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 all'applicazione del livello 1, e l'impiego di modelli numerici complessi, tipicamente utilizzati per un'analisi di livello 3.

Un presupposto fondamentale per l'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.

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&transport*, sia 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.

Un'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:

- impossibilità di rappresentare le proprietà di un mezzo eterogeneo;

- impossibilità di tener conto delle variabilità temporali dei fenomeni simulati;
- incapacità di tener conto della presenza di sorgenti di contaminazioni multiple;
- impossibilità di tener conto delle irregolarità legate alla geometria del sito e alla sorgente di contaminazione.

1.3 La procedura di analisi di rischio

Nel seguito si definiscono le varie fasi della procedura generale di analisi di rischio applicata ad un sito contaminato.

1.3.1 Sviluppo del MCS

Nell'ambito dell'analisi di rischio è necessario il Modello Concettuale del Sito ("MCS") che consiste nell'identificazione degli elementi principali che lo compongono ossia *sorgente-percorso-bersaglio*.

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.

In tale fase vengono anche identificate le caratteristiche generali del sito, utili a determinare il quadro ambientale di riferimento, comprendenti la sua storia, l'inquadramento geologico ed idrogeologico, le caratteristiche meteo-climatiche, ecc.

In relazione alla disponibilità di tali informazioni, e a seconda del livello di approfondimento della procedura, si possono sviluppare indagini integrative mirate alla determinazione di ulteriori dati necessari al completamento dell'analisi.

1.3.2 Caratterizzazione della sorgente

Nell'ambito del MCS individuato vengono descritte le caratteristiche della sorgente di contaminazione in termini di selezione delle sostanze contaminanti e definizione delle loro proprietà fisico-chimiche, determinazione della concentrazione alla sorgente, estensione della contaminazione, ecc..

1.3.3 Caratterizzazione dei percorsi e delle possibili vie di esposizione

Si procede a definire e caratterizzare i percorsi individuati nel MCS con cui i contaminanti si diffondono nell'ambiente circostante. In particolare, si definiscono le proprietà fisico-chimiche delle principali vie di diffusione tra le quali suolo, aria e acqua, le quali possono dare un contributo determinante al trasporto dei contaminanti.

1.3.4 Caratterizzazione dei bersagli/recettori

Per quanto riguarda i bersagli della contaminazione, il presente documento prende in considerazione solo i recettori 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).

1.3.5 Valutazione dell'esposizione

L'esposizione riguarda essenzialmente il comportamento del/dei recettore/i nei confronti dei contaminanti e dipende soprattutto dalla combinazione specifica delle componenti del MCS. Essa è caratterizzata, in relazione alle diverse sostanze ed ai diversi percorsi, dai seguenti principali fattori:

- durata dell'esposizione;
- frequenza e costanza dell'esposizione.

La valutazione dell'esposizione deve anche includere una stima delle incertezze relative sia ai valori di concentrazione utilizzati che alle variabili di assunzione delle sostanze.

1.3.6 Caratterizzazione del rischio

La caratterizzazione del rischio comprende l'esame integrato delle informazioni derivanti dalle fasi precedenti di analisi per sviluppare una stima quali-quantitativa della probabilità che i bersagli sensibili vengano esposti ad uno o più dei pericoli associati ai contaminanti considerati.

In questa fase è essenziale valutare ed esplicitare le incertezze incontrate e le ipotesi formulate nell'applicazione del modello in modo che esse possano essere considerate opportunamente nella fase di caratterizzazione del rischio sia in termini di gravità e probabilità di accadimento.

2 INTRODUZIONE ALL'APPLICAZIONE DELL'ANALISI DI RISCHIO ALLE DISCARICHE

Nel presente capitolo si illustrano i principi generali dell'analisi di rischio per i siti contaminati 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.

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 alla 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.

Indifferentemente dal livello, la procedura di analisi di rischio si compone di varie fasi, elencate di seguito e sviluppate nei capitoli 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 (capitolo 3);
- 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).

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

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 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, tale documento presenta 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 documento “*Criteri Metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati*” [APAT, 2005].

Si fa notare comunque, che gli elementi che saranno esposti nell'ambito della definizione della procedura di analisi di rischio per le discariche, riassumono quelli maggiormente rappresentativi e non sono 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.

Dal punto di vista normativo, infatti, l'applicazione dell'analisi di rischio alle discariche può essere prevista, come già esposto, dal DM 471/99 relativamente alla stima del livello accettabile di rischio indotto da una discarica, quale sito contaminato, o dal DM dell'Ambiente del 13/03/03 (art. 6) relativamente ad una valutazione di rischio ambientale finalizzata a consentire l'innalzamento dei limiti di accettabilità dei rifiuti in discarica. In quest'ultimo caso, si deve verificare che, a seguito della variazione qualitativa dei flussi di rifiuti conferiti, non vi siano *rischi per la salute umana risultanti dalle discariche di rifiuti, durante l'intero ciclo di vita della discarica* (art. 1, D.Lgs. 36/2003).

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

3 FORMULAZIONE DEL PROBLEMA E SVILUPPO DEL MODELLO CONCETTUALE

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.

Lo *sviluppo di un modello concettuale* parte, più dettagliatamente, dall'esame del progetto, delle modalità costruttive e delle procedure operative di una discarica e quindi dalla natura delle sue condizioni ambientali di base.

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 potrà essere utile nella fase di formulazione del problema, qualora si dovranno raccogliere le informazioni disponibili e decidere 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, laddove mancano gli elaborati di progetto e 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.

3.1 Criteri per la stima dei parametri di ingresso alla procedura di analisi di rischio

In accordo con quanto esposto nel documento “*Criteri Metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati*” [APAT, 2005], si indicano i criteri per la stima dei dati e delle informazioni necessarie all'elaborazione dell'analisi di rischio per le discariche.

Si sottolinea innanzitutto che il livello 2 di analisi di rischio 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* (per l'illustrazione di tale metodo si fa riferimento all'Appendice M del documento “*Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati*”, APAT 2005) 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%);

Per il calcolo di tali due valori rappresentativi (LCL95% e UCL95%), il documento “*Criteri Metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati*” [APAT, 2005] suggerisce l'utilizzo del software gratuito ProUCL ver. 3.0 [EPA, 2002; EPA, 2004; siti web per scaricare manuale e software di Pro UCL

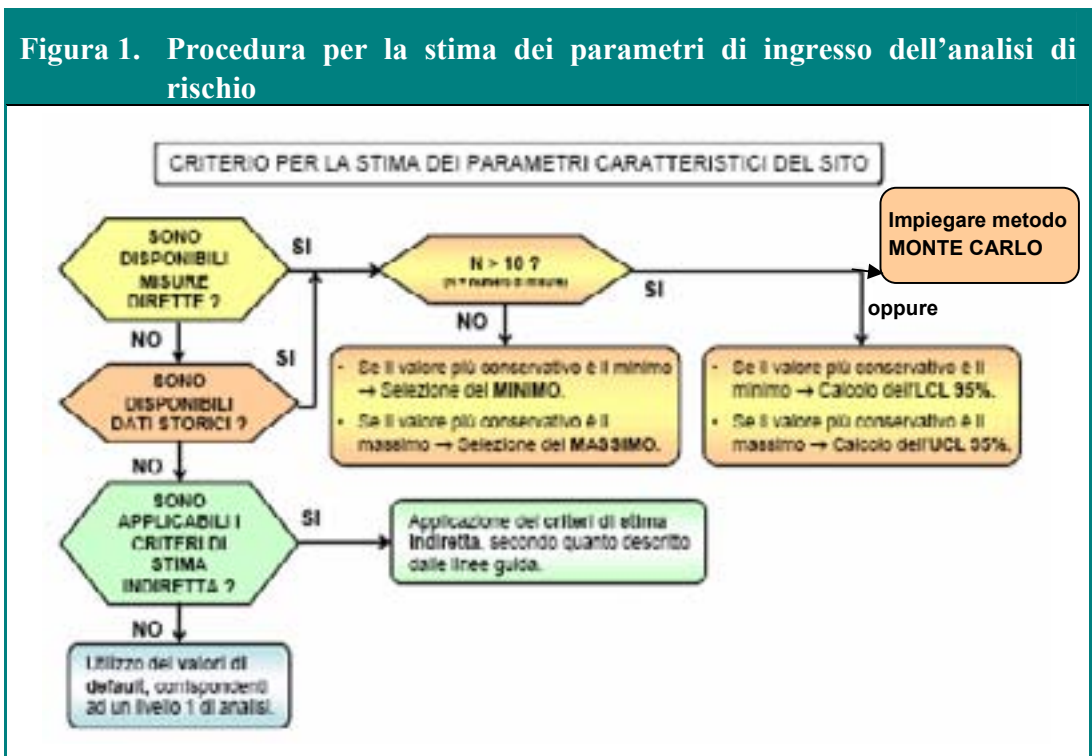
www.epa.gov/superfund/programs/risk/ragsa/ucl.pdf e

www.epa.gov/esd/tsc/form.htm).

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 nelle presenti linee guida;
- 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 (ripreso e adattato da quello presentato nella figura 3.1.4 del documento “*Criteri Metodologici per l’applicazione dell’analisi assoluta di rischio ai siti contaminati*”) che schematizza la procedura sopra descritta per la stima dei parametri di ingresso dell’analisi di rischio applicata alle discariche.



4 CARATTERIZZAZIONE DELLA SORGENTE-DISCARICA

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 definita per i siti contaminati [APAT, "*Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi di rischio assoluta ai siti contaminati*" 2005], la quale considera direttamente la sorgente secondaria di contaminazione, nel caso della discarica si deve necessariamente caratterizzare la sorgente primaria, poiché da essa dipendono fortemente le caratteristiche dei suoi potenziali contaminanti, 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).

4.1 Parametri generali per la caratterizzazione della sorgente discarica

4.1.1 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.

| Tabella 2. Dati relativi alla storia della discarica | | | |
|---|---|---|---|
| dati | definizioni | effetti | |
| <i>durata della gestione operativa</i> | <i>periodo di tempo compreso tra l'inizio e la fine dei conferimenti dei rifiuti</i> | <i>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)</i> | |
| <i>periodo di chiusura</i> | <i>data o periodo di tempo di completamento della copertura superficiale finale</i> | <i>influisce sulle caratteristiche quali-quantitative delle emissioni</i> | |
| <i>durata della gestione post-operativa</i> | <i>periodo di tempo successivo alla chiusura, nel quale prosegue il controllo e il monitoraggio della discarica</i> | <i>incide sul periodo totale di controllo delle emissioni e sullo sviluppo degli impatti generati a lungo termine</i> | |
| <i>varie</i> | <ul style="list-style-type: none"> <i>suddivisione in lotti e sub-lotti</i> | <ul style="list-style-type: none"> <i>lotti sono le vasche idraulicamente e fisicamente indipendenti in cui è suddivisa la discarica</i> <i>sub-lotti sono suddivisioni interne dei lotti in virtù della configurazione del sistema di drenaggio e raccolta del percolato</i> | <i>influisce sulle modalità gestionali di coltivazione e quindi sulle caratteristiche quali-quantitative delle emissioni</i> |
| | <ul style="list-style-type: none"> <i>informazioni storiche</i> | <i>usi del suolo e altre attività precedenti alla discarica</i> | <i>possono segnalare eventuali rischi pregressi ed aggiuntivi, in virtù del tipo e delle proprietà chimico-fisiche dei contaminanti</i> |

4.1.2 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.

| Tabella 3. Dati relativi alle caratteristiche geometriche della discarica | | |
|--|--|--|
| <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> |

4.1.3 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 alcuni dati principali, relativi alle tipologie e alle caratteristiche dei rifiuti, riassunti anche nella tabella 4, 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 4. Dati relativi alla tipologia e alle caratteristiche dei rifiuti | | | |
|---|--|---|---|
| dati | | definizioni | effetti |
| <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> |

| Tabella 4. Dati relativi alla tipologia e alle caratteristiche dei rifiuti | | | |
|---|---|--|---|
| dati | | definizioni | effetti |
| | <i>conducibilità idraulica</i> | <i>velocità di infiltrazione dell'acqua nell'ammasso dei rifiuti</i> | <i>incide sul flusso di percolazione</i> |
| <i>parametri chimici</i> | <i>costanti di biodegradazione della materia organica</i> | <i>Indicano la quantità di materia organica che si degrada in funzione del tempo e della capacità di biodegradazione</i> | <i>influiscono nella stima della produzione di biogas</i> |

Tipologie di rifiuti

Nella tabella 5 si elencano alcune tra le principali tipologie di rifiuti che si possono conferire in discarica definite sulla base della rispettiva provenienza. Per ognuna delle categorie indicate sono state anche specificati i tipi di rifiuti che tipicamente fanno parte di tali flussi.

Tale lista non è esaustiva, ma è da considerarsi solo una base di riferimento.

| Tabella 5. Tipologie di rifiuti | | |
|--|--|---|
| macrocategorie | descrizione | tipi di rifiuti |
| <i>residenziali o domestici</i> | <i>costituiscono quei rifiuti organici e inorganici provenienti dalle zone residenziali e dalle altre abitazioni (appartamenti, ville, case isolate)</i> | <i>rifiuti alimentari, carta, cartone, plastiche, tessuti, legno, vetro, lattine di metallo, alluminio, altri metalli, ceneri, scarti di giardino, rifiuti stradali, rifiuti speciali (materiale elettronico, batterie, oli esausti, ingombranti), rifiuti pericolosi</i> |
| <i>commerciali</i> | <i>costituiscono quei rifiuti organici e inorganici provenienti dagli edifici commerciali, quali ristoranti, hotels, supermercati, mercati, stazioni di servizio, uffici, negozi vari, ecc</i> | <i>carta, cartone, plastiche, gomma, legno, rifiuti alimentari, vetro, metalli, rifiuti speciali e pericolosi (come residenziali)</i> |
| <i>ospedalieri</i> | <i>rifiuti provenienti da ospedali e da altre attività mediche</i> | <i>carta, cartone, plastiche, gomma, rifiuti alimentari, vetro, metalli, rifiuti speciali e pericolosi</i> |
| <i>industriali</i> | <i>rifiuti provenienti da vari processi industriali</i> | <i>acque reflue di processo, materiali ferrosi, materiali non ferrosi, altri metalli, carta, cartone, imballaggi, ceneri, fanghi chimici, fanghi di acque reflue, rifiuti speciali e pericolosi</i> |
| <i>inerti da costruzione o demolizione</i> | <i>rifiuti provenienti da attività di demolizione, riparazione costruzione di edifici e altre strutture edilizie</i> | <i>legno, ferro, acciaio, cemento, ecc</i> |

| Tabella 5. Tipologie di rifiuti | | |
|--|---|---|
| macrocategorie | descrizione | tipi di rifiuti |
| <i>rifiuti da riciclaggio</i> | <i>rifiuti provenienti dall'attività di riciclaggio</i> | <i>carta, cartone, plastiche, legno, rifiuti alimentari, vetro, metalli, materiale organico stabilizzato</i> |
| <i>rifiuti da impianti di trattamento o recupero</i> | <i>rifiuti provenienti da inceneritori, da impianti di trattamento delle acque reflue civili o industriali, da impianti di selezione, da compostaggio</i> | <i>ceneri pesanti, ceneri volanti, fanghi chimici, fanghi di acque reflue, legno, rifiuti verdi, metalli ferrosi, altri metalli</i> |

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 (d_r)

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/m^3 .

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 $0,65 \text{ t/m}^3$ e $0,85 \text{ t/m}^3$ (per rifiuti recenti) e può raggiungere i $1,0 - 1,2 \text{ t/m}^3$ 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 (M_r)

Il contenuto di umidità dei rifiuti (M_r) 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:

$$M_r = \left(\frac{p - p_d}{p} \right) \times 100 \quad [4.1]$$

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 valori

specifici 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 solido-liquido, 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 (K_r)

La conducibilità dei rifiuti (K_r), 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:

$$k = \ln\left(\frac{2}{t_{50}}\right) \quad [4.2]$$

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

| Tabella 6. Valori medi sperimentali delle costanti di biodegradazione della materia organica [Cossu R., Pivato A.; 2002] | | |
|---|---------------------------------------|---|
| <i>tipo di frazione dei rifiuti</i> | <i>t_{50} (anni)</i> | <i>k (anni^{-1})</i> |
| <i>velocemente biodegradabile</i> | <i>1</i> | <i>0,693</i> |
| <i>mediamente biodegradabile</i> | <i>5</i> | <i>0,139</i> |
| <i>lentamente biodegradabile</i> | <i>15</i> | <i>0,046</i> |

4.1.4 Caratteristiche quali-quantitative 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 quali-quantitative 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.

4.1.4.1 Caratteristiche quali-quantitative del percolato di discarica

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 (vedi paragrafo 4.1.5);
- valori di precipitazione che si infila all'interno del corpo discarica (vedi paragrafo 4.1.6).

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 |
| <i>generali</i> | <i>parametri fisici del percolato</i> | <i>pH, conducibilità elettrica, potenziale redox</i> | <i>influenzano le condizioni dei fenomeni in atto all'interno dei rifiuti</i> |
| <i>chimici</i> | <i>concentrazione iniziale nel percolato</i> | <i>dati del percolato campionato ed analizzato</i> | <i>costituiscono la concentrazione iniziale, quale sorgente secondaria</i> |

| Tabella 7. Dati relativi alla caratterizzazione del percolato e dei potenziali contaminanti in esso presenti | | |
|---|---|--|
| dati | definizioni | effetti |
| <i>solubilità</i> | <i>quantità di sostanza disciolta nell'unità di volume della fase acquosa all'equilibrio</i> | <i>indica la tendenza di un composto di trovarsi nella fase liquida</i> |
| <i>costante di Henry</i> | <i>rapporto fra la pressione parziale di un composto in aria per la sua concentrazione in acqua all'equilibrio</i> | <i>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</i> |
| <i>coefficienti di ripartizione (K_d, K_{ow}, K_{oc})</i> | <i>esprimono il rapporto tra le quantità di sostanze presenti nelle varie fasi (solida, liquida, carbonio organico contenuto nel suolo o nei sedimenti)</i> | <i>influenzano i processi di attenuazione dei composti durante i percorsi attraversati</i> |
| <i>fattore di ritardo</i> | <i>indica il ritardo del fronte di soluto trasportato da una fase liquida, a causa della ripartizione del soluto tra fase liquida e fase solida</i> | <i>influenza i processi di attenuazione dei composti durante i percorsi attraversati</i> |
| <i>coefficiente di decadimento del primo ordine</i> | <i>indica la quantità di materia organica che si degrada nei percorsi attraversati</i> | <i>influisce sulla concentrazione in tutti i percorsi (barriera di fondo della discarica, zona insatura, acquifero)</i> |
| <i>costante di lisciviazione (κ, m_c)</i> | <i>indica la quantità di specie non volatile lisciviata dal rifiuto solido nel percolato liquido</i> | <i>influisce la variazione temporale della concentrazione iniziale</i> |
| <i>costante di dimezzamento</i> | <i>indica la quantità di specie volatile lisciviata dal rifiuto solido nel percolato liquido</i> | <i>influisce la variazione temporale della concentrazione iniziale</i> |
| <i>tossicologici</i> | <i>Reference Dose</i> | <i>Rappresenta la dose di sostanze tossica per la quale in letteratura non vengono riportati effetti sanitari negativi</i> |
| | <i>Slope Factor</i> | <i>definisce quantitativamente la relazione tra dose-risposta per una sostanza tossica cancerogena</i> |

Parametri fisici del percolato

I parametri fisici che generalmente caratterizzano il percolato sono:

- pH;
- conducibilità elettrica;
- potenziale redox.

Nell'Appendice 2 si riportano alcuni dati rappresentativi riguardanti le caratteristiche chimico-fisiche del percolato.

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.

Tabella 8. Distribuzioni di probabilità da letteratura per alcune specie chimiche del percolato [Environment Agency; 2003d]

| <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> |
| <i>ammoniaca</i> | 32,1 | 267 | 1100 |
| <i>arsenico</i> | 0,00371 | 0,00485 | 0,0107 |
| <i>cloruri</i> | 271 | 997 | 2650 |
| <i>cromo</i> | 0,0231 | 0,0981 | 0,416 |
| <i>rame</i> | 0,0129 | 0,0509 | 0,191 |
| <i>piombo</i> | 0,0337 | 0,111 | 0,340 |
| <i>nicel</i> | 0,0345 | 0,126 | 0,627 |

Tabella 8. Distribuzioni di probabilità da letteratura per alcune specie chimiche del percolato [Environment Agency; 2003d]

| <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> |
| <i>potassio</i> | 40,8 | 321 | 1140 |
| <i>zinco</i> | 0,0296 | 0,362 | 9,00 |

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:

$$R = 1 + k_d \frac{\rho}{\theta} \quad [4.3]$$

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.

$$C^L(t) = C_0^L \cdot e^{-(kappa * L / S)} \quad [4.4]$$

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:

$$kappa = m \cdot \ln(C_0^L) + c \quad [4.5]$$

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]:

$$C^L(t) = C_0^L \cdot e^{-xt} \quad [4.6]$$

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 $0,1 \text{ anni}^{-1}$.

| Tabella 9. Valori di letteratura per “m” e “c”, impiegati per la determinazione di kappa mediante l'equazione $\text{kappa} = m \ln(C^L_0) + c$ | | |
|---|-----------------|-----------------|
| specie | m (kg/l) | c (kg/l) |
| arsenico (As) | 0,0415 | -0,0862 |
| bario (Ba) | 0,0806 | -0,2754 |
| cadmio (Cd) | 0,0823 | 0,1589 |
| cromo (Cr) | 0,0514 | 0,045 |
| rame (Cu) | 0,0664 | -0,0488 |
| argento (Hg) | 0,0767 | 0,1643 |
| molibdeno (Mo) | 0,0646 | -0,0152 |
| nichel (Ni) | 0,0987 | -0,1479 |
| piombo (Pb) | 0,0443 | 0,0171 |
| antimonio (Sb) | 0,0763 | -0,1303 |
| selenio (S) | 0,1063 | -0,062 |
| stagno (Sn) | 0,0544 | -0,0483 |
| vanadio (V) | 0,0542 | -0,1619 |
| zinco (Zn) | 0,0403 | 0,0561 |
| bromo (Br) | 0,0383 | 0,2613 |
| cloruri (Cl) | 0,0298 | 0,2919 |
| cianuri totali (CN tot) | 0,1038 | -0,1836 |
| cianuri liberi (CN free) | 0,1001 | -0,0099 |
| fluoro (F) | 0,0217 | 0,1077 |
| ammoniaca (NH ₃) | 0 | 0,59 |
| solfati (SO ₄) | 0,0166 | 0,1209 |

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].

4.1.4.2 Caratteristiche quali-quantitative del biogas di discarica

Come per il percolato anche qualità e quantità del **biogas** sono influenzate principalmente dalla tipologia di rifiuti abbancati in discarica.

Per quanto riguarda le possibili conseguenze generate dal biogas nell'uomo e nelle matrici ambientali, esso, oltre agli impatti olfattivi, può dar origine a improvvise combustioni o esplosioni, e costituisce una potenziale fonte di inquinamento del terreno e dell'atmosfera.

E' noto che i principali costituenti del gas di una discarica, che smaltisce rifiuti biodegradabili, sono principalmente metano, anidride carbonica, idrogeno e un'ampia varietà di costituenti in traccia.

Per quanto riguarda i gas prodotti da rifiuti non biodegradabili, essi possono essere generati attraverso i seguenti processi chimici [Environment Agency; Novembre 2002]:

- corrosione di metalli o reazioni tra metalli (ad es. emissioni di idrogeno);
- formazione di gas acidi liberi dalla reazione dei rifiuti con materiali acidi (ad es. emissioni di cianuro di idrogeno);
- rilascio di gas alcalini liberi dalla reazione dei rifiuti con i composti alcalini (ad es. emissioni di ammine);
- reazioni redox con i rifiuti (ad es., emissioni di ossidi di zolfo).

I composti volatili contenuti nel biogas possono inoltre essere prodotti mediante i seguenti processi fisici:

- stripping con il rilascio di altri gas e di vapore acqueo;
- reazioni con produzioni di calore all'interno dei rifiuti;
- polveri e aerosol dispersi;
- reazioni tra composti organici (ad es. formazione di esteri).

La produzione del biogas varia generalmente nel tempo, cambiando sia in termini di quantità che in termini di composizione dei gas costituenti.

Ai fini della valutazione di rischio occorre selezionare i gas significativi, identificati come indicatori (paragrafo 4.2), in relazione al potenziale rischio e al modello concettuale definito, comprendente i percorsi attivi di migrazione-diffusione dei gas e i bersagli interessati. Tali sostanze dovrebbero essere individuate mediante un accurato monitoraggio delle emissioni.

Si riporta in Appendice 4 un elenco dei gas in traccia presenti nel biogas prodotto dalla discarica, ripreso da una Guida sulla Gestione del Gas di Discarica (*Guidance on the Management of Landfill Gas*) presentata dall'agenzia ambientale britannica [Environment Agency; Novembre 2002].

Oltre ai potenziali contaminanti presenti nel biogas prodotto dalla discarica, si dovranno anche considerare quelli contenuti nei fumi che hanno origine dalla eventuale combustione o dal recupero energetico del biogas.

La natura di tali fumi dipende dalla composizione del biogas prodotto in discarica e dalle condizioni operative degli impianti di combustione delle torce e di recupero energetico. Ad esempio, se il biogas contiene idrogeno solforato (H_2S), le emissioni potranno contenere anidride solforosa (SO_2).

Le emissioni gassose provenienti dai sistemi di combustione contengono, in generale, i seguenti tipi di composti:

- derivati dalle frazioni incombuste dei gas;
- prodotti di combustioni complete;
- prodotti di combustioni incomplete;

- contaminanti presenti tra i lubrificanti e i materiali usati nei sistemi di aspirazione e recupero e loro prodotti di combustione;
- prodotti di sintesi e pirolisi durante la combustione.

I principali composti associati alle emissioni dei sistemi di combustione della discarica sono biossido di carbonio, monossido di carbonio, ossidi di azoto, ossidi di zolfo, acido cloridrico, acido fluoridrico, particolati, di-benzodiossine policlorurate (PCDD), di-benzofurani policlorurati (PCDF) e composti organici volatili non metanigeni (NMVOCs).

Nel seguito si illustrano i principali parametri per la caratterizzazione del biogas prodotto dalla discarica e delle altre emissioni gassose e necessari allo sviluppo della procedura di analisi di rischio applicata alle discariche. Tali parametri, riassunti in tabella 10, sono forniti principalmente dal gestore della discarica sulla base delle analisi condotte per il monitoraggio, oppure dalla letteratura del settore, nel caso di difficoltà nel reperire dati specifici (ad es. coefficienti di diffusione dei contaminanti gassosi, ecc.).

Si fa presente anche qui, il riferimento alla banca dati delle proprietà chimico-fisiche e tossicologiche delle specie presenti nel biogas.

| Tabella 10. Dati relativi alla caratterizzazione del biogas e delle emissioni gassose | | | |
|--|---|--|---|
| <i>dati</i> | <i>definizioni</i> | <i>effetti</i> | |
| <i>chimico-fisici</i> | <i>concentrazioni nel biogas captato (per discariche controllate)</i> | <i>dati del biogas captato, campionato ed analizzato</i> | <i>costituiscono la concentrazione iniziale, quale sorgente secondaria</i> |
| | <i>peso molecolare</i> | <i>peso di una molecola</i> | <i>incide nella stima dei prodotti di combustione del biogas</i> |
| | <i>coefficienti di diffusione in aria</i> | <i>indica la tendenza del composto gassoso ad essere trasportato in atmosfera</i> | <i>influenza nel percorso di diffusione-dispersione in atmosfera</i> |
| | <i>costante di Henry</i> | <i>rapporto tra la pressione parziale di un composto in aria per la sua concentrazione in acqua all'equilibrio</i> | <i>indica la ripartizione del gas tra fase liquida e fase gassosa</i> |
| | <i>viscosità del gas</i> | <i>esprime la resistenza interna della massa aeriforme</i> | <i>incide nei processi di diffusione</i> |
| | <i>costante di decadimento del primo ordine</i> | <i>indica la quantità di materia organica che si degrada nel percorso di migrazione laterale nel suolo insaturo superficiale</i> | <i>influisce sulla concentrazione nel percorso di migrazione laterale nel suolo insaturo superficiale</i> |

| Tabella 10. Dati relativi alla caratterizzazione del biogas e delle emissioni gassose | | | |
|---|----------------|---|---|
| dati | | definizioni | effetti |
| 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 |

Concentrazione delle specie chimiche presenti nel biogas (C^{FB}_0)

Per le discariche controllate si devono raccogliere i dati storici di concentrazione delle specie chimiche presenti nel biogas captato ed analizzato, mentre, per le discariche in progettazione, si può far riferimento a valori di letteratura.

Tali valori serviranno a determinare il valore rappresentativo o la distribuzione rappresentativa della concentrazione iniziale alla sorgente (C^{FB}_0), per ognuna delle specie presenti nel biogas prodotto dalla discarica, e considerate quali indicatori (paragrafo 4.3.2).

E' opportuno reperire valori sperimentali delle suddette concentrazioni delle specie presenti nel biogas, poiché essi influenzano fortemente l'esito dell'analisi di rischio. In caso di non disponibilità degli stessi, nella tabella 11 si riportano alcuni valori tipici delle specie presenti nel biogas prodotto da un discarica in cui sono presenti anche rifiuti urbani, mentre nella tabella A4_3 dell'Appendice 4 si riportano alcune distribuzioni di probabilità tipiche, riprese dalla letteratura del settore [Environment Agency; 2003d].

| Tabella 11. Valori tipici di composizione del biogas da rifiuti urbani [da Tchobanoglous G. et al.; 1993] | |
|---|------------------------------|
| specie | percentuale (sul peso secco) |
| metano | 45 - 60 |
| anidride carbonica | 40 - 60 |
| azoto totale | 2 - 5 |
| ossigeno | 0,1 - 1,0 |
| solfuri, disolfuri, mercaptani | 0 - 1,0 |
| ammoniaca | 0,1 - 1,0 |
| idrogeno | 0 - 0,2 |

| Tabella 11. Valori tipici di composizione del biogas da rifiuti urbani [da Tchobanoglous G. et al.; 1993] | |
|--|-------------------------------------|
| <i>specie</i> | <i>percentuale (sul peso secco)</i> |
| <i>monossido di carbonio</i> | <i>0 – 0,2</i> |
| <i>gas in traccia</i> | <i>0,01 – 0,6</i> |

Peso molecolare del generico gas presente nel biogas o nei fumi (PM)

Il peso molecolare rappresenta il peso, espresso in unità chimiche di massa (u.c.m.), di una molecola di una generica specie chimica e coincide numericamente con il peso, espresso in grammi, di una mole di una specie chimica.

Costante di Henry del generico gas (H)

La costante di Henry fornisce la misura della tendenza di un composto a volatilizzare da una soluzione acquosa, come risultato combinato dell'influenza della sua pressione di vapore e della sua solubilità. Essa descrive, infatti, la ripartizione di un composto organico fra la fase gassosa e la soluzione acquosa, che è funzione della sua affinità con ognuno dei due comparti.

Nella tabella 12 si riportano alcune costanti di Henry, a diverse temperature, relative ai comuni gas prodotti dalla discarica [Tchobanoglous G. et al.; 1993].

| Tabella 12. Valori della costante di Henry per alcuni tipici gas di discarica [da Tchobanoglous G. et al.; 1993] | | | | | | | |
|---|------------------------------------|-------------|----------------------|-----------------------|-----------------------|----------------------|----------------------|
| <i>T</i> | <i>H x 10⁴, atm/mol</i> | | | | | | |
| <i>(°C)</i> | <i>CO₂</i> | <i>CO</i> | <i>H₂</i> | <i>H₂S</i> | <i>CH₄</i> | <i>N₂</i> | <i>O₂</i> |
| <i>0</i> | <i>0,0728</i> | <i>3,52</i> | <i>5,79</i> | <i>0,0268</i> | <i>2,24</i> | <i>5,29</i> | <i>2,55</i> |
| <i>10</i> | <i>0,104</i> | <i>4,42</i> | <i>6,36</i> | <i>0,2367</i> | <i>2,97</i> | <i>6,68</i> | <i>3,27</i> |
| <i>20</i> | <i>0,142</i> | <i>5,36</i> | <i>6,83</i> | <i>0,0483</i> | <i>3,76</i> | <i>8,04</i> | <i>4,01</i> |
| <i>30</i> | <i>0,186</i> | <i>6,20</i> | <i>7,29</i> | <i>0,0609</i> | <i>4,49</i> | <i>9,24</i> | <i>4,75</i> |
| <i>40</i> | <i>0,233</i> | <i>6,96</i> | <i>7,51</i> | <i>0,0745</i> | <i>5,20</i> | <i>10,4</i> | <i>5,35</i> |
| <i>50</i> | <i>0,283</i> | <i>7,61</i> | <i>7,65</i> | <i>0,0884</i> | <i>5,77</i> | <i>11,3</i> | <i>5,88</i> |
| <i>60</i> | <i>0,341</i> | <i>8,21</i> | <i>7,65</i> | <i>0,1030</i> | <i>6,26</i> | <i>12,0</i> | <i>6,29</i> |

Viscosità del gas (μ_g)

La viscosità del gas (μ_g) è un parametro che ne caratterizza la sua mobilità e di contro la resistenza all'interno di un flusso gassoso o all'interno dell'aria. Essa viene espressa in g/cm s.

Coefficiente di decadimento del primo ordine della generica specie gassosa presente nel biogas (λ)

Il coefficiente di decadimento del primo ordine (λ) è un parametro che tiene conto di eventuali processi di biodegradazione delle specie gassose durante il percorso di migrazione laterale del biogas nel sottosuolo insaturo. 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 $\lambda = 0$.

4.1.4.3 Altre emissioni della discarica

Per quanto riguarda le restanti emissioni della discarica, in casi particolari possono essere considerati quali possibili indicatori di contaminazione presenti nel biogas, gli odori o emissioni odorigene, le polveri e il particolato.

Le **emissioni odorigene** della discarica sono direttamente imputabili al processo di mineralizzazione dei rifiuti con la conseguente produzione di biogas e percolato. Le sostanze maleodoranti provocano spesso disagio soprattutto per gli abitanti delle zone limitrofe alla discarica perché sono avvertibili anche a concentrazioni molto basse. Comunque, l'impatto ambientale legato alle emissioni odorigene è fortemente condizionato da diversi fattori ambientali sociali, paesistici, economici e di pianificazione territoriale.

Il flusso di sostanze maleodoranti è legato ad emissioni gassose che avvengono in diversi punti dalla discarica, quali, ad esempio, area di stoccaggio rifiuti, pozzetti di captazione del biogas e presidi ambientali atti alla deodorizzazione delle aree esauste. Quindi per i parametri caratteristici si rimanda a quelli già definiti per le emissioni gassose.

A seguire si riportano le principali sostanze odorigene presenti nel gas di discarica, che quindi rappresentano gli indicatori tipici degli impatti odorigene:

- idrogeno solforato;
- composti organici solforosi (ad es. dimetilsolfuro, metilmercaptano, ecc);
- acidi carbossilici (ad es. acido butanoico);
- aldeidi (ad es. etanolo);
- disolfuro di carbonio.

Le *polveri* e il *particolato* possono contenere sostanze pericolose ed avere proprietà fisiche nocive, naturalmente in relazione alla tipologia di rifiuti abbancati in discarica. Pertanto, ai fini dell'analisi di rischio, la selezione delle sostanze potenzialmente pericolose contenute nelle polveri e nel particolato dipenderà soprattutto dal flusso di rifiuti accettati in ingresso o proposti per l'accettazione in discarica e dalle modalità di abbancamento.

4.1.5 Caratteristiche costruttive degli impianti e 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.

4.1.5.1 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.

I requisiti dettati dalla normativa vigente (D.Lgs. 36/03) sono riportati nella seguente tabella:

Tabella 13. Tipologie di barriere di rivestimento

| TIPO DI BARRIERA | | DISCARICHE | | | | | | | | |
|------------------|-----------------------------------|---|--------------|---|---|--|---|---|--|--|
| | | RIFIUTI INERTI | | RIFIUTI NON PERICOLOSI | | RIFIUTI PERICOLOSI | | | | |
| FONDO | geologica naturale ^(*) | spess ≥ 1m K ≤ 10 ⁻⁷ m/s | | spess ≥ 1m K ≤ 10 ⁻⁹ m/s | | spess ≥ 5m K ≤ 10 ⁻⁹ m/s | | | | |
| | artificiale | | |  | geomembrana | |  | geomembrana | | |
| | drenaggio del percolato | --- | |  | spess ≥ 0,5m | |  | spess ≥ 0,5m | | |
| PARETI LATERALI | artificiale | come fondo | | barriera equivalente al fondo con spessore anche < 0,5 m | | barriera equivalente al fondo con spessore anche < 0,5 m | | | | |
| COPERTURA | artificiale |  | spess ≥ 1m | |  | spess ≥ 1m | |  | spess ≥ 1m | |
| | |  | spess ≥ 0,5m | |  | spess ≥ 0,5m | |  | spess ≥ 0,5m | |
| | |  | spess ≥ 0,5m | |  | spess ≥ 0,5m K ≤ 10 ⁻⁸ m/s | |  | geomembrana | |
| | | | | |  | spess ≥ 0,5m | |  | spess ≥ 0,5m K ≤ 10 ⁻⁸ m/s | |
| | | | | | | | |  | spess ≥ 0,5m | |

Legenda

-  Strato di materiale minerale compattato
-  Strato sintetico, generalmente costituito da geomembrana in HDPE
-  Strato drenante
-  Strato di terreno vegetale

^(*) qualora la barriera geologica naturale non soddisfi le richieste minime è necessario integrarla artificialmente in modo da fornire una protezione equivalente.

Le tipologia di materiali comunemente impiegati per la copertura finale sono:

- materiali naturali a bassa permeabilità:
 - argilla compattata;
 - sabbia con aggiunta di bentonite;
- materiali artificiali (geomembrane):
 - HDPE;
 - LLDPE;

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

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/cm^3 , 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]:

$$\alpha_{x_i} = 0,83(\log L)^{2,414} \quad [4.7]$$

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:

$$R_i = 1 + k_d \frac{\rho_i}{\theta_i} \quad [4.8]$$

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 | 750 | 750 | <i>log uniforme</i> | 1×10^{-8} | 5×10^{-6} |
| <i>fori</i> | <i>triangolare</i> | 0 | 5 | 5 | 0 | 150 | 150 | <i>log uniforme</i> | 5×10^{-6} | 1×10^{-4} |
| <i>strappi</i> | <i>trinagolare</i> | 0 | 0,1 | 2 | 0 | 0,5 | 10 | <i>log uniforme</i> | 1×10^{-4} | 1×10^{-2} |

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

4.1.5.2 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> |

| Tabella 16. Dati relativi alla caratterizzazione del sistema di gestione del percolato | | | |
|---|--------------------------------------|--|--|
| dati | | definizioni | effetti |
| <i>pozzi di raccolta</i> | <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>di 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> |

4.1.5.3 Caratteristiche del sistema di gestione del biogas

Il sistema di gestione del biogas svolge le funzioni di captare e collettare il biogas per poi inviarlo agli impianti di combustione e di eventuale recupero energetico.

Esso è costituito da diversi componenti:

- *pozzi di captazione*, immersi all'interno dell'ammasso rifiuti, solitamente verticali, ai quali eventualmente si possono collegare delle tubazioni orizzontali, considerate secondarie e distribuite a raggiera. Tali pozzi possono essere trivellati a fine coltivazione o sviluppati in elevazione durante la coltivazione;
- *tubazioni di captazione orizzontali* all'interno dello strato drenante inferiore facente parte della copertura superficiale;
- *tubazioni di raccolta e regolazione*, che collegano i pozzi di captazione alle tubazioni principali di collettamento;
- *tubazioni di collettamento*, che trasportano il biogas fino agli impianti di combustione e recupero energetico;
- *impianto di combustione*, costituito da torce adiabatiche, dove solitamente viene combusto il surplus del biogas residuo dall'impianto di recupero energetico;
- *impianto di recupero energetico*, costituito da motori mediante i quali si produce calore ed energia elettrica.

I dati relativi alla caratterizzazione dei componenti del sistema di gestione del biogas possono essere in parte desunti dagli elaborati di progetto (caratteristiche geometriche e costruttive) ed in parte forniti dal gestore della discarica, soprattutto per quanto riguarda i

parametri gestionali (portata di biogas captato e combusto, efficienza di captazione, temperature di combustione, ecc).

Nella tabella 17 si riportano alcuni tra i dati principali per la caratterizzazione del sistema di gestione del biogas 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.

| Tabella 17. Dati relativi alla caratterizzazione del sistema di gestione del biogas | | | |
|--|---|---|--|
| dati | | definizioni | effetti |
| <i>pozzi e tubazioni</i> | <i>posizione e raggio di influenza</i> | <i>localizzazione all'interno del corpo discarica</i> | <i>influiscono sulla quantità di biogas captato</i> |
| | <i>caratteristiche geometriche</i> | <i>diametro, altezza, lunghezza, ecc</i> | <i>influiscono sulla quantità di biogas captato</i> |
| | <i>efficienza di captazione</i> | <i>rapporto percentuale tra biogas captato e biogas prodotto</i> | <i>influisce sulla quantità di biogas inviato a trattamento/recupero e sulla determinazione delle emissioni residue tra biogas prodotto e quello captato</i> |
| <i>impianto di combustione/trattamento e recupero</i> | <i>numero torce/motori</i> | <i>numero delle torce/motori presenti e/o utilizzate</i> | <i>influiscono sulla potenzialità del sistema di bruciare/trattare biogas</i> |
| | <i>date di inizio attività e dismissione</i> | <i>definiscono la durata di impiego delle torce/motori</i> | <i>influiscono sul funzionamento del sistema</i> |
| | <i>caratteristiche geometriche dl condotto di uscita dei fumi</i> | <i>diametro, altezza</i> | <i>influiscono nel determinare il punto di immissione nell'ambiente esterno</i> |
| | <i>portata biogas combusto /trattato</i> | <i>quantità di biogas che viene combusto/trattato</i> | <i>influisce nel determinare le emissioni residue tra il biogas captato e quello combusto/trattato</i> |
| | <i>capacità minima, massima e nominale</i> | <i>quantità minima, massima e nominale di biogas combusto/trattato</i> | <i>influiscono sulla potenzialità del sistema di bruciare/trattare biogas e quindi sulla determinazione delle emissioni residue</i> |
| | <i>temperatura di combustione</i> | <i>temperatura alla quale avvengono i processi di combustione/ trattamento</i> | <i>incide sulla formazione di alcuni gas presenti nelle emissioni</i> |
| | <i>rapporto aria/ combustibile</i> | <i>volume di aria fornito per la combustione in rapporto al volume unitario di combustibile</i> | <i>incide sulla formazione di alcuni gas presenti nelle emissioni</i> |
| | <i>efficienza di distruzione del gas nelle torce/motori</i> | <i>rapporto percentuale tra gas ante e post trattamento</i> | <i>influisce nel determinare le quantità di emissioni gassose, quali fumi di combustione</i> |

4.1.6 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}).

4.1.6.1 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:

$$I_{ef} = P - (ET + R_s) \quad [4.8]$$

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);

R_s 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:

$$I_{ef} = 0,0018 \cdot P^2 \quad \text{per terreni sabbiosi (SAND)} \quad [4.9]$$

$$I_{ef} = 0,0009 \cdot P^2 \quad \text{per terreni limosi (SILT)} \quad [4.10]$$

$$I_{ef} = 0,00018 \cdot P^2 \quad \text{per terreni argillosi (CLAY)} \quad [4.11]$$

dove 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 compositi 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 di erba.

4.1.6.2 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 | |
|--|---|
| coefficiente di copertura finale | tipo di copertura finale |
| 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) |

| Tabella 18. Esempi di alcuni coefficienti riduttivi per la copertura finale | |
|--|--|
| <i>coefficiente di copertura finale</i> | <i>tipo di copertura finale</i> |
| 0,05 | <i>strato di terreno</i> <i>strato di drenaggio</i> <i>geomembrana</i> <i>argilla (1 m)</i> |

4.2 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> |

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>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>nitrobenzeni</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:

$$R_{ij} = C_{ij} \times T_{ij} \quad [4.13]$$

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} :

$$R_j = R_{1j} + R_{2j} + R_{3j} + \dots + R_{ij} \quad [4.14]$$

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.

4.3 Definizione della 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-discardica, 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 (paragrafo 3.1).

4.3.1 Percolato: stima dei flussi e delle concentrazioni in uscita dalla discarica

4.3.1.1 Produzione di percolato all'interno della 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.

Invece, 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.

$$L_{prod} = I_{ef} + \Delta U_r + \Delta U_{RSU} - L_f - vap + b \quad [4.15]$$

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^L_0) (paragrafo 4.1.4.1) può essere determinata dai dati storici delle analisi chimiche del percolato sulla base dei criteri esposti nel paragrafo 3.1. In assenza di dati disponibili si può invece far riferimento a valori di letteratura (tabella 8 e tabella A2_3 contenuta nell'Appendice 2).

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:

$$C^L(t) = C^L_0 \cdot e^{-(kappa * L / S)} \quad [4.16]$$

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^L_0 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;

$kappa$ 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** si considera, invece, una diminuzione esponenziale nel tempo della concentrazione presente nel percolato, in accordo con la seguente equazione [Environment Agency; 2003d]:

$$C^L(t) = C^L_0 \cdot e^{-xt} \quad [4.17]$$

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 $0,1 \text{ anno}^{-1}$;

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:
 - a) 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;
 - b) 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;
 - c) 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;

- d) 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 $C^L_0 = C^L_{max}$.

4.3.1.2 Schematizzazione dell'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:

$$L_f = K_i \cdot i_f \cdot A_f \quad [4.18]$$

dove:

L_f è il flusso di percolato che attraversa lo strato minerale, espresso in m³/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 m²;

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):

$$i_f = \frac{h_{perc} + d_i}{d_i} \quad [4.19]$$

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]:

$$L'_f = C_d \cdot i_{av} \cdot h_{perc}^{0,9} \cdot a^{0,1} \cdot K_r^{0,74} \quad [4.20]$$

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} 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:

$$i_{av} = 1 + 0,1 \cdot \left(\frac{h_{perc}}{d_{unsat}} \right)^{0,95} \quad [4.21]$$

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 m^2 ;
 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:

$$L_f = A_f \left[(p_m L'_{fm}) + (p_f L'_{ff}) + (p_s L'_{fs}) \right] \quad [4.22]$$

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-advizione 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:

$$\frac{\partial C^L}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C^L}{\partial x^2} - v \frac{\partial C^L}{\partial x} - R\lambda C^L \quad [4.23]$$

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_i rappresenta in condizioni non sature il contenuto di umidità dell'argilla, mentre in condizioni sature la porosità efficace:

$$v = \frac{L_f}{A_f \cdot \theta_i} \quad [4.24]$$

- 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:

$$D_L = \alpha_{z_i} \cdot v + D_m \quad [4.25]$$

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:

$$\frac{C_{out}^L(z)}{C^L} = \exp\left\{\left(\frac{z}{2\alpha_z}\right)\left[1 - \sqrt{1 + \frac{4\lambda\alpha_z R}{v}}\right]\right\} \cdot \operatorname{erf}\left[\frac{W}{4\sqrt{\alpha_x y}}\right] \cdot \operatorname{erf}\left[\frac{S_{sw}}{4\sqrt{\alpha_y x}}\right] \quad [4.26]^1$$

dove C^L è la concentrazione della generica specie presente nel percolato prodotto nella discarica al tempo t , mentre la concentrazione risultante (C_{out}^L) corrisponde

¹ $\operatorname{erf}(z)$ è definita funzione di errore. Essa restituisce la funzione di errore integrata tra il limite inferiore di integrazione e il limite superiore di integrazione. Ad esempio:

$$\operatorname{erf}(z) = \frac{2}{\pi} \int_0^z e^{-t^2} dt$$

ovviamente a quella in uscita dalla discarica in seguito all'attraversamento della barriera di fondo della discarica.

4.3.2 Biogas ed altre emissioni gassose: stima dei flussi e delle concentrazioni in uscita dalla discarica

Ai fini della procedura di analisi di rischio applicata alle discariche si deve valutare la quantità di biogas e di altre emissioni gassose in uscita dalla discarica, pertanto si devono considerare tutti i fenomeni, i processi e le reazioni che conducono alla stima di tali emissioni.

Si devono innanzitutto illustrare brevemente le relazioni che intercorrono tra la quantità di biogas prodotto all'interno della discarica e i flussi in uscita dalla stessa.

Il biogas prodotto all'interno della discarica (FB_{prod}) viene generalmente in parte captato (FB_{cap}) mediante opportuni sistemi (paragrafo 4.1.5.3) e, a seconda dell'efficienza della captazione e della presenza degli stessi sistemi, in parte viene emesso in modo incontrollato (FB_{incon}). A sua volta, il flusso di biogas captato viene inviato al sistema di trattamento di combustione e/o di recupero energetico ($FB_{in_comb/rec}$) e verrà emesso in atmosfera ($EM_{comb/rec}$) a seguito dei processi di combustione, mentre il flusso di biogas incontrollato può fuoriuscire dalle aree scoperte della discarica (FB_{scop}), oppure attraversando la copertura (FB_{cop}) o le barriere laterali di rivestimento (FB_{lat}).

$$FB_{prod} = FB_{cap} + FB_{incon} \quad [4.27]$$

$$FB_{incon} = FB_{scop} + FB_{cop} + FB_{lat} \quad [4.28]$$

Tali quantità variano durante il corso degli anni per diversi motivi: variazione della quantità prodotta, presenza di aree scoperte, realizzazione, attivazione ed efficienza degli impianti di captazione.

Nel seguito verrà illustrata la determinazione della quantità di biogas prodotto nella discarica (paragrafo 4.3.2.1), che infatti risulta necessaria per la determinazione dei flussi in uscita dalla sorgente-discarica considerati nella presente procedura, quali:

- **FB_{scop} , flusso di biogas in uscita dalle aree scoperte della discarica** (paragrafo 4.3.2.2). Tale flusso corrisponde al gas prodotto dall'ammasso di rifiuti ove non sono stati ancora realizzati dei sistemi di controllo, quali quello di captazione o la stessa copertura superficiale, e quindi il gas è emesso "incontrollato" in atmosfera;

- **$EM_{comb/rec}$, flusso delle emissioni in uscita dalle torce di combustione e/o dai motori di recupero energetico** (paragrafo 4.3.2.3). Tale flusso corrisponde ai gas emessi in atmosfera dopo il trattamento nell'impianto di recupero energetico e/o nelle torce di combustione;
- **FB_{cop} , flusso di biogas in uscita dalla copertura superficiale della discarica** (paragrafo 4.3.2.4). Tale flusso corrisponde a quel gas prodotto dalla discarica e residuo dalla captazione (quindi non viene inviato all'impianto di recupero energetico e alla torce di combustione), che una volta fuoriuscito dalla discarica sarà soggetto alla dispersione in atmosfera;
- **FB_{lat} , flusso di biogas in uscita dalle barriere laterali della discarica** (paragrafo 4.3.2.5). Anche tale flusso come FB_{cop} risulta residuo dalla captazione, ma a differenza di questo sarà soggetto al trasporto per migrazione laterale nel suolo superficiale.

Nella generazione del biogas si possono individuare quattro fasi caratteristiche di tutto il ciclo di vita della discarica. Durante tali fasi varia sia la velocità di formazione del biogas, sia la sua composizione:

1. la prima fase è aerobica, (con ossigeno disponibile all'interno della massa di rifiuti) ed il principale gas prodotto è l'anidride carbonica (CO_2);
2. la seconda fase è caratterizzata da un forte diminuzione dell'ossigeno disponibile che porta l'ambiente in condizioni anaerobiche. Si ha grande produzione di CO_2 ed, in misura minore di idrogeno (H_2);
3. nella terza fase (anaerobica) inizia la generazione di metano (CH_4) accompagnata da una riduzione della CO_2 prodotta. Il contenuto di azoto (N_2) nel biogas è inizialmente elevato nella prima fase aerobica e decresce velocemente nella seconda e terza fase (anaerobiche);
4. nella quarta fase la produzione di biogas raggiunge condizioni stazionarie e la composizione del biogas non varia più. La durata delle varie fasi e dell'intera sequenza dipende dalle condizioni presenti in discarica (composizione del rifiuto, caratteristiche del materiale di copertura, modalità di gestione) e può variare anche

Gregory R.G. and McGoochan L.; 2003]. Tale approccio ha raccolto consenso in ambito internazionale ed i suoi risultati trovano buon riscontro con i dati sperimentali.

Tale modello consente di determinare non solo la quantità di biogas prodotta dai rifiuti ed emesse dalla discarica, ma anche le emissioni gassose derivanti dai sistemi di combustione e/o di recupero energetico dello stesso biogas.

Nel seguito, vengono riferite delle formule di calcolo e delle equazioni per la stima delle grandezze sopra descritte.

4.3.2.1 Produzione del biogas

Relativamente alla produzione di biogas (FB_{prod}), il modello consente di stimare le quantità prodotte durante gli stati aerobico (acetogenesi) e anaerobico (metanogenesi). In particolare, la simulazione delle condizioni aerobiche è stata considerata al fine di valutare la quantità di H_2 generato, pertanto si assume che solamente l'1% dei rifiuti depositati in discarica, esclusivamente durante il primo anno di abbancamento degli stessi, sia soggetto all'acetogenesi, mentre il restante 99% è degradato metanogenicamente. Inoltre negli anni successivi al primo anno di abbancamento si considerano solo condizioni anaerobiche in atto in tutti i rifiuti. Il valore dell'1% dei rifiuti coinvolti dall'acetogenesi è stato validato nel modello HELGA "Health and Environmental Risk Effects from Landfill Gas" [Gregory et al.; 1999], che ha costituito la base per lo sviluppo del modello in questione.

La produzione di CH_4 , di CO_2 , di H_2 e di H_2S viene simulata considerando le seguenti caratteristiche dei rifiuti:

- tipologia dei rifiuti;
- composizione merceologica dei rifiuti;
- contenuto di umidità dei rifiuti;
- costanti di biodegradazione della materia organica.

La degradazione della materia organica presente nei rifiuti viene calcolata mediante le seguenti espressioni (solitamente si considera un passo temporale annuale):

$$C(t) = C_0 - (C_{0,vel} \cdot e^{(-k_{vel}t)} + C_{0,med} \cdot e^{(-k_{med}t)} + C_{0,ien} \cdot e^{(-k_{ien}t)}) \quad [4.29]$$

$$C(t') = C(t) - C(t-1) \quad [4.30]$$

dove:

C_0 rappresenta la massa di carbonio degradabile presente nei rifiuti all'istante iniziale, espressa in tonnellate. Tale quantità viene valutata in base alla composizione merceologica dei rifiuti;

$C_{0,vel}$ rappresenta la massa di carbonio degradabile presente nella frazione di rifiuti velocemente biodegradabile all'istante iniziale, espressa in tonnellate. Analogamente per $C_{0,med}$ e $C_{0,len}$, riferite rispettivamente alle frazioni mediamente e lentamente biodegradabili. Tali quantità possono essere valutate in base alla composizione merceologica dei rifiuti;

$C(t')$ è la massa di carbonio degradato nel generico anno t' , espressa in t/anno;

$C(t)$ rappresenta la massa totale di carbonio degradabile che è stato degradato all'istante di tempo t , espressa in tonnellate;

t è il tempo che intercorre tra la deposizione dei rifiuti e la produzione di biogas, espresso in anni;

k_{vel} rappresenta la costante di degradazione della materia organica, riferita alla frazione di rifiuti velocemente biodegradabile, espressa in anno^{-1} . Analogamente per k_{med} e k_{len} , riferite rispettivamente alle frazioni mediamente e lentamente biodegradabili.

Dall'equazione definita sopra, si può ricavare quindi la quantità di carbonio disponibile, impiegata per determinare la produzione di metano e di anidride carbonica secondo i rapporti della reazione chimica di metanogenesi (1 mole di carbonio produce 1 mole di CH_4 o di CO_2).



1 mole di Acido acetico = 1 mole di Metano + 1 mole di Anidride carbonica

Per determinare dai rapporti molari le relative quantità in tonnellate si dovranno considerare i relativi pesi molecolari dei composti presenti nelle reazioni chimica.

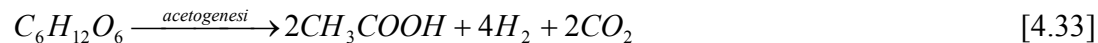
Per determinare la produzione volumetrica di CH_4 o di CO_2 si può usare la seguente espressione, valida, in generale, per qualsiasi gas:

$$FB_{prod_gas} = FB_{prod_gas} [\text{tonn}] \cdot \frac{Vm}{(PM_{gas})} \times 10^6 \quad [4.32]$$

dove:

| | |
|-------------------------------|--|
| FB_{prod_gas} | è il volume del singolo gas presente nel flusso di biogas prodotto, espresso in m ³ /anno se $FB_{prod_gas}[\text{tonn}]$ è espresso in tonn/anno; |
| $FB_{prod_gas}[\text{tonn}]$ | è la quantità di biogas prodotto dalla discarica, espresso generalmente in tonn/anno. Tale quantità è stimata dalle [4.29], [4.30] e [4.31]; |
| PM_{gas} | è il peso molecolare della specie gassosa, espresso in g/mol; |
| V_m | è il volume molare della specie gassosa, alle condizioni standard, pari a $2,241 \times 10^{-2}$ m ³ /mol. |

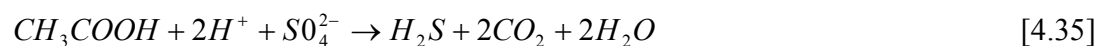
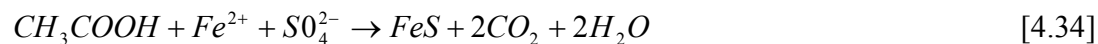
Considerando, invece, la reazione chimica di acetogenesi, esplicitata sotto, si può simulare anche la quantità di H₂ prodotta considerando i rapporti di reazione, ossia considerando l'1% del rifiuto biodegradabile depositato in discarica poiché:



6 Carbonio = 2 Acido acetico + 4 Idrogeno + 2 Anidride carbonica

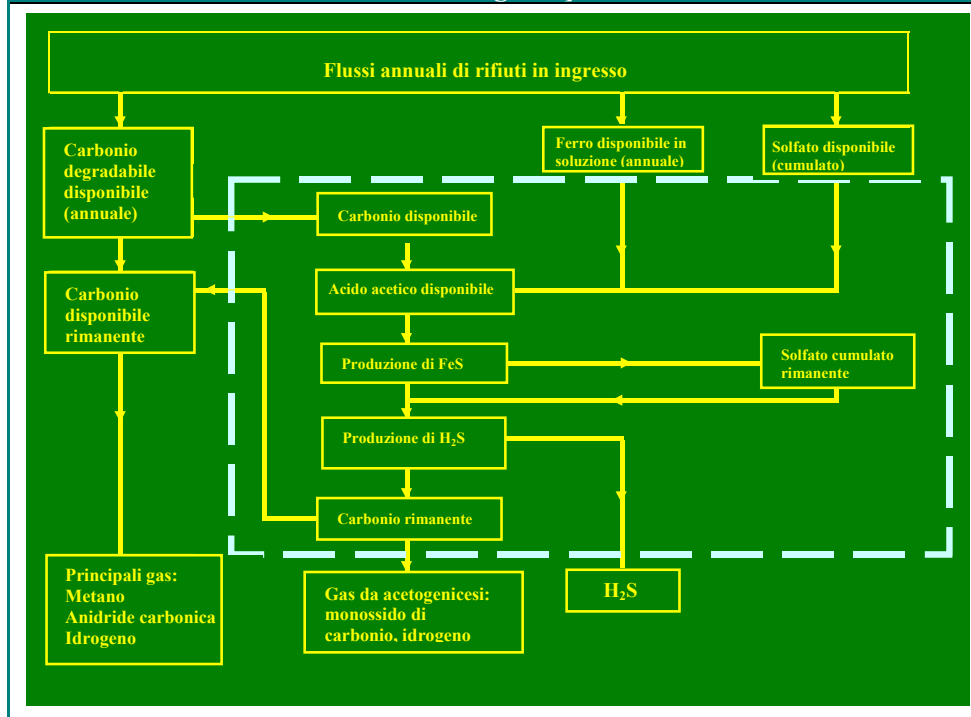
Il modello consente di simulare anche la produzione di solfato di idrogeno (o idrogeno solforato H₂S), che è tra i gas responsabili degli impatti odorigeni causati dalle emissioni della discarica. In particolare, nel caso in cui vi sia un eccesso di solfato nei rifiuti, la produzione di H₂S ad opera dei batteri solfato-riduttori si verifica a partire dallo stadio aerobico e successivamente nello stadio anaerobico. Si deve inoltre precisare che tali reazioni avvengono nelle discariche solo in presenza di ferro, il quale ha la funzione di intermediario di reazione (come si può osservare dalle reazioni chimiche esplicitate di seguito).

Le seguenti reazioni chimiche, rappresentano una stima dei processi che si possono verificare per la produzione dell'H₂S e non avvengono necessariamente in modo separato e consequenziale:



La [4.32] è anche valida per determinare la quantità di H₂ e di H₂S.

Figura 4. Schema di produzione del biogas secondo il GasSim [ENVIRONMENT AGENCY (2002a) GasSim Release 1.0 Golder Associates, Nottingham]



Per quanto riguarda, invece, le concentrazioni di gas in traccia presenti nel flusso di biogas prodotto dalla discarica, vista la grossa difficoltà di schematizzare le reazioni chimiche che danno origine a tali specie gassose, esse vengono valutate sulla base di valori rilevati in sito o valori di default inseriti per le distribuzioni di probabilità delle concentrazioni presenti. Solitamente queste concentrazioni sono espresse in ppm (valori annuali) e quindi si può usare la seguente formula di conversione per ottenere la relativa produzione volumetrica ($FB_{prod_traccia}$) in $m^3/anno$:

$$FB_{prod_traccia} = \frac{FB_{(%)}}{100\%} \cdot Vm \tag{4.36}$$

dove:

$FB_{(%)}$ è concentrazione del composto in traccia espressa in ppm;

Vm è il volume molare del composto in traccia, alle condizioni standard, pari a $2,241 \times 10^{-2} m^3/mol$.

La produzione totale di biogas (FB_{prod}) è quindi data dalla somma delle produzioni volumetriche relative ad ogni gas presente, tutte espresse in $m^3/anno$:

$$FB_{prod} = FB_{prod_CH4} + FB_{prod_CO2} + FB_{prod_H2} + \dots + FB_{prod_traccia} \quad [4.37]$$

Mentre per la determinazione delle relative concentrazioni delle specie gassose G_{gas} , espressa in mg/m^3 , si può impiegare la seguente espressione:

$$G_{gas} = \frac{FB_{prod_gas} [tonn / anno]}{FB_{prod} [m^3 / anno]} \times 10^9 \quad [4.38]$$

4.3.2.2 Flusso di biogas e delle specie gassose in uscita dalle aree scoperte della discarica

Come si evince dalla relazione [4.28] parte del flusso di biogas incontrollato, ossia non captato, può fuoriuscire “liberamente” dalle aree scoperte superficiali (FB_{scop}) che, infatti, sono sprovviste dai sistemi di controllo (copertura superficiale e/O sistemi di captazione del biogas).

La relazione impiegata per determinare la FB_{scop} considera la percentuale di area scoperta e/o sprovvista di captazione (A_{scop}), rispetto all’area totale della discarica ($A_{scop}+A_{cop}$).

$$FB_{scop} = \left(\frac{A_{scop}}{A_{scop} + A_{cop}} \right) \cdot FB_{prod} \quad [4.39]$$

Le concentrazioni dei gas presenti nel flusso emesso dalle aree scoperte sono pari a quelle dei relativi gas presenti nel biogas prodotto (G_{gas}), espresse dalla [4.38], pertanto la quantità del generico gas in uscita dalle aree scoperte sarà data dalla:

$$FB_{gas_scop} = FB_{scop} \times G_{gas} \quad [4.40]$$

dove:

FB_{gas_scop} è la quantità del gas in uscita dalle aree scoperte della discarica, espressa in mg/h ;

FB_{scop} è il flusso di biogas in uscita dalle aree scoperte della discarica, espresso in m^3/h ;

G_{gas} è la concentrazione del gas presente nel biogas, espressa in mg/m^3 .

4.3.2.3 Flusso delle emissioni in uscita dalle torce e dai motori

Per quanto riguarda il flusso di biogas captato (FB_{cap}), il modello considerato assume che, a seconda dell’efficienza del sistema di captazione, una porzione di esso non venga

inviato alle torce di combustione e/o ai motori di recupero energetico, ma invece fuoriesca attraverso la copertura (FB_{cop}) e le barriere laterali (FB_{lat}). Tale porzione costruisce pertanto il flusso residuo alla captazione (FB_{res}) determinato mediante la seguente relazione:

$$FB_{res} = FB_{cap} - \left((FB_{in_comb} + FB_{in_rec}) \times \left(1 - \frac{CF}{100} \right) \right) \quad [4.41]$$

dove:

FB_{res} flusso di biogas non captato ed emesso, quindi, attraverso la copertura e le barriere laterali, espresso in m^3/h ;

FB_{cap} flusso di biogas prodotto nelle aree coperte, espresso in m^3/h ;

FB_{in_comb} flusso di biogas captato ed inviato alle torce di combustione, espresso in m^3/h ;

FB_{in_rec} flusso di biogas captato ed inviato ai motori di recupero energetico, espresso in m^3/h ;

CF efficienza del sistema di captazione, espresso in %.

Durante i processi di combustione che avvengono nelle torce e nei motori, alcuni gas possono essere parzialmente distrutti ed altri possono essere prodotti, pertanto si devono considerare le efficienze di distruzione, definite solitamente per gli impianti utilizzati (torce/motori) e i rapporti molecolari per la produzione di alcune specie di gas.

La generica espressione impiegata per il calcolo delle quantità di **emissioni in uscita dalle torce di combustione e/o dai motori di recupero energetico** ($EM_{gas_comb/rec}$), è la seguente:

$$EM_{gas_comb/rec} = \left((FB_{in_comb})_{opp}(FB_{in_rec}) \right) \cdot G_{gas} \cdot \left(1 - \frac{ED\%}{100\%} \right) \quad [4.42]$$

dove:

$EM_{gas_comb/rec}$ flusso del gas emesso dalle torce o dai motori, espresso in mg/h ;

G_{gas} concentrazione del gas presente nel biogas prodotto e captato, espressa in mg/m^3 ;

ED efficienza di distruzione del gas relativa alle torce o ai motori, espressa in %.

L'equazione [4.42] è impiegata per determinare le emissioni atmosferiche dalle torce e dai motori di tutte le specie gassose, ad eccezione di quelle indicate nella tabella 20, che invece fanno riferimento alle equazioni modificate, riportate a seguire.

| Tabella 20. Equazioni di calcolo per alcune emissioni gassose dalle torce e dai motori | |
|---|----------------------------------|
| emissione gassosa | equazione di calcolo |
| <i>anidride carbonica – CO₂</i> | <i>equazione [6.55]</i> |
| <i>cloruro di idrogeno – HCl</i> | <i>equazioni [6.56] e [6.57]</i> |
| <i>ossidi di azoto – NO_x</i> | <i>equazione [6.56]</i> |
| <i>anidride solforosa – SO₂</i> | <i>equazioni [6.56] e [6.57]</i> |
| <i>monossido di carbonio – CO</i> | <i>equazione [6.56]</i> |
| <i>diossine e furani</i> | <i>equazione [6.56]</i> |
| <i>idrocarburi policiclici aromatici - IPA</i> | <i>equazione [6.56]</i> |
| <i>composti organici volatili - VOC</i> | <i>equazioni [6.54] e [6.56]</i> |
| <i>fluoruro di idrogeno – HF</i> | <i>equazioni [6.56] e [6.57]</i> |
| <i>acido nitrico – NO₂</i> | <i>equazione [6.56]</i> |
| <i>fosfati totali</i> | <i>equazione [6.56]</i> |

Le **emissioni di CO₂** provengono dalla combustione del metano e dei composti organici volatili, pertanto relativamente alla determinazione di tali emissioni, si deve tener conto del bilancio di massa della CO₂ prodotta per mole di CH₄ combusto (44/16) e di VOC combusto (44/12, basata su di un'unità media di VOC aventi una generica formula C_nH_{2n}).

La formula impiegata è quindi la seguente:

$$EM_{CO_2_comb/rec} = \left((FB_{in_comb})_{opp}(FB_{in_rec}) \right) \times \left[\left(G_{CH_4} \cdot \frac{44}{16} \right) \cdot \left(1 - \frac{ED\%_{CH_4}}{100\%} \right) + \left(G_{VOC} \cdot \frac{44}{12} \right) \cdot \left(1 - \frac{ED\%_{VOC}}{100\%} \right) \right] \quad [4.43]$$

dove:

$EM_{CO_2_comb/rec}$ quantità di CO₂ emessa dalle torce o dai motori, espresso in mg/h;

G_{CH_4} concentrazione di CO₂ presente nel biogas, espressa in mg/m³;

G_{VOC} concentrazione di VOC presente nel biogas, espressa in mg/m³.

L'**HCl**, l'**HF**, le **diossine** e i **furani**, gli **NO_x**, l'**SO₂**, l'**NO₂**, i **fosfati totali**, il **CO**, gli **IPA** e i **VOC non metanigeni** (NMVOC) sono invece tutti prodotti di combustione. Pertanto le emissioni di queste specie dalle torce e dai motori possono essere determinate impiegando una correzione relativa alla proporzione della specie gassosa formatasi

durante la combustione, sulla base delle emissioni monitorate dalle torce e dai motori, mediante la seguente equazione:

$$EM(comb)^{(1)}_{comb/rec} = (AC + 1) \cdot (FB_{comb} \cdot (FB_{in_comb}) + FB_{rec} \cdot (FB_{in_rec})) \quad [4.44]$$

dove:

$EM(comb)^{(1)}_{comb/rec}$ flusso di gas prodotti dalla combustione ed emessi dalle torce o dai motori, espresso in mg/h;

AC rapporto aria/combustibile, solitamente assunto pari a 5:1;

FB_{comb} flusso di emissioni dalle torce, espresso in mg/h;

FB_{rec} flusso di emissioni dai motori, espresso in mg/h.

In alcuni casi le emissioni di **HCl**, **HF** e **SO₂** possono essere determinate non come prodotti di combustione bensì dalle specie originariamente presenti nel biogas, ad esempio cloruro totale, fluoruro e solfuro ridotto. Viene quindi impiegata l'equazione [6.57], riportata di seguito, nella quale viene introdotto un rapporto molecolare relativo alla specie gassosa emessa e la concentrazione della specie originaria presente nel biogas.

$$EM(comb)^{(2)}_{comb/rec} = ((FB_{in_comb})_{opp}(FB_{in_rec})) [G_{gas_orig}] \cdot MM \cdot \frac{DE\%}{100\%} \quad [4.45]$$

dove:

$EM(comb)^{(2)}_{comb/rec}$ flusso di gas determinati dai rapporti con le specie originarie ed emessi dalle torce o dai motori, espresso in mg/h;

G_{gas_orig} concentrazione totale del gas originario presente nel biogas (ad esempio, cloruri, fluoruri, ecc), espressa in mg/m³;

MM rapporto tra i pesi molecolari (ad esempio, il rapporto tra HCl e Cl è pari a 1,03).

4.3.2.4 Flusso di biogas e delle specie gassose in uscita dalla copertura

Il flusso di biogas non captato e quindi residuo (FB_{res} , definito sopra) fuoriesce in parte dalla copertura superficiale della discarica (FB_{cop}) e in parte dalle barriere laterali (FB_{lat}).

Per la determinazione del FB_{cop} si devono considerare i seguenti fattori:

- tipo di copertura presente;
- conducibilità idraulica degli strati che compongono la copertura;
- spessore della copertura;

- dimensioni della superficie della discarica.

FB_{cop} è calcolato usando la legge di Darcy per un mezzo omogeneo ed isotropo, mediante la seguente espressione:

$$FB_{cop} = \frac{FB_{res}}{\left(\frac{d_{cop}}{k_{cop} \cdot A_{cop}} \cdot \frac{k_{lat} \cdot A_{lat}}{d_{lat}} \right) + 1} \quad [4.46]$$

dove:

FB_{cop} flusso di biogas in uscita dalla copertura superficiale, espresso in m^3/h ;

FB_{res} flusso di biogas non captato e quindi residuo, espresso in m^3/h ;

d_{cop} spessore della copertura nella direzione del flusso, espresso in m;

k_{cop} conducibilità idraulica della copertura, espressa in m/s;

A_{cop} superficie della copertura, espressa in m^2 ;

d_{lat} spessore della barriera laterale nella direzione del flusso, espresso in m;

k_{lat} conducibilità idraulica della barriera laterale, espressa in m/s;

A_{lat} superficie della barriera laterale nella direzione ortogonale al flusso, espressa in m^2 .

Per quanto riguarda il valore della conducibilità idraulica, dal momento che la copertura o la barriera laterale sono solitamente composte da diversi strati con differenti valori di conducibilità idraulica, si dovrà determinare la conducibilità equivalente oppure, secondo il criterio della conservatività adottare il valore più basso.

Per quanto riguarda, invece, la superficie della barriera laterale essa viene determinata considerando l'intero perimetro della discarica e la profondità della zona non satura di rifiuti all'interno della discarica, poiché si assume che il biogas non sia disciolto nel percolato liquido.

Il flusso della generica specie gassosa emessa attraverso la copertura, è invece espressa dalla:

$$FB_{gas_cop} = FB_{cop} \times G_{gas} \quad [4.47]$$

dove:

FB_{gas_cop} è la quantità del gas in uscita dalla copertura della discarica, espressa in mg/h ;

FB_{cop} è il flusso di biogas in uscita dalla copertura della discarica, espresso in m^3/h ;

G_{gas} è la concentrazione del gas presente nel biogas, espressa in mg/m^3 .

4.3.2.5 Flusso di biogas e delle specie gassose in uscita dalle barriere laterali

Analoghe considerazioni possono essere condotte per il flusso di biogas che fuoriesce lateralmente dalle barriere laterali, dal momento esso corrisponde alla restante porzione del FB_{res} che non fuoriesce dalla copertura.

L'espressione per il calcolo della FB_{lat} è quindi la seguente, ove i vari termini sono già stati definiti sopra:

$$FB_{lat} = \frac{FB_{res}}{\left(\frac{d_{lat}}{k_{lat} \cdot A_{lat}} \cdot \frac{k_{cop} \cdot A_{cop}}{d_{cop}} \right) + 1} \quad [4.48]$$

Per quanto riguarda il valore della conducibilità idraulica, valgono le stesse osservazioni in merito al calcolo di una conducibilità equivalente oppure all'impiego del valore più basso e quindi conservativo.

Il flusso della generica specie gassosa emessa attraverso le barriere laterali, è invece espressa dalla:

$$FB_{gas_lat} = FB_{lat} \times G_{gas} \quad [4.49]$$

dove:

FB_{gas_lat} è la quantità del gas in uscita dalle barriere laterali della discarica, espressa in mg/h ;

FB_{lat} è il flusso di biogas in uscita dalle barriere laterali della discarica, espresso in m^3/h ;

G_{gas} è la concentrazione del gas presente nel biogas, espressa in mg/m^3 .

5 CARATTERIZZAZIONE DEI PERCORSI E DELLE POSSIBILI VIE DI ESPOSIZIONE

5.1 Premessa

Avendo definito il termine sorgente, il modello concettuale deve identificare tutti gli specifici percorsi mediante i quali le emissioni potrebbero potenzialmente essere trasportate.

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 indicativamente in considerazione i seguenti fattori:

- percolato:
 - 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;
- biogas:
 - emissioni incontrollate in atmosfera di biogas dalle aree scoperte della discarica e trasporto per diffusione-dispersione;

- emissioni in atmosfera di biogas dalle aree coperte e trasporto per diffusione-dispersione;
 - emissioni in atmosfera provenienti dall'impianto di combustione/recupero del biogas;
 - passaggio del biogas dalle barriere laterali della discarica e migrazione laterale nel sottosuolo insaturo;
 - perdite dovute ad occasioni accidentali:
 - danni al sistema di captazione (tubazioni di trasporto, valvole di aspirazione, ect);
 - danni alle torce di combustione e/o ai motori di recupero energetico;
 - atti di vandalismo al sistema di captazione, al sistema di copertura superficiale, ect.
- odori, polveri e particolato:
- dispersione di odori, polveri e particolato in atmosfera e trasporto per diffusione-dispersione;
 - rilasci dovuti ad occasioni accidentali:
 - inefficienza delle procedure di abbancamento rifiuti;
 - inefficienza del sistema di copertura superficiale;
 - atti di vandalismo al sistema di copertura superficiale, ect.

Nei paragrafi successivi si indicano i parametri di caratterizzazione dei percorsi e si definiscono i fattori di trasporto, distinguendo tra emissioni di percolato e di biogas, e tralasciando in questa sede le altre emissioni, poiché il percolato e il biogas sono sicuramente i principali contaminanti della discarica, a cui è associata una elevata probabilità di generare rischi per l'uomo e per l'ambiente.

Si deve comunque sottolineare che gli odori, le polveri e il particolato seguono essenzialmente il percorso in atmosfera, i cui parametri sono del tutto analoghi a quelli che verranno definiti per il trasporto del biogas.

5.2 Parametri generali per il trasporto di percolato

Sono di seguito identificati i percorsi per il percolato emesso dalla discarica:

1. zona non satura di terreno al di sotto della discarica;
2. 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 nel paragrafo 3.1.

Tali parametri sono necessari per il calcolo dei fattori di trasporto (paragrafo 5.4.1) e, quindi, per stimare la concentrazione della specie chimica presente nel lisciviato in corrispondenza del bersaglio, nota quella in uscita dalla discarica, definita precedentemente.

5.2.1 Dati per il trasporto nella zona non satura di terreno

Per la definizione dei parametri del terreno in zona insatura, a monte dell'applicazione della procedura descritta nel paragrafo 3.1, 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 paragrafo 3.1 ad ogni strato di terreno e si procede seguendo una delle alternative seguenti:
 - 3.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;
 - 3.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 21, attribuendo ad ognuno di essi una definizione ed illustrandone gli effetti e l'influenza nell'applicazione della procedura di analisi di rischio.

| Tabella 21. Dati relativi alla caratterizzazione della zona non satura di terreno | | | |
|--|--|--|---|
| dati | | definizioni | effetti |
| geometrici | <i>soggiancenza della falda</i> | <i>distanza tra il piano campagna e la superficie piezometrica</i> | <i>influisce sulla determinazione del franco di falda e sulla stima del fattore di lisciviazione</i> |
| | <i>franco della falda</i> | <i>spessore di terreno non saturo tra il piano di posa della discarica e la superficie piezometrica</i> | <i>influisce sulla lunghezza del percorso del contaminante e quindi sul tempo di arrivo nell'acquifero</i> |
| | <i>spessore della frangia capillare</i> | <i>spessore della zona di sottosuolo in cui avviene la transizione tra il terreno saturo e il non saturo</i> | <i>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)</i> |
| | <i>spessore della zona non satura</i> | <i>distanza tra il piano campagna e il top della frangia capillare</i> | <i>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)</i> |
| fisici | <i>granulometria</i> | <i>distribuzione delle particelle del terreno in base al loro diametro</i> | <i>influisce sugli effetti dispersivi dei contaminanti e sui fenomeni di adsorbimento dei contaminanti con la matrice solida</i> |
| | <i>peso di volume o densità del terreno o massa volumica</i> | <i>peso dell'unità di volume della massa totale composta dalle particelle solide e liquide contenute negli spazi interstiziali</i> | <i>influisce sui fenomeni di diluizione e di interazione dei contaminanti con la matrice solida</i> |
| | <i>porosità totale</i> | <i>volume di vuoti presenti all'interno del volume totale di terreno</i> | <i>influisce sul moto di infiltrazione del contaminante, in particolare sulla resistenza al suo passaggio della matrice solida</i> |

| Tabella 21. Dati relativi alla caratterizzazione della zona non satura di terreno | | | |
|--|--|--|---|
| dati | | definizioni | effetti |
| | <i>porosità efficace</i> | <i>volume di vuoti idraulicamente connessi presenti all'interno del volume totale di terreno</i> | <i>influisce sul moto di infiltrazione del contaminante, in particolare sulla resistenza al suo passaggio della matrice solida</i> |
| <i>idraulici</i> | <i>contenuto volumetrico d'acqua</i> | <i>volume di acqua presente nell'unità di volume del suolo</i> | <i>influisce sull'attività microbica, sul trasporto di aria e di acqua nel sottosuolo</i> |
| | <i>contenuto volumetrico d'aria</i> | <i>volume di aria presente nell'unità di volume del suolo</i> | <i>influisce su eventuali fenomeni di volatilizzazione</i> |
| | <i>contenuto volumetrico di acqua e d'aria nella frangia capillare</i> | <i>rapporto tra volume di acqua (aria) presente nel suolo e volume dei vuoti</i> | <i>influisce sulla volatilizzazione dei contaminanti presenti nell'acquifero superficiale</i> |
| | <i>conducibilità idraulica verticale a saturazione</i> | <i>capacità del terreno di un dato spessore di lasciarsi attraversare da acqua per unità di superficie</i> | <i>influisce sul moto di infiltrazione del contaminante e sul tempo di arrivo all'acquifero</i> |
| | <i>coefficiente di dispersione longitudinale</i> | <i>quantifica i fenomeni dispersivi del moto</i> | <i>incide sui fenomeni dispersivi del moto e quindi sull'attenuazione della concentrazione di contaminante lungo il percorso</i> |
| <i>chimici</i> | <i>frazione di carbonio organico</i> | <i>quantità di carbonio organico presente nel totale della matrice solida del terreno non saturo</i> | <i>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</i> |

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 22, con il nome di ghiaia le particelle con diametro $\phi > 2,0$ mm, con sabbia quelle con diametro $0,06 \text{ mm} < \phi < 2,0$ mm, con limo quelle con diametro $0,002 \text{ mm} < \phi < 0,06$ mm e con argilla quelle con diametro $\phi < 0,002$ mm; nota la percentuale di ognuna di esse, si classifica il terreno attraverso il triangolo riportato in figura 5.

In tabella 23 è riportata la nomenclatura in lingua italiana e inglese delle diverse classi rappresentate nel triangolo di figura 5, inoltre per ognuna delle classi presenti sono state inserite le corrispondenti percentuali di sabbia, limo e argilla, calcolate nei centri di ogni zona del triangolo, necessarie per l'implementazione delle equazioni presenti in questa procedura.

Per completezza della trattazione, in tabella 24 viene riportata la classificazione unificata ASTM dei suoli.

| Tabella 22. Classificazione dei terreni | | | |
|--|-----------------|---------------------------------------|-------------|
| <i>tipo di terreni</i> | | <i>diametri delle particelle (mm)</i> | |
| <i>TERRENI A GRANA MOLTO GROSSA</i> | <i>blocchi</i> | <i>200</i> | |
| | <i>ciottoli</i> | <i>60</i> | |
| <i>TERRENI A GRANA GROSSA (più del 65% in sabbia e ghiaia)</i> | <i>ghiaia</i> | <i>grossa</i> | <i>20</i> |
| | | <i>media</i> | <i>6</i> |
| | | <i>fine</i> | <i>2</i> |
| | <i>sabbia</i> | <i>grossa</i> | <i>0,6</i> |
| | | <i>media</i> | <i>0,2</i> |
| | | <i>fine</i> | <i>0,06</i> |

Tabella 22. Classificazione dei terreni

| tipo di terreni | | diametri delle particelle (mm) | |
|---|---------|--------------------------------|-------|
| TERRENI A GRANA FINE (più del 35% in limo e argilla) | limo | grossa | 0,02 |
| | | media | 0,006 |
| | | fine | 0,002 |
| | argilla | < 0,002 | |

Figura 5. Diagramma triangolare per la classificazione dei terreni

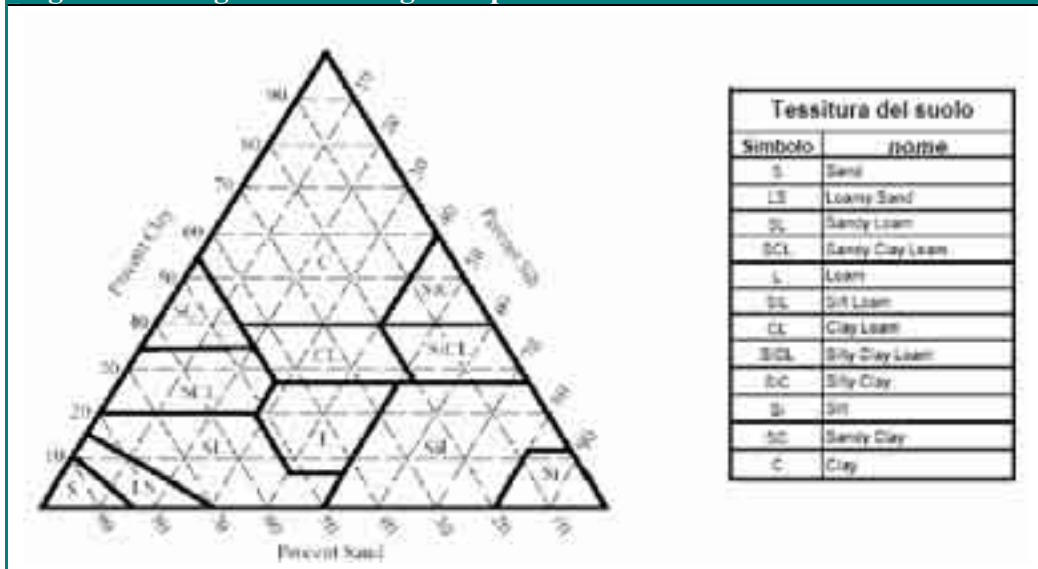


Tabella 23. Percentuali di sabbia, argilla e limo calcolate nei centroidi di ogni zona caratteristica del terreno descritta nel diagramma triangolare [APAT, “Criteri metodologici per l’applicazione dell’analisi di rischio assoluta ai siti contaminati” 2005]

| tessitura del terreno | | | %argilla | %limo | %sabbia |
|-----------------------|-----------------|-----------------------------------|----------|-------|---------|
| simbolo | inglese | italiano | | | |
| S | Sand | Sabbioso | 3,33 | 5,00 | 91,67 |
| LS | Loamy Sand | Sabbioso tendente medio | 6,25 | 11,25 | 82,50 |
| SL | Sandy Loam | Medio sabbioso | 10,81 | 27,22 | 61,97 |
| SCL | Sandy Clay Loam | Medio argilloso tendente sabbioso | 26,73 | 12,56 | 60,71 |
| L | Loam | Di grana media | 18,83 | 41,01 | 40,16 |
| SiL | Silt Loam | Medio limoso | 12,57 | 65,69 | 21,74 |
| CL | Clay Loam | Medio argilloso | 33,50 | 34,00 | 32,50 |
| SiCL | Silty Clay Loam | Medio argilloso tendente limoso | 33,00 | 56,50 | 10,00 |
| SiC | Silty Clay | Argilloso limoso | 46,67 | 46,67 | 6,66 |
| Si | Silt | Limoso | 6,00 | 87,00 | 7,00 |
| SC | Sandy Clay | Argilloso sabbioso | 41,67 | 6,67 | 51,66 |
| C | Clay | Argilloso | 64,83 | 16,55 | 18,62 |

Tabella 24. Classificazione generale dal Sistema Unificato di Classificazione del suolo, American Society for Testing and Materials 1985 [APAT, “Criteri metodologici per l’applicazione dell’analisi di rischio assoluta ai siti contaminati” 2005]

| Classificazione generale | | simbolo del gruppo | nome del gruppo | |
|-------------------------------------|--|--------------------------|-----------------|---|
| terreni a grana grossa | ghiaia (trattenuto al setaccio 4 $\geq 50\%$) | ghiaia pulita | GW | ghiaia ben assortita, da fine a grossa |
| | | ghiaia con frazione fine | GP | ghiaia poco assortita |
| (passant e al 200 $\leq 50\%$) | sabbie (passante al setaccio 4 $\geq 50\%$) | sabbia pulita | SW | sabbia ben assortita, da fine a grossa |
| | | sabbia con frazione fine | SP | sabbia poco assortita |
| terreni a grana grossa | limi e argille (limite liquido < 50) | inorganico | ML | limo |
| | | | CL | argilla |
| (passant e al 200 $> 50\%$) | limi e argille (limite liquido ≥ 50) | inorganico | OL | limo organico, argilla organica |
| | | | MH | limo ad elevata plasticità, limo elastico |
| | | | CH | argilla ad elevata plasticità, argilla grassa |
| | | organico | OH | argilla organica, limo organico |
| suoli ad elevato contenuto organico | | | PT | torba |

Soggiacenza della falda (L_{GW})

La soggiacenza della falda (L_{GW}), 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 (d_{ff})

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 (d_{ff}).

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 (h_{cap})

A seconda della tipologia del terreno non saturo, si dovrà considerare lo spessore della frangia capillare (d_{cap}), 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 (h_v)

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:

$$h_v = L_{GW} - h_{cap} \quad [5.1]$$

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:

$$\theta_{e_unsat} = \theta_{T_unsat} - (\theta_{pori} + \theta_{res}) \quad [5.2]$$

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:

$$\theta_{e_unsat} = \theta_{T_unsat} - \theta_{res} \quad [5.3]$$

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:

$$\theta_{e_unsat} = \theta_{T_unsat} \quad [5.4]$$

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 25.

La stima indiretta del parametro θ_w , invece, propone di far riferimento ai valori riportati nella tabella 26, 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 25. Range di valori per θ_w in funzione della distribuzione granulometrica | | | |
|---|--|---|---|
| <i>tessitura del terreno</i> | <i>θ_w massimo</i> | <i>θ_w minimo</i> | <i>θ_w varianza</i> |
| <i>Sand</i> | <i>0,08</i> | <i>0,05</i> | <i>1,62E-04</i> |
| <i>Loamy Sand</i> | <i>0,12</i> | <i>0,05</i> | <i>1,34E-03</i> |
| <i>Sandy Loam</i> | <i>0,23</i> | <i>0,04</i> | <i>9,54E-03</i> |

Tabella 25. Range di valori per θ_w in funzione della distribuzione granulometrica

| <i>tessitura del terreno</i> | θ_w <i>massimo</i> | θ_w <i>minimo</i> | θ_w <i>varianza</i> |
|------------------------------|------------------------------|-----------------------------|-------------------------------|
| <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:

$$\theta_a = \theta_{T_unsat} - \theta_w \quad [5.5]$$

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 26, 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 26. Valori θ_{T_unsat} , θ_{res} , θ_{e_unsat} , θ_w e θ_a in funzione della distribuzione granulometrica

| <i>tessitura del terreno</i> | θ_{T_unsat} | θ_{res} | θ_{e_unsat} | θ_w | θ_a |
|------------------------------|---------------------|----------------|---------------------|------------|------------|
| <i>Sand</i> | 0,43 | 0,045 | 0,385 | 0,068 | 0,317 |
| <i>Loamy Sand</i> | 0,41 | 0,057 | 0,353 | 0,103 | 0,250 |
| <i>Sandy Loam</i> | 0,41 | 0,065 | 0,345 | 0,194 | 0,151 |
| <i>Sandy Clay Loam</i> | 0,39 | 0,100 | 0,290 | 0,178 | 0,112 |
| <i>Loam</i> | 0,43 | 0,078 | 0,352 | 0,213 | 0,139 |
| <i>Silt Loam</i> | 0,45 | 0,067 | 0,383 | 0,255 | 0,128 |
| <i>Clay Loam</i> | 0,41 | 0,095 | 0,315 | 0,200 | 0,115 |
| <i>Silty Clay Loam</i> | 0,43 | 0,089 | 0,341 | 0,246 | 0,095 |
| <i>Silty Clay</i> | 0,36 | 0,070 | 0,290 | 0,274 | 0,016 |

Tabella 26. Valori θ_{T_unsat} , θ_{res} , θ_{e_unsat} , θ_w e θ_a in funzione della distribuzione granulometrica

| <i>tessitura del terreno</i> | θ_{T_unsat} | θ_{res} | θ_{e_unsat} | θ_w | θ_a |
|------------------------------|---------------------|----------------|---------------------|------------|------------|
| <i>Silt</i> | 0,46 | 0,034 | 0,426 | 0,278 | 0,148 |
| <i>Sandy Clay</i> | 0,38 | 0,100 | 0,280 | 0,228 | 0,052 |
| <i>Clay</i> | 0,38 | 0,068 | 0,312 | 0,304 | 0,008 |

Contenuto volumetrico di acqua e di aria nella frangia capillare ($\theta_{w, cap}$, $\theta_{a, cap}$)

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 $\theta_{w, cap}$ e $\theta_{a, cap}$, 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 27, 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 27. Valori θ_{T_unsat} , θ_{res} , θ_{e_unsat} , $\theta_{w, cap}$ e $\theta_{a, cap}$ in funzione della distribuzione granulometrica

| <i>tessitura del terreno</i> | θ_{T_unsat} | θ_{res} | θ_{e_unsat} | $\theta_{w, cap}$ | $\theta_{a, cap}$ |
|------------------------------|---------------------|----------------|---------------------|-------------------|-------------------|
| <i>Sand</i> | 0,43 | 0,045 | 0,385 | 0,330 | 0,055 |
| <i>Loamy Sand</i> | 0,41 | 0,057 | 0,353 | 0,318 | 0,035 |
| <i>Sandy Loam</i> | 0,41 | 0,065 | 0,345 | 0,288 | 0,057 |
| <i>Sandy Clay Loam</i> | 0,39 | 0,100 | 0,290 | 0,248 | 0,042 |
| <i>Loam</i> | 0,43 | 0,078 | 0,352 | 0,317 | 0,035 |
| <i>Silt Loam</i> | 0,45 | 0,067 | 0,383 | 0,297 | 0,086 |
| <i>Clay Loam</i> | 0,41 | 0,095 | 0,315 | 0,288 | 0,027 |
| <i>Silty Clay Loam</i> | 0,43 | 0,089 | 0,341 | 0,317 | 0,024 |
| <i>Silty Clay</i> | 0,36 | 0,070 | 0,290 | 0,282 | 0,008 |
| <i>Silt</i> | 0,46 | 0,034 | 0,426 | 0,383 | 0,043 |
| <i>Sandy Clay</i> | 0,38 | 0,100 | 0,280 | 0,252 | 0,028 |
| <i>Clay</i> | 0,38 | 0,068 | 0,312 | 0,308 | 0,004 |

Coefficiente di dispersività longitudinale (α_{x_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 (α_{x_unsat}) sono legati dalla seguente equazione attraverso la velocità media effettiva del flusso liquido (v_e):

$$D_{x_unsat} = \alpha_{x_unsat} \cdot v_e \quad [5.6]$$

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]:

$$\alpha_{x_unsat} = 0,83(\log L)^{2,414} \quad [5.7]$$

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 (K_{sat})

Come già detto, si parte dalla ipotesi semplificativa di terreno isotropo. Quindi, per la conducibilità idraulica verticale a saturazione, in zona insatura, $K_{sat(insaturo)}$ vale quanto detto per la conducibilità idraulica del terreno saturo $K_{sat(saturo)}$ (paragrafo 5.2.2).

In particolare, nel caso in cui il terreno sia lo stesso, in zona vadosa e in falda allora si ha:

$$K_{sat(insaturo)} = K_{sat(saturo)}.$$

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].

5.2.2 Dati per il 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 28, 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 28. Dati relativi alla caratterizzazione dell'acquifero | | | |
|--|---|--|--|
| dati | | definizioni | effetti |
| <i>parametri geometrici</i> | <i>direzione di flusso</i> | <i>direzione principale di scorrimento delle acque sotterranee</i> | <i>identifica i percorsi di migrazione attivi e il potenziale bersaglio</i> |
| | <i>spessore dell'acquifero</i> | <i>altezza di acquifero compresa tra la superficie piezometrica libera e il limite inferiore dell'acquifero, corrispondente allo strato impermeabile</i> | <i>influisce sui fenomeni di propagazione del pennacchio</i> |
| | <i>spessore della zona di mescolamento</i> | <i>spessore del pennacchio di contaminante nella sua immissione in falda</i> | <i>influisce sulla diluizione del contaminante nell'acquifero</i> |
| <i>parametri idraulici</i> | <i>gradiente idraulico</i> | <i>rapporto tra la differenza di carico idraulico di due punti posti lungo la direttrice di flusso della falda e la loro distanza</i> | <i>incide sui tempi di arrivo del contaminante al recettore</i> |
| | <i>porosità totale</i> | <i>volume di vuoti presenti all'interno del volume totale di terreno</i> | <i>influisce sul moto di infiltrazione del contaminante, in particolare sulla resistenza al suo passaggio della matrice solida</i> |
| | <i>conducibilità idraulica a saturazione</i> | <i>capacità di un terreno poroso saturo di lasciarsi attraversare da un flusso in fase liquida</i> | <i>influisce sul moto all'interno dell'acquifero e sul tempo di arrivo del contaminante al recettore</i> |
| | <i>velocità di Darcy</i> | <i>portata che fluisce attraverso una sezione unitaria di acquifero perpendicolare alla direzione di deflusso della falda</i> | <i>influisce sul moto advettivo dei contaminanti</i> |
| | <i>velocità effettiva</i> | <i>rapporto tra la velocità darciana e la porosità effettiva dell'acquifero</i> | <i>influisce sul moto advettivo dei contaminanti</i> |
| | <i>coefficienti di dispersione longitudinale, verticale e trasversale</i> | <i>quantificano i fenomeni dispersivi del moto</i> | <i>incidono sugli effetti dispersivi del moto e consentono di stimare la forma e le dimensioni del pennacchio</i> |

| Tabella 28. Dati relativi alla caratterizzazione dell'acquifero | | | |
|--|---|---|---|
| dati | | definizioni | effetti |
| parametri chimici cmi | <i>pH</i> | <i>logaritmo in base 10 della concentrazione di moli di ioni H^+ nell'acquifero</i> | <i>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</i> |
| | <i>potenziale redox</i> | <i>misura in mV la capacità ossidante del sistema. Tanto più e positivo il valore, tanto maggiore è lo stato di ossidazione</i> | <i>influisce sui processi chimico-fisici e quindi sulla variazione della concentrazione di contaminante nell'acquifero</i> |
| | <i>frazione di carbonio organico</i> | <i>contenuto di carbonio organico presente nella matrice solida del terreno poroso saturo</i> | <i>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</i> |
| | <i>fattore di ritardo</i> | <i>indica il ritardo del fronte di soluto trasportato da una fase liquida, a causa della ripartizione del soluto tra fase liquida e fase solida</i> | <i>influenza i processi di attenuazione dei composti durante il trasporto nell'acquifero</i> |
| | <i>coefficiente di decadimento del primo ordine</i> | <i>indicano la quantità di materia organica che si degrada in funzione del tempo e della concentrazione inizialmente presente</i> | <i>influenza i processi di biodegradazione dei composti durante il trasporto nell'acquifero</i> |

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 (S_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 4.1.1, lungo la direzione ortogonale alla direzione di deflusso.

Spessore dell'acquifero (d_{sw})

Lo spessore o anche profondità dell'acquifero (d_{sw}) 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_{rw})

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 $\frac{p_A}{\rho g}$ (risalita dell'acqua per effetto della sua pressione p_A , dove ρ è la densità del fluido e g è l'accelerazione di gravità):

$$h = z + \frac{p_A}{\rho g} \quad [5.8]$$

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):

$$i = \frac{\Delta h}{L} \quad [5.9]$$

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 29 [Carsel et al., 1988].

| 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 (θ_T 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} :

$$v_{gw} = K_{sat} \cdot i \quad [5.10]$$

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:

$$v_e = \frac{v_{gw}}{\theta_T} = \frac{K_{sat} \cdot i}{\theta_T} \quad [5.11]$$

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 [cm^2/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:

$$D_x = \alpha_x \cdot v_e \quad D_y = \alpha_y \cdot v_e \quad D_z = \alpha_z \cdot v_e \quad [5.12]$$

dove v_e rappresenta la velocità media effettiva nella falda, e α_x , α_y e α_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 :

$$\alpha_x = 0,83(\log L)^{2,414} \quad [5.13]$$

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]:

$$\alpha_y = \frac{\alpha_x}{3} \qquad \alpha_z = \frac{\alpha_x}{20} \qquad [5.14]$$

Frazione di carbonio organico presente nel suolo saturo (f_{oc})

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:

$$R = 1 + k_d \frac{\rho}{\theta} \quad [5.15]$$

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 $\lambda = 0$.

5.2.3 *Alcuni casi particolari*

Si è fatto presente che 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.

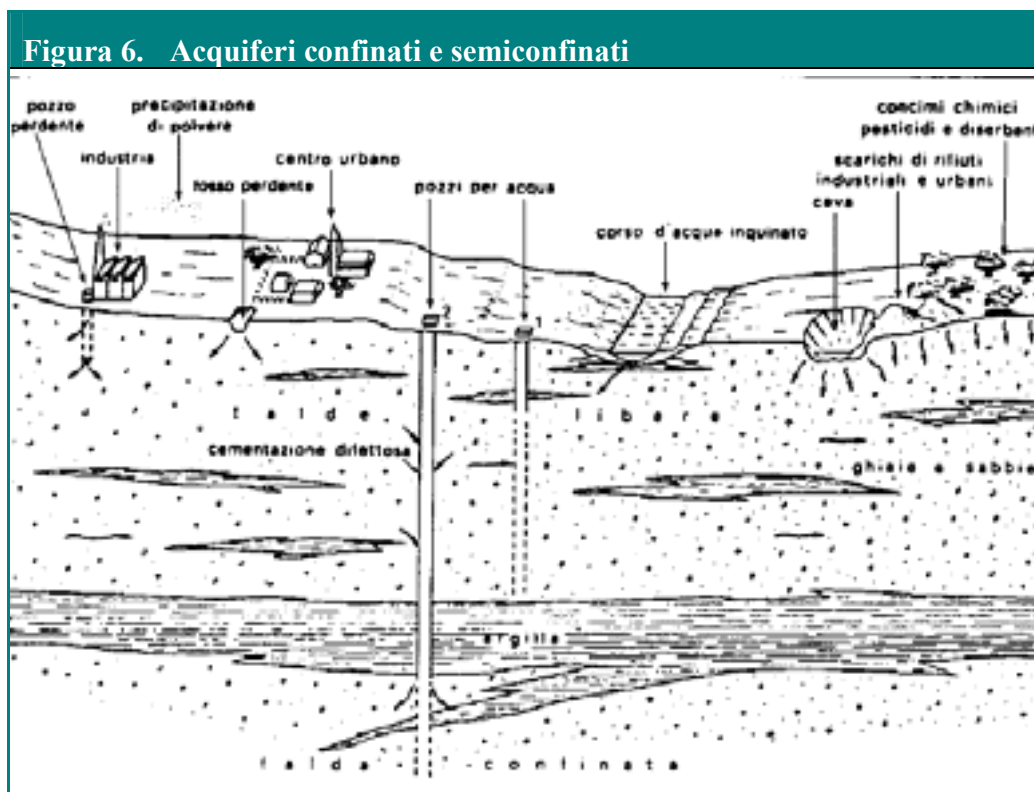
Solitamente nel caso di terreni rocciosi fratturati, si trascura il valore del contenuto volumetrico di acqua.

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 fuorvianti per l'individuazione degli elementi del MCS.

5.3 Parametri generali per il trasporto del biogas

Sono di seguito identificati i percorsi per il biogas e le altre emissioni gassose emesse dalla discarica:

1. atmosfera;
2. zona non satura del sottosuolo.

Nei paragrafi seguenti si specificano i parametri da raccogliere per i due comparti ambientali sopra indicati, i quali possono essere dedotti da informazioni e indagini specifiche e dalla letteratura di settore, sulla base dei criteri già definiti nel paragrafo 3.1. Tali parametri sono necessari per il calcolo dei fattori di trasporto (paragrafo 5.4.2) e, quindi, per stimare la concentrazione del composto gassoso presente in corrispondenza del bersaglio, nota quella in uscita dalla discarica, definita precedentemente.

5.3.1 Dati per il trasporto in atmosfera

I parametri occorrenti per la caratterizzazione del percorso in atmosfera sono essenzialmente dati meteo-climatici, determinati da dati rilevati da una centralina meteorologica presente in discarica, oppure da una stazione più prossima al sito di discarica in esame.

Nel seguito vengono illustrati i suddetti parametri necessari all'applicazione dell'analisi di rischio alle discariche, riassunti nella tabella 30, 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 30. Dati relativi alla caratterizzazione del percorso in atmosfera | | | |
|---|--|--|---|
| dati | | definizioni | effetti |
| <i>parametri meteo-climatici</i> | <i>temperatura atmosferica</i> | <i>temperatura dell'aria</i> | <i>influisce sui fenomeni di diffusione e dispersione dei contaminanti</i> |
| | <i>gradiente termico verticale</i> | <i>variazione della temperatura in funzione della altezza</i> | <i>permette di valutare l'altezza della zona di miscelazione</i> |
| | <i>densità dell'aria</i> | <i>peso dell'unità di volume dell'aria</i> | <i>influisce sul moto di diffusione e dispersione dei contaminanti</i> |
| | <i>direzione e velocità del vento</i> | <i>in funzione della direzione si riportano anche i dati di velocità</i> | <i>influiscono sul moto di diffusione e dispersione dei contaminanti e sui tempi di arrivo al recettore</i> |
| | <i>classi di stabilità di Pasquill</i> | <i>indicano le condizioni atmosferiche di stabilità o instabilità</i> | <i>influiscono sul moto di diffusione e dispersione dei contaminanti, sulle quantità e sui tempi di arrivo al recettore</i> |
| <i>parametri diffusivi</i> | <i>altezza della zona di miscelazione</i> | <i>porzione di atmosfera a diretto contatto con la superficie terrestre, nel cui interno avvengono intensi fenomeni di rimescolamento convettivo</i> | <i>influisce nei fenomeni di diffusione e dispersione dei contaminanti incidendo sulle condizioni di stabilità</i> |
| | <i>coefficienti di dispersione trasversale e verticale</i> | <i>quantificano i fenomeni diffusivi</i> | <i>influisce nei fenomeni di diffusione e dispersione dei contaminanti</i> |
| <i>parametri geometrici</i> | <i>estensione della discarica nella direzione prevalente del vento</i> | <i>dimensione lineare della discarica nella direzione prevalente del vento</i> | <i>influisce sulla determinazione del plume di contaminante</i> |
| | <i>estensione della discarica nella direzione ortogonale a quella prevalente del vento</i> | <i>dimensione lineare della discarica nella direzione ortogonale a quella prevalente del vento</i> | <i>influisce sulla determinazione del plume di contaminante</i> |
| | <i>area della discarica</i> | <i>superficie esposta della discarica nella direzione prevalente del vento</i> | <i>influisce sulla determinazione del plume di contaminante</i> |
| <i>altri parametri</i> | <i>tempo medio di durata dei flussi di vapore</i> | <i>misura la durata di esposizione ai flussi di vapore</i> | <i>influenza la stima dell'esposizione alle specie gassose emesse dalla discarica</i> |
| | <i>portata di particolato emessa per unità di superficie</i> | <i>indica la quantità di polveri emesse per unità di superficie e di tempo</i> | <i>influenza la stima dell'esposizione alle specie gassose emesse dalla discarica</i> |

| Tabella 30. Dati relativi alla caratterizzazione del percorso in atmosfera | | | |
|---|---|---|---|
| dati | | definizioni | effetti |
| <i>parametri per la deposizione</i> | <i>tipo di terreno e coefficiente di rugosità</i> | <i>il coefficiente di rugosità, che esprime una lunghezza in metri di resistenza del terreno, è determinato in funzione del tipo di terreno</i> | <i>influisce sui fenomeni di deposizione al suolo</i> |
| | <i>coefficiente di lavaggio</i> | <i>quantità di materiale rimosso mediante deposizione umida</i> | <i>influisce sui fenomeni di deposizione umida al suolo</i> |
| | <i>velocità di deposizione</i> | <i>quantità di materiale rimosso mediante deposizione secca</i> | <i>influisce sui fenomeni di deposizione secca al suolo</i> |

Temperatura atmosferica (T_{air})

La temperatura atmosferica (T_{air}), espressa in °C, è la misura della temperatura dell'aria. Tale grandezza varia solitamente con la quota e durante il giorno stesso.

Per la stima diretta della temperatura dell'aria vengono solitamente considerati valori costanti sia a scala spaziale che a scala temporale, e pertanto vengono assunti i valori medi annuali determinati mediante un'elaborazione dei dati giornalieri e/o mensili.

Gradiente termico verticale ($i_{T_{air}}$)

Il gradiente termico verticale misura la variazione di temperatura in funzione dell'altezza. Esso è misurato in riferimento ad un intervallo fissato di altezza, ad esempio per 1 metro o per 100 metri, e viene espresso in °C/m o anche in °C/100 m.

Tale dato può essere utile per determinare l'altezza dello strato di mescolamento alla quale, solitamente corrisponde un valore negativo del gradiente.

Densità dell'aria (ρ_{air})

La densità dell'aria (ρ_{air}) rappresenta il peso dell'unità di volume dell'aria e viene misurato ad una certa temperatura.

Per la stima diretta della densità dell'aria vengono solitamente considerati valori costanti sia a scala spaziale che a scala temporale, e pertanto vengono assunti i valori medi annuali determinati mediante un'elaborazione dei dati giornalieri e/o mensili.

Direzione e velocità del vento (U_{air})

La direzione e la velocità del vento vengono di solito considerati costanti sull'area di interesse (dalla sorgente al bersaglio sia on-site che off-site) e pari al valor medio annuo nella medesima area.

Essi possono essere determinati elaborando i dati della centralina meteorologica più prossima al sito in esame e rappresentativa dello stesso [UNICHIM, 2002].

I valori di velocità del vento forniti dalle centraline meteorologiche, in genere, corrispondono a misure effettuate alla quota di 10 m dal p.c.. Per stimare il valore di velocità alla quota di 2 m, e quindi in corrispondenza della zona di miscelazione, è possibile applicare la seguente relazione empirica [S.R. Hanna et al., 1982]:

$$\frac{U_{air}(z_1)}{U_{air}(z_2)} = \left(\frac{z_1}{z_2}\right)^p \quad [5.16]$$

dove “p” è funzione della classe di stabilità atmosferica e della rugosità del suolo.

Nella tabella 31 si riportano i valori di “p” per 2 tipi di rugosità, area urbana e rurale, e per le sei classi di stabilità atmosferica, secondo la classificazione di Pasquill, come indicato anche nella procedura di analisi di rischio applicata ai siti contaminati [APAT, “*Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi di rischio assoluta ai siti contaminati*” 2005].

| Tabella 31. Valori del parametro “p” | | |
|---|-------------------------|-------------------------|
| classe di Pasquill | valori di p | |
| | per suolo urbano | per suolo rurale |
| <i>A</i> | <i>0,15</i> | <i>0,07</i> |
| <i>B</i> | <i>0,15</i> | <i>0,07</i> |
| <i>C</i> | <i>0,20</i> | <i>0,10</i> |
| <i>D</i> | <i>0,25</i> | <i>0,15</i> |
| <i>E</i> | <i>0,40</i> | <i>0,35</i> |
| <i>F/G</i> | <i>0,60</i> | <i>0,55</i> |

Un'ulteriore alternativa per la stima del valore di velocità, nel caso di impiego del metodo Monte Carlo, è quella di fornire una distribuzione delle frequenze delle velocità e direzioni del vento, determinata sulla base dei dati rilevati dalla centralina meteorologica, più prossima al sito della discarica in esame e rappresentativa dello stesso.

La distribuzione delle frequenze di direzioni del vento, distinte per classi di velocità, è rappresentata graficamente mediante gli anemogrammi.

Nel caso in cui non sia possibile individuare il valore medio annuo della velocità del vento dell'area in esame e non risulta quindi possibile identificare anche la classe di stabilità atmosferica rappresentativa, si deve fare riferimento a due categorie di stabilità: D5 e F2. Per maggiori approfondimenti si rimanda a quanto detto in relazione alle classi di stabilità atmosferica.

Classi di stabilità atmosferica o classi di Pasquill

La stabilità è un indicatore della turbolenza atmosferica e quindi della capacità di un contaminante di disperdersi nel mezzo. Questa dipende principalmente dalla velocità del vento, dalla turbolenza meccanica e convettiva (termica).

Solitamente essa può essere classificata in incrementi definiti noti come "classi di stabilità" (tabella 32). Le categorie più comunemente utilizzate sono le classi di stabilità di Pasquill, suddivise in A, B, C, D, e F. La classe A denota le condizioni di maggior turbolenza o maggiore instabilità mentre la classe F definisce le condizioni di maggior stabilità o minore turbolenza.

In condizioni di atmosfera stabile, i livelli di turbolenza sono bassi, ne consegue una ridotta diffusione del contaminante ed un incremento in termini di rischio. Mentre, in condizioni instabili, l'alto grado di turbolenza permette una rapida diffusione degli inquinanti.

Ai fini del potenziale rischio indotto dalle emissioni gassose, le classi F e G comportano le condizioni atmosferiche peggiori poiché, in virtù della bassissima o quasi nulla turbolenza, l'effetto di diluizione-attenuazione del contaminante risulta essere minimo con la conseguenza che il contaminante viene trasportato "in modo concentrato" nella direzione prevalente di velocità del vento.

Per stimare la stabilità atmosferica è possibile utilizzare il criterio di classificazione di Pasquill (tabella 32) che esprime la classe di stabilità in funzione della velocità del vento, della radiazione solare totale e della copertura nuvolosa.

| Tabella 32. Classi di stabilità di Pasquill | |
|--|--------------------------------|
| <i>classe</i> | <i>condizioni atmosferiche</i> |
| <i>A</i> | <i>estremamente instabili</i> |
| <i>B</i> | <i>moderatamente instabili</i> |
| <i>C</i> | <i>leggermente instabili</i> |
| <i>D</i> | <i>di neutralità</i> |
| <i>E</i> | <i>leggermente stabili</i> |
| <i>F</i> | <i>moderatamente stabili</i> |
| <i>G</i> | <i>estremamente stabile</i> |

| Tabella 33. Classi di stabilità di Pasquill in funzione della velocità del vento, della radiazione solare e della copertura nuvolosa | | | | | |
|---|---------------------------------|-----------------|---------------|---|--------------------------------|
| <i>velocità del vento al suolo</i> | <i>radiazione solare diurna</i> | | | <i>copertura nuvolosa notturna (nubi basse)</i> | |
| | <i>forte</i> | <i>moderata</i> | <i>debole</i> | <i>coperto o >50% (> 4 / 8)</i> | <i><= 50% (<= 4 / 8)</i> |
| <i>m/s</i> | | | | | |
| < 2 | <i>A</i> | <i>A - B</i> | <i>B</i> | <i>E</i> | <i>F</i> |
| 2 - 3 | <i>A - B</i> | <i>B</i> | <i>C</i> | <i>E</i> | <i>F</i> |
| 3 - 5 | <i>B</i> | <i>B - C</i> | <i>C</i> | <i>D</i> | <i>E</i> |
| 5 - 6 | <i>C</i> | <i>C - D</i> | <i>D</i> | <i>D</i> | <i>D</i> |
| > 6 | <i>C</i> | <i>D</i> | <i>D</i> | <i>D</i> | <i>D</i> |

NOTE:

- (1) La classe *D* (neutrale) si applica con cielo coperto da densa coltre nuvolosa, indipendentemente dalla velocità del vento sia di notte che di giorno e dalle condizioni del cielo durante l'ora precedente o seguente la notte come definita alla nota 3.
- (2) L'insolazione forte è riferita a giornate assolate di mezza estate; l'insolazione debole a condizioni similari a metà inverno.
- (3) Le ore notturne coprono l'arco di tempo che va da 1 ora prima del tramonto ad 1 ora dopo l'alba.

L'applicazione dello schema riportato nella tabella 33 richiede la conoscenza della nuvolosità nelle ore notturne, non facilmente ottenibile nelle comuni stazioni di monitoraggio. In alternativa, si può quindi individuare la classe di stabilità atmosferica in funzione del gradiente verticale della temperatura (tabella 34).

| Tabella 34. Classi di stabilità di Pasquill in funzione del gradiente termico verticale | |
|--|---|
| <i>classe</i> | <i>gradiente termico verticale (°C/100 m)</i> |
| <i>A</i> | <i><-1,9</i> |
| <i>B</i> | <i>da -1,9 a -1,7</i> |
| <i>C</i> | <i>da -1,7 a -1,5</i> |

| | |
|----------|-----------------------|
| <i>D</i> | <i>da -1,5 a -0,5</i> |
| <i>E</i> | <i>da -0,5 a +1,5</i> |
| <i>F</i> | <i>da +1,5 a +4</i> |
| <i>G</i> | <i>G > +4</i> |

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], nel caso in cui non sia possibile individuare la classe di stabilità atmosferica maggiormente rappresentativa del sito in esame, si deve fare riferimento a due categorie di stabilità: D5 e F2.

Queste sono utilizzate per effettuare la valutazione delle conseguenze di emissioni di sostanze tossiche in relazione ad impianti industriali a rischio di incidente rilevate, così come stabilito nelle *Linee Guida del Dipartimento di Protezione Civile per la Pianificazione dell'Emergenza Esterna* [1994].

In particolare, la classe D, con velocità del vento di 500cm/s, è considerata la classe che si verifica con più probabilità; mentre, la classe F, con velocità del vento di 200 cm/s, rappresenta una scelta estremamente conservativa a carattere tipicamente notturno.

Altezza della zona di miscelazione in aria (δ_{air})

Analogamente alla zona di mescolamento dell'acquifero, anche le emissioni gassose in atmosfera entrano in una zona di miscelazione nella quale avvengono fenomeni di diffusione e dispersione di tipo convettivo.

In particolare, la zona di miscelazione viene identificata con il volume di aria all'interno del quale si ipotizza avvenga la miscelazione tra i contaminanti volatili e l'aria stessa.

L'altezza di tale zona non è costante. Durante la notte e nel corso della stagione fredda, la zona di miscelazione tende ad assottigliarsi mentre durante il giorno e la stagione calda tende ad ispessirsi. Le cause di ciò risiedono nella velocità del vento e nello spessore dell'aria in funzione della temperatura.

Il modo più facile per determinare l'altezza della zona di miscelazione consiste nell'esame del sondaggio termodinamico. La sommità di tale strato è spesso contrassegnata da un'inversione di temperatura, un cambiamento della massa d'aria, una variazione della velocità e/o della direzione del vento.

In assenza di dati specifici, secondo ipotesi conservative si assume $\delta_{\text{air}} = 200$ cm, equivalente all'altezza, approssimata per eccesso, di un individuo adulto.

Estensione della discarica in direzione parallela alla direzione prevalente del vento (W')

La determinazione di questo parametro richiede di individuare preventivamente la direzione prevalente del vento. Tale parametro coincide con la massima estensione della discarica, definita dal criterio descritto nel paragrafo 3.1, lungo la direzione parallela alla direzione prevalente del vento.

Il miglior criterio per l'individuazione della direzione prevalente del vento è quello di utilizzare i diagrammi anemologici determinati da misure desunte da stazioni presenti sul territorio. In assenza di misure, si fa coincidere con la massima estensione del sito.

Estensione della discarica in direzione ortogonale alla direzione prevalente del vento (S_w')

La determinazione di questo parametro richiede di individuare preventivamente la direzione prevalente del vento. Tale parametro coincide con la massima estensione della discarica, definita dal criterio descritto nel 4.1.1, lungo la direzione ortogonale alla direzione prevalente del vento.

Il miglior criterio per l'individuazione della direzione prevalente del vento è quello di utilizzare i diagrammi anemologici determinati da misure desunte da stazioni presenti sul territorio. In assenza di misure, si fa coincidere con la massima estensione del sito.

Area della discarica rispetto alla direzione prevalente del vento (A')

L'area della sorgente rispetto alla direzione prevalente del vento A' (espressa in cm^2) risulta essere data dal prodotto tra l'estensione della sorgente nella direzione parallela W' e ortogonale S_w' a quella principale del vento:

$$A' = S_w' \cdot W' \quad [5.17]$$

Tempo medio di durata dei flussi di vapore (τ)

Il tempo medio di durata dei flussi di vapore (τ), espresso in s, Indica la durata di esposizione ai flussi di vapore e viene presa coincidente con la durata di esposizione ED.

Portata di particolato emessa per unità di superficie (P_e)

Tale parametro, espresso in $\text{g}/\text{cm}^2\text{s}$ indica la quantità di polveri emesse per unità di superficie e di tempo.

Coefficienti di dispersione trasversale e verticale (σ_y, σ_z)

Si utilizzano per stimare la dispersione dell'inquinante in aria durante il trasporto tra la sorgente e il bersaglio off-site.

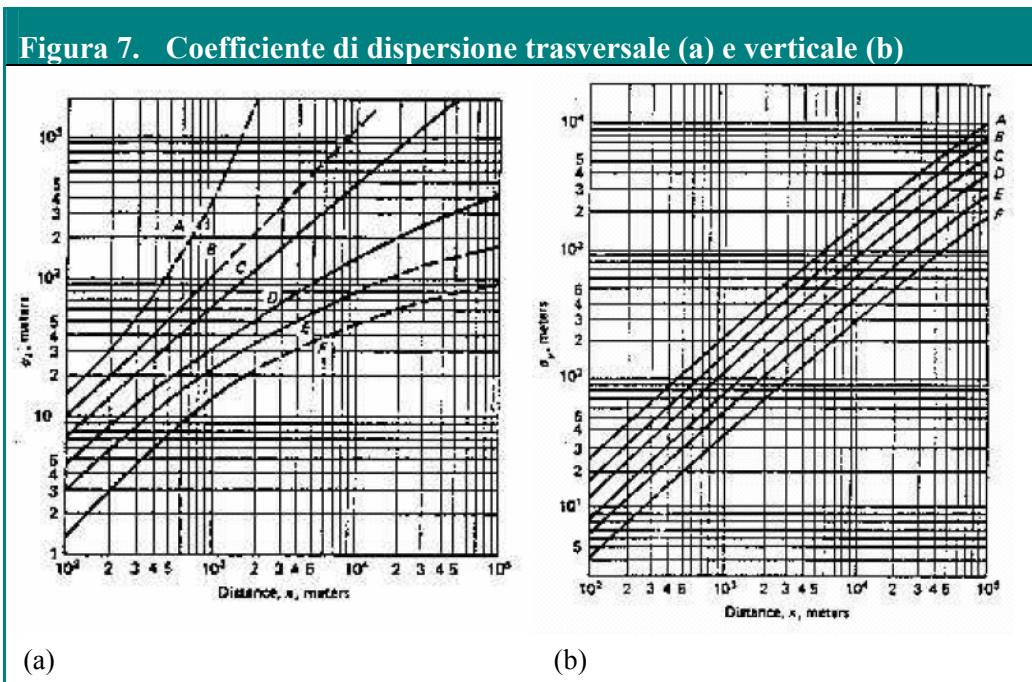
I loro valori sono ricavabili da tabelle e grafici in funzione della classe di stabilità atmosferica, della distanza sottovento del punto di esposizione (**punto di conformità per l'aria**) e della rugosità del terreno [Turner, 1970].

I coefficienti di dispersione variano se calcolati in area rurale o in area urbana; poiché varia il grado di rugosità della superficie, inoltre, nelle città si creano isole di calore.

In generale, in condizioni di atmosfera stabile i livelli di turbolenza sono bassi; ne consegue una ridotta diffusione del contaminante ed un incremento in termini di rischio. In condizioni instabili, invece, l'alto grado di turbolenza permette una veloce dispersione degli inquinanti.

I coefficienti di dispersione possono essere calcolati sia tramite misure dirette della turbolenza atmosferica, sia tramite parametrizzazioni empiriche che richiedono la determinazione delle classi di stabilità atmosferica.

In questo ultimo caso esistono molteplici curve usate per determinare σ_y e σ_z , in funzione della stabilità atmosferica e della distanza sottovento. Esse sono ricavate da campagne sperimentali; le più usate sono quelle di Pasquill (proposte anche per 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]), studiate per sorgenti a bassa quota (<80 m), aperta campagna, tempo di campionamento di 10 minuti, superficie piatta.(figure 7a e 7b).



Briggs (1973) combinò queste curve, insieme a ulteriori dati sperimentali, con quelle proposte da altri autori per produrre delle funzioni usate soprattutto per alte quote della sorgente (tabella 35).

| Tabella 35. Coefficienti di dispersione [Briggs, 1973] | | |
|---|---------------------------------|------------------------------|
| <i>classe di stabilità di Pasquill</i> | $\sigma_y (m)$ | $\sigma_z (m)$ |
| Aree aperte (campagna) | | |
| A | $0.22d (1 + 0.0001d)^{1/2} (*)$ | 0.20d |
| B | $0.16d (1 + 0.0001d)^{1/2}$ | 0.12d |
| C | $0.11d (1 + 0.0001d)^{1/2}$ | $0.07d (1 + 0.0002d)^{1/2}$ |
| D | $0.08d (1 + 0.0001d)^{1/2}$ | $0.06d (1 + 0.0015d)^{1/2}$ |
| E | $0.06d (1 + 0.0001d)^{1/2}$ | $0.03d (1 + 0.0003d)^{-1}$ |
| F | $0.04d (1 + 0.0001d)^{1/2}$ | $0.016d (1 + 0.0003d)^{-1}$ |
| Aree Urbane | | |
| A – B | $0.32d (1 + 0.0004d)^{1/2}$ | $0.24 (1 + 0.001d)^{1/2}$ |
| C | $0.22d (1 + 0.0004d)^{1/2}$ | 0.20d |
| D | $0.16d (1 + 0.0004d)^{1/2}$ | $0.14d (1 + 0.0003d)^{1/2}$ |
| E – F | $0.11d (1 + 0.0004d)^{1/2}$ | $0.08d (1 + 0.00015d)^{1/2}$ |
| (*) $d =$ Distanza dalla sorgente al bersaglio (m), dove $10^2 < d < 10^4$ m. | | |

Tipo di terreno superficiale e coefficiente di rugosità

Il tipo di terreno influisce sulla dispersione del plume di contaminante in atmosfera e sugli eventuali fenomeni di deposizione. Si ha pertanto la necessità di definire il tipo di suolo nell'intorno della discarica, se si tratta di un suolo coltivato o non coltivato, di suolo rurale o urbano.

Le informazioni sul tipo di suolo presente sono utili alla determinazione del coefficiente di rugosità, che può essere impiegato per determinare la diffusione del plume.

Nella tabella 36 si riportano alcuni valori di rugosità, espressi in m, in funzione del tipo di terreno [Environment Agency, 2002a].

| Tabella 36. Valori del coefficiente di rugosità in funzione del tipo di terreno | |
|--|---------------------|
| tipo di terreno | rugosità (m) |
| <i>deserto di sabbia</i> | <i>0,001</i> |
| <i>suolo con vegetazione bassa</i> | <i>0,005</i> |
| <i>suolo con vegetazione alta</i> | <i>0,02</i> |
| <i>suolo coltivato a rotazione</i> | <i>0,1</i> |
| <i>suolo rurale</i> | <i>0,2 – 0,3</i> |
| <i>parco</i> | <i>0,5</i> |
| <i>suolo urbano</i> | <i>1,0</i> |

Parametri per la stima della deposizione: velocità di deposizione (v_{dep}) e coefficiente di lavaggio (Λ)

Il pennacchio di emissioni gassose è soggetto a fenomeni diffusivi e dispersivi, influenzati dalle condizioni atmosferiche specifiche del sito, ed eventualmente interessati, a seconda della tipologia di particelle e di gas, da fenomeni di ricaduta sul suolo mediante deposizione secca e/o umida.

La deposizione secca è un processo attraverso cui le particelle con dimensioni maggiori e le polveri del pennacchio presente nell'atmosfera, si depositano al suolo. Tale processo è influenzato dalle dimensioni della particella, dalla velocità di sedimentazione, dalla turbolenza atmosferica e dalla diffusione molecolare.

Mentre la deposizione umida è quel processo mediante il quale i composti chimici sono rimossi dall'atmosfera e depositati sulla superficie terrestre tramite pioggia, neve, nuvole, nebbia, ecc.

La **velocità di deposizione** (v_{dep} , espressa in m/s) e il **coefficiente di lavaggio** (Λ , espresso in s^{-1}) sono due parametri che caratterizzano rispettivamente la deposizione secca e umida.

Nel caso della deposizione umida vengono anche considerati i seguenti parametri:

- F_w è la frazione di tempo per il quale la pioggia finisce = $P_D/(P_D+P_W)$;
- P_D è la probabilità del tempo secco;
- P_W è la probabilità del tempo umido.

5.3.2 Dati per il trasporto nella zona non satura di terreno

Il fenomeno di migrazione del biogas nel sottosuolo è governato da due meccanismi: la diffusione e la convezione.

La diffusione determina il movimento del gas in funzione del gradiente di concentrazione: le componenti del gas si muovono da aree a più elevata concentrazione verso aree a minore concentrazione.

La convezione determina il movimento del gas in funzione del gradiente di pressione: il flusso si muove in direzione della pressione minore.

In generale, il movimento del gas nel sottosuolo è influenzato dalla permeabilità del mezzo: il gas si muove facilmente nelle formazioni più grossolane (ghiaia e sabbia) rispetto ai suoli caratterizzati dalla predominante presenza di materiali con granulometria più fine (limo e argilla).

Nelle formazioni rocciose il movimento del gas avviene grazie alla porosità secondaria, costituita da fratture e da piani di faglia.

Le stesse oscillazioni della falda acquifera sotterranea a superficie libera influenzano il volume di sottosuolo interessato dalla migrazione laterale di biogas e quindi la sua pressione. Quindi, durante il periodo di risalita del livello piezometrico ne consegue un aumento di pressione e perciò del rischio connesso alla migrazione.

Per quanto riguarda la definizione dei parametri occorrenti per la caratterizzazione del percorso di migrazione laterale del biogas attraverso la porzione superficiale del suolo

insaturo, grossa parte di essi coincidono con quelli già indicati e definiti per il trasporto del percolato nella zona non satura.

In particolare, in sostituzione del franco di falda, ossia dello spessore del terreno non saturo tra il piano di posa della discarica e la superficie piezometrica, per la migrazione laterale del biogas occorrerà il valore della soggiacenza di falda, ossia dello spessore di terreno non saturo dal piano campagna fino al livello piezometrico (nel caso di acquifero freatico).

Un parametro geometrico molto importante ai fini della stima della migrazione laterale del biogas che fuoriesce attraverso le barriere laterali della discarica è lo **spessore dei rifiuti insaturi rispetto al piano campagna h_{r_unsat}** (espresso in cm). Si ipotizza che solo il biogas presente nella porzione non satura dei rifiuti e quindi non solubilizzato nel percolato sia soggetto alla fuoriuscita attraverso le barriere laterali e alla migrazione nel terreno non saturo superficiale. Pertanto, tale spessore viene identificato con la distanza tra il piano campagna e il livello di percolato presente all'interno della discarica.

Lo spessore h_{r_unsat} consente di determinare pertanto l'area A_{lat} (vedi paragrafi 4.3.2.4 e 4.3.2.5) delle barriere laterali attraversate dal biogas, poiché tale area risulta pari al prodotto tra il perimetro della discarica e h_{r_unsat} .

Nella tabella 37 si riportano alcuni tra i dati principali per la caratterizzazione della zona non satura di terreno interessata dalla migrazione laterale del biogas di 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 37. Dati relativi alla caratterizzazione della zona non satura di terreno di migrazione laterale del biogas | | | |
|--|---|--|--|
| dati | | definizioni | effetti |
| <i>parametri geometrici</i> | <i>soggiacenza della falda</i> | <i>spessore di terreno non saturo tra il piano campagna e la superficie piezometrica</i> | <i>influisce sulla resistenza del volume di suolo all'attraversamento da parte del biogas</i> |
| | <i>spessore dei rifiuti insaturi rispetto al piano campagna</i> | <i>distanza tra il piano campagna e il livello di percolato nella discarica</i> | <i>influisce sulla determinazione dell'area delle barriere laterali attraversate dal biogas fuoriuscente</i> |

| Tabella 37. Dati relativi alla caratterizzazione della zona non satura di terreno di migrazione laterale del biogas | | | |
|--|--|--|---|
| dati | | definizioni | effetti |
| | <i>spessore della frangia capillare</i> | <i>spessore della zona di sottosuolo in cui avviene la transizione tra il terreno saturo e il non saturo</i> | <i>influisce sulla resistenza del volume di suolo all'attraversamento da parte del biogas</i> |
| | <i>spessore della zona non satura</i> | <i>distanza tra il piano campagna e il top della frangia capillare</i> | <i>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)</i> |
| <i>parametri fisici</i> | <i>granulometria</i> | <i>distribuzione delle particelle del terreno in base al loro diametro</i> | <i>influisce sulla migrazione dei contaminanti</i> |
| | <i>peso di volume o densità del terreno o massa volumica</i> | <i>peso dell'unità di volume della massa totale composta dalle particelle solide e liquide contenute negli spazi interstiziali</i> | <i>influisce sulle percentuali di contaminante che occupano i vuoti e su quelle che interagiscono con la matrice solida</i> |
| | <i>porosità efficace</i> | <i>volume di vuoti interconnessi presenti nell'unità di volume del suolo</i> | <i>influisce sulla disponibilità dei vuoti pieni di aria all'attraversamento dei contaminanti gassosi</i> |
| <i>parametri idraulici</i> | <i>contenuto volumetrico d'acqua</i> | <i>volume di acqua presente nell'unità di volume del suolo</i> | <i>influisce sulla disponibilità dei vuoti pieni di aria all'attraversamento dei contaminanti gassosi</i> |
| | <i>permeabilità</i> | <i>capacità del terreno di un dato spessore di lasciarsi attraversare</i> | <i>influisce sul moto di migrazione del contaminante</i> |
| | <i>contenuto volumetrico d'aria</i> | <i>volume di aria presente nell'unità di volume del suolo</i> | <i>influisce su eventuali fenomeni di volatilizzazione</i> |
| | <i>contenuto volumetrico di acqua e d'aria nella frangia capillare</i> | <i>rapporto tra volume di acqua (aria) presente nel suolo e volume dei vuoti</i> | <i>influisce sulla volatilizzazione dei contaminanti presenti nell'acquifero superficiale</i> |

5.4 Stima dei fattori di trasporto

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.

Secondo lo schema generale ripreso dalla procedura di analisi di rischio assoluta per i siti contaminati, nella figura 8 si illustra lo schema per il calcolo dei fattori di trasporto nel caso delle discariche.



Assegnata la concentrazione delle emissioni in uscita dalla sorgente-discarica (C_{S_out}), si calcola la concentrazione nel punto di esposizione (C_{POE}) attraverso la seguente relazione:

$$C_{S_out} = FT \cdot C_{POE} \quad [5.18]$$

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.

| Tabella 38. Fattori di trasporto in funzione delle emissioni della discarica | | |
|---|----------------------------------|---|
| emissione trasportata | fattori di trasporto (FT) | |
| | sigla | tipologia |
| percolato | LF | <i>fattore di lisciviazione in falda attraverso la zona non satura sottostante la discarica</i> |
| | DAF | <i>fattore di attenuazione in falda</i> |
| | RDF | <i>fattore di diluizione del corpo idrico superficiale ricevente</i> |
| | VFwamb | <i>fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da falda</i> |
| | VFwesp | <i>fattore di volatilizzazione di vapori indoor da falda</i> |
| biogas ed altre emissioni gassose | ADF | <i>fattore di dispersione in aria outdoor</i> |
| | SAF | <i>fattore di migrazione laterale di vapori nel suolo superficiale</i> |
| | IDF | <i>fattore di dispersione indoor delle emissioni gassose provenienti dalla discarica</i> |
| | VFss | <i>fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da suolo superficiale</i> |
| | PEFoutdoor | <i>fattore di emissione di particolato outdoor da suolo superficiale</i> |
| | PEFindoor | <i>fattore di emissione di particolato indoor da suolo superficiale</i> |

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.

5.4.1 Fattori di trasporto del percolato

5.4.1.1 Lisciviazione e dispersione in falda

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-discarica C_{out}^L (espressa in mg/l di percolato) e quella che si avrà nella falda C_{Lmf} (espressa in mg/l di acqua)

$$LF = \frac{C_{Lmf}}{C_{out}^L} \quad [5.19]$$

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:

$$LF = \frac{SAM}{LDF} \quad [5.20]$$

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 d_d (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 L_{GW} rispetto al p.c. (espressa in cm), come esplicitato:

$$SAM = \frac{d_d}{L_{GW}} \quad [5.21]$$

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. Per il calcolo del LDF si impiega la seguente espressione:

$$LDF = 1 + \frac{v_{gw} \cdot \delta_{gw}}{L_f} \quad [5.22]$$

dove:

v_{gw} è la velocità darciana dell'acquifero, espressa in cm/anno;

δ_{gw} è lo spessore dello strato di mescolamento nell'acquifero, espresso in cm;

L_f è il flusso di percolato che fuoriesce dal fondo della discarica e viene trasportato nella zona non satura fino all'acquifero, espresso in cm^3/anno .

Le formule per la sua determinazione sono state definite nel paragrafo 4.3.1.

Apportando le dovute sostituzioni nella [5.20], si ha:

$$LF = \frac{SAM}{LDF} = \frac{1}{\left(1 + \frac{v_{gw} \cdot \delta_{gw}}{L_f}\right)} \cdot \frac{d_d}{L_{GW}} \quad [5.23]$$

Il **fattore di attenuazione laterale in falda (Dilution Attenuation Factor "DAF")** esprime il rapporto tra la concentrazione al punto di esposizione $C_{POE(falda)}$ (espressa in mg/l) situato a distanza x dalla sorgente nel verso di flusso e la concentrazione di un contaminante presente in falda C_{Lmf} (espressa in mg/l):

$$DAF = \frac{C_{POE(falda)}}{C_{Lmf}} \quad [5.24]$$

Sulla base di quanto proposto dalla 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], vengono indicate due espressioni per la stima del LF, la (1) valida considerando che il fenomeno dispersivo si verifichi in tutte le direzioni (x, y, z) e la (2) considerando che tutto lo spessore dell'acquifero sia interessato dalla contaminazione (condizione possibile quanto minore è lo spessore dell'acquifero) e quindi non potrà esserci dispersione verticale:

$$(1) \quad \frac{1}{DAF} = \exp\left[\frac{x}{2\alpha_x} \cdot \left(1 - \sqrt{1 + \frac{4\lambda_i \alpha_x R_i}{v_e}}\right)\right] \cdot \left[erf\left(\frac{S_w}{4\sqrt{\alpha_y x}}\right)\right] \cdot \left[erf\left(\frac{\delta_{gw}}{4\sqrt{\alpha_x x}}\right)\right] \quad [5.25]$$

$$(2) \quad \frac{1}{DAF} = \exp\left[\frac{x}{2\alpha_x} \cdot \left(1 - \sqrt{1 + \frac{4\lambda_i \alpha_x R_i}{v_e}}\right)\right] \cdot \left[erf\left(\frac{S_w}{4\sqrt{\alpha_y x}}\right)\right] \quad [5.26]$$

dove:

$\alpha_x, \alpha_y, \alpha_z$ sono rispettivamente i coefficienti di dispersività longitudinale, trasversale e verticale, espressi in cm;

S_w è l'estensione della discarica nella direzione ortogonale al flusso di falda, espressa in cm;

δ_{gw} è lo spessore dello strato di mescolamento in falda, espresso in cm;

λ_i è il coefficiente di decadimento del primo ordine della generica specie contaminante presente nel percolato lisciviato, espressa in anno⁻¹;

R_i è il fattore di ritardo della generica specie contaminante presente nel percolato lisciviato, adimensionale.

5.4.1.2 Migrazione dall'acqua di falda all'acqua superficiale

Nel caso in cui a valle idraulica della discarica vi sia un corpo idrico superficiale alimentato dalla falda, se le acque sotterranee risultano contaminate da percolato, si potrà avere anche un degrado della qualità delle acque superficiali, dovuto alla diluizione del plume inquinato nel corpo ricevente.

Per un maggior dettaglio di tale fenomeno si rimanda all'Appendice G del documento "Criteri Metodologici per l'Applicazione dell'Analisi Assoluta di Rischio ai Siti Contaminati" [APAT, "Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi di rischio assoluta ai siti contaminati" 2005], mentre nel seguito si espongono le formule di calcolo per la stima della contaminazione delle acque superficiali.

La migrazione dei contaminanti dall'acqua di falda all'acqua superficiale determina una contaminazione del corpo superficiale ricevente, che va determinata, nell'ipotesi di perfetto mescolamento tra acqua di falda ed acqua superficiale e di corpo idrico

superficiale non inquinato, utilizzando la seguente relazione che tiene conto del bilancio di massa nella zona di mescolamento (figura 9):

$$C_{sw} = \frac{Q_{gw} \cdot C_{gw} + Q_{sw} \cdot C_0}{Q_{gw} + Q_{sw}} \quad [5.27]$$

dove:

C_0 è la concentrazione del contaminante nel corpo idrico a monte della miscelazione, espressa in mg/l;

C_{sw} è la concentrazione del contaminante nel corpo idrico a valle della miscelazione, espressa in mg/l;

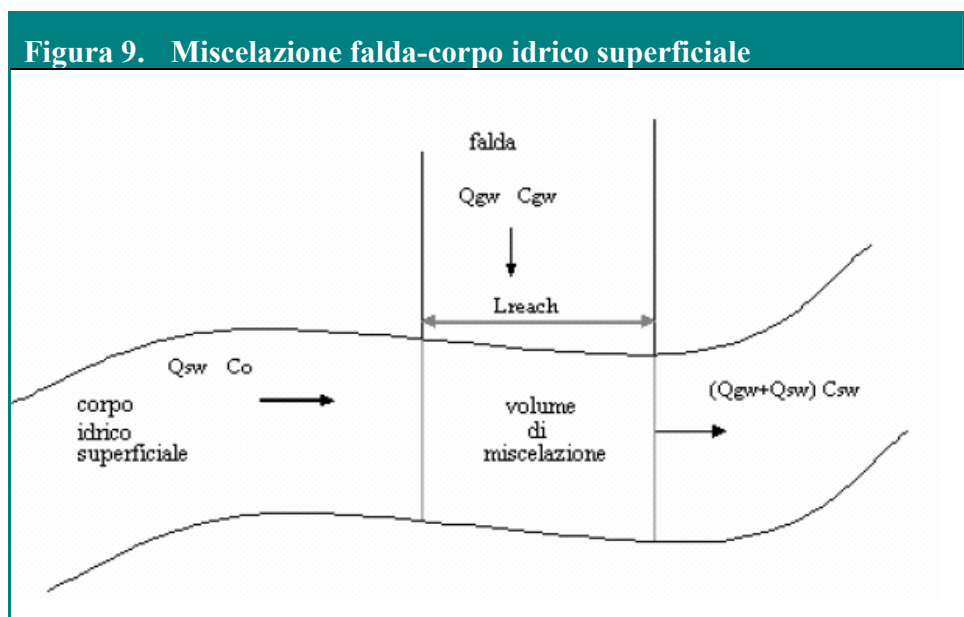
C_{gw} è la concentrazione del contaminante presente nel plume di falda misurata in prossimità del corpo idrico recettore, espressa in mg/l;

Q_{sw} è la portata del corpo idrico superficiale a monte della miscelazione in condizioni di magra, espressa in m³/d;

Q_{gw} è la portata della falda in condizioni di piena, espressa in m³/d.

Nel caso in cui la C_0 sia trascurabile rispetto alla C_{gw} , la [5.27] assume la forma semplificata:

$$C_{sw} = \frac{Q_{gw} \cdot C_{gw}}{Q_{gw} + Q_{sw}} \quad [5.28]$$



L'equazione [5.28] può essere anche utilizzata nella seguente forma, nella quale viene introdotto il fattore di diluizione nel corpo ricevente (**River Dilution Factor**, “**RDF**”):

$$RDF = \frac{C_{gw}}{C_{sw}} = \frac{Q_{gw} + Q_{sw}}{Q_{gw}} \quad [5.29]$$

Nel caso in cui il corpo idrico ricevente sia un fiume, le equazioni [5.27] e [5.28] sono rigorosamente applicabili a valle della zona di mescolamento tra acqua di falda e acqua del corpo idrico ricevente, dove la zona di mescolamento è definita dalla seguente espressione:

$$MZ = \frac{0,4 \cdot W_{sw}^2 \cdot v_{sw}}{D_{y_{sw}}} \quad [5.30]$$

dove:

MZ è la lunghezza della zona di mescolamento, espressa in m;

W_{sw} è la larghezza del corpo idrico, espressa in m;

v_{sw} è la velocità di deflusso del corpo idrico, espressa in m/s;

$D_{y_{sw}}$ è il coefficiente di dispersione laterale, espresso in m.

5.4.1.3 Volatilizzazione di vapori da falda

Il fenomeno di volatilizzazione di vapori da falda (GW) è un processo secondo il quale le specie chimiche volatili, presenti in soluzione nelle acque di falda, migrano, sotto forma di vapori, verso la superficie del terreno insaturo presente al di sopra.

Nel caso dei potenziali contaminanti di una discarica presenti in falda, il percorso di volatilizzazione di vapori in falda è, nella maggior parte dei casi, trascurabile, dal momento che le specie chimiche che hanno tendenza a volatilizzare vengono estratte direttamente dal percolato all'interno della discarica attraverso il sistema di estrazione e captazione del biogas, riducendone estremamente la quantità presente nel percolato liquido che fuoriesce dall'impianto.

Il fenomeno di volatilizzazione si può però presentare per quelle specie, come l'ammoniaca, che, durante il trasporto del percolato nell'acquifero, possono essere soggette a processi chimici di degradazione con la conseguente formazione di vapori.

Per completezza, si riportano pertanto le formule per la stima dei fattori di volatilizzazione di vapori dalla falda, riprese dalla trattazione presente 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].

In particolare, si distingue tra i seguenti percorsi di migrazione:

- **volatilizzazione di vapori outdoor da falda**, che si verifica quando i vapori liberati dalla falda si mescolano in ambienti aperti con l’aria della zona sovrastante;
- **volatilizzazione di vapori indoor da falda**, che si verifica quando sopra la zona di falda contaminata vi è un edificio nel quale avviene l’infiltrazione della fase volatile dei contaminanti.

L’equazione per la stima del **fattore di volatilizzazione da falda in ambienti aperti** (VF_{wamb}) è la seguente:

$$VF_{wamb} = \frac{C_{POE}}{C_{gw}} = \frac{H}{1 + \frac{U_{air} \cdot \delta_{air} \cdot L_{GW}}{D_{ws}^{eff} W'}} \cdot 10^3 \quad [5.31]$$

dove:

C_{POE} è la concentrazione del contaminante al punto di esposizione, espressa in mg/m^3 di aria;

C_{gw} è la concentrazione del contaminante presente nel plume di falda misurata in prossimità del punto in cui si ha la volatilizzazione, espressa in mg/l .

H è la costante di Henry specifica del gas considerato, adimensionale;

U_{air} è la velocità del vento, espressa in cm/s ;

δ_{air} è l’altezza della zona di miscelazione in aria, espressa in cm ;

L_{GW} è la profondità del piano di falda dal p.c., espressa in cm ;

W' è l’estensione della sorgente di contaminazione (ossia della porzione di falda contaminata) nella direzione principale del vento, espressa in cm ;

D_{ws}^{eff} è il coefficiente effettivo di diffusione del gas attraverso la superficie piezometrica, espresso in cm^2/s . Tale coefficiente viene determinato in funzione delle caratteristiche della frangia capillare e della zona insatura attraverso la seguente equazione:

$$D_{ws}^{eff} = (h_{cap} + h_v) \cdot \left(\frac{h_{cap}}{D_{cap}^{eff}} + \frac{h_v}{D_s^{eff}} \right)^{-1} \quad [5.32]$$

dove:

h_{cap} è lo spessore della frangia capillare, espresso in cm;

h_v è lo spessore della zona non satura, espresso in cm;

D_s^{eff} è il coefficiente effettivo di diffusione del gas attraverso la zona non satura di terreno, espresso in cm^2/s e calcolato mediante la seguente espressione:

$$D_s^{eff} = D_a \cdot \frac{\theta_a^{3,33}}{\theta_T^2} + \frac{D_w}{H} \cdot \frac{\theta_w^{3,33}}{\theta_T^2} \quad [5.33]$$

dove:

D_a è il coefficiente effettivo di diffusione del gas in aria nella zona non satura, espresso in cm^2/s ;

D_w è il coefficiente effettivo di diffusione del gas in acqua, espresso in cm^2/s ;

θ_a è il contenuto volumetrico di aria nella zona non satura, adimensionale;

θ_w è il contenuto volumetrico di acqua nella zona non satura, adimensionale;

θ_T è la porosità totale del terreno in zona non satura, adimensionale.

D_{cap}^{eff} è il coefficiente effettivo di diffusione del gas attraverso la frangia capillare, espresso in cm^2/s e calcolato mediante la seguente espressione:

$$D_{cap}^{eff} = D_a \cdot \frac{\theta_{acap}^{3,33}}{\theta_T^2} + \frac{D_w}{H} \cdot \frac{\theta_{wcap}^{3,33}}{\theta_T^2} \quad [5.34]$$

dove:

θ_{acap} è il contenuto volumetrico di aria nella frangia capillare, adimensionale;

θ_{wcap} è il contenuto volumetrico di acqua nella frangia capillare, adimensionale.

L'equazione per la stima del **fattore di volatilizzazione da falda indoor o in ambienti chiusi** (VF_{wesp}) è la seguente:

$$VF_{wesp} = \frac{C_{POE}}{C_{gw}} = \frac{H \cdot \frac{D_{ws}^{eff}}{L_T L_b ER}}{1 + \frac{D_{ws}^{eff}}{L_T L_b ER} + \frac{D_{ws}^{eff} L_{crack}}{D_{crack}^{eff} L_T \eta}} \cdot 10^3 \quad [5.35]$$

dove:

L_T è la distanza tra la parte superiore della sorgente (in questo caso la superficie piezometrica) e la base delle fondazioni, espressa in cm;

L_b è il rapporto tra il volume indoor e l'area di infiltrazione, espresso in cm;

L_{crack} è lo spessore delle fondazioni, espresso in cm;

ER è il tasso di ricambio di aria indoor, espresso in giorno⁻¹;

η è la frazione areale di fratture presenti nelle fondazioni, adimensionale;

D_{crack}^{eff} è il coefficiente effettivo di diffusione del gas attraverso le fenditure della fondazioni dell'edificio, espresso in cm²/s e calcolato mediante la seguente equazione:

$$D_{crack}^{eff} = D_a \cdot \frac{\theta_{acrack}^{3,33}}{\theta_T^2} + \frac{D_w}{H} \cdot \frac{\theta_{wcrack}^{3,33}}{\theta_T^2} \quad [5.36]$$

dove:

θ_{acrack} è il contenuto volumetrico di aria nelle fratture, adimensionale;

θ_{wcrack} è il contenuto volumetrico di acqua nelle fratture, adimensionale.

5.4.2 Fattori di trasporto del biogas e delle emissioni gassose della discarica

5.4.2.1 Dispersione in aria outdoor

Il calcolo del **fattore di dispersione del contaminante in atmosfera (Air Dispersion Factor "ADF")** è necessario per valutare il trasporto in atmosfera e l'esposizione dovuta all'inalazione di aria outdoor per i bersagli di tipo off-site, relativamente alle seguenti emissioni gassose della discarica:

- FB_{cop} , flusso di biogas in uscita dalla copertura superficiale della discarica;
- $EM_{comb/rec}$, flusso delle emissioni in uscita dalle torce di combustione e/o dai motori di recupero energetico;
- FB_{scop} , flusso di biogas incontrollato in uscita dalle superfici scoperte della discarica.

Considerando l'espressione fornita 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 del fattore di dispersione del contaminante in atmosfera, essa corrisponde al rapporto tra la concentrazione della specie chimica nel punto di esposizione off-site $C_{POE(aria)}$ (espressa in mg/m^3 di aria) e quella presente in aria in corrispondenza della discarica $C_{s(aria)}$ (espressa in mg/m^3 di aria):

$$ADF = \frac{C_{POE(aria)}}{C_{s(aria)}} \quad [5.37]$$

Nel caso di applicazione alle discariche, la $C_{s(aria)}$ corrisponde alla concentrazione stimata in aria in corrispondenza del punto di emissione della discarica, che a seconda del tipo di emissione, potrà corrispondere al biogas in uscita dalla copertura o dalle superfici scoperte, mentre il trasporto delle emissioni gassose dei motori e delle torce sarà trattato a seguire.

L'equazione per la stima dell'ADF, ricavata considerando che il potenziale ricettore off-site è posto lungo la direzione principale del vento, rispetto alla sorgente, per tutta la durata del periodo di esposizione, è la seguente:

$$ADF = \frac{Q}{2\pi \cdot U_{air} \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z} \cdot \left[\exp\left(-\frac{(z - \delta_{air})^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(z + \delta_{air})^2}{2\sigma_z^2}\right) \right] \quad [5.38]$$

la quale, nel caso in cui il recettore sia posto ad una quota corrispondente al piano campagna (ossia $z = 0$), diventa:

$$ADF = \frac{Q}{2\pi \cdot U_{air} \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z} \cdot \left[2 \cdot \exp\left(-\frac{(\delta_{air})^2}{2\sigma_z^2}\right) \right] \quad [5.39]$$

dove:

Q è la quantità di contaminante emesso per unità di tempo, espressa in $cm^3/anno$. Poiché le equazioni [5.38] e [5.39] sono determinate considerando una sorgente di emissione posta al piano campagna, esse risultano valide per le grandezze FB_{cap} e FB_{scop} (considerando la semplificazione che la superficie sommitale della discarica sia a piano campagna), mentre per la stima della dispersione del $EM_{comb/rec}$ l'equazione [5.40] si deve considerare una sorgente di emissione posta a quota h_e pari all'altezza effettiva di rilascio, determinata dalla [5.41];

U_{air} è la velocità del vento, espressa in cm/anno;

δ_{air} è l'altezza della zona di miscelazione in aria, espressa in cm;

σ_y, σ_z sono rispettivamente il coefficiente di dispersione trasversale e verticale, espressi in cm.

Come già anticipato il trasporto per dispersione atmosferica delle emissioni dalle torce e/o dai motori viene valutato mediante la seguente espressione dell' $ADF_{(motori/torce)}$ nella quale si considera la sorgente di emissione posta a quota h_e (espressa in cm) corrispondente all'altezza effettiva di rilascio:

$$ADF_{(motori/torce)} = \frac{Q}{2\pi \cdot U_{air} \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z} \cdot \left[\exp\left(-\frac{(z - h_e - \delta_{air})^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(z - h_e + \delta_{air})^2}{2\sigma_z^2}\right) \right] \quad [5.40]$$

L'altezza effettiva di rilascio viene calcolata mediante la seguente espressione:

$$h_e = h_{motori/torce} + \Delta h \quad [5.41]$$

dove:

$h_{motori/torce}$ è l'altezza dei camini di emissione dalla torce e/o dai motori;

Δh è definita come innalzamento verticale del pennacchio. Per la sua determinazione si rimanda all'Appendice 5.

Le espressioni [5.38], [5.39] e [5.40] sono determinate in assenza di fenomeni di deposizione e quindi in condizioni conservative.

In riferimento alla presenza di fenomeni di deposizione (secca e umida), si ritiene opportuno:

- per un'analisi di livello 1, non considerare i fenomeni di deposizione;
- per un'analisi di livello 2, è possibile considerare i fenomeni di deposizione solo se si hanno a disposizione valori aggiornati e accreditati per i parametri in gioco e caratteristici di tali fenomeni.

In particolare, in presenza di deposizione secca, si introduce la velocità di deposizione v_g (espressa in m/s), per calcolare la quantità deposta per unità di superficie di suolo D_D (espressa in mg/m²s) dalla seguente equazione:

$$D_D = v_g \cdot C_{s(aria)} \quad [5.42]$$

Nel caso di deposizione umida, si considera la seguente equazione:

$$D_w = \frac{\Lambda Q'_w(t)}{x U_{air}} \quad [5.43]$$

dove:

Λ è il coefficiente di lavaggio, espresso in s^{-1} ;

x è distanza dalla discarica alla quale si misura la deposizione, espressa in m;

U_{air} è la velocità del vento, espressa in m/s;

$Q'_w(t)$ è la quantità di materiale rimanente nel plume al tempo t se sta piovendo in quel momento, determinata dall'espressione riportata sotto ed espressa in mg/s:

$$Q'_w(t) = \frac{Q F_w}{m_1 - m_2} \left[(m_1 + \Lambda) e^{m_2 t} - (m_2 + \Lambda) e^{m_1 t} \right] \quad [5.44]$$

dove:

Q è la concentrazione sorgente nell'atmosfera, espressa in mg/s;

F_w è la frazione di tempo per il quale la pioggia finisce, espressa in funzione della probabilità di durata del tempo secco (P_D) e la probabilità di durata del tempo umido (P_W) dalla seguente:

$$F_w = \frac{P_D}{P_D + P_W} \quad [5.45]$$

m_1, m_2 sono date dalle seguenti formule:

$$2m_1 = -(\Lambda + P_D + P_W) - \sqrt{(\Lambda + P_D + P_W)^2 - 4\Lambda P_D} \quad [5.46]$$

$$2m_2 = -(\Lambda + P_D + P_W) + \sqrt{(\Lambda + P_D + P_W)^2 - 4\Lambda P_D} \quad [5.47]$$

5.4.2.2 Migrazione laterale di vapori nel suolo superficiale

Il flusso FB_{lat} (espresso in m^3/h) in uscita dalle barriere laterali della discarica viene trasportato lateralmente nel suolo insaturo superficiale.

Il **fattore di migrazione laterale nel suolo (Soil Attenuation Factor "SAF")** esprime il rapporto tra la concentrazione al punto di esposizione $C_{POE(suolo)}$ (espressa in mg/m^3 di aria presente nel suolo) situato a distanza x dalla sorgente nel verso di flusso e la concentrazione del gas in uscita dalle barriere laterali della discarica C_{lat} (mg/m^3 di aria) e:

$$SAF = \frac{C_{POE(suolo)}}{C_{lat}} \quad [5.48]$$

La $C_{POE(suolo)}$ può essere calcolata mediante la seguente equazione mono-dimensionale di advezione e diffusione:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - \gamma C \quad [5.49]$$

Una delle soluzioni analitiche più utilizzate per le equazioni come quella [5.49] è la soluzione di Domenico, che applicata nel caso specifico consente di determinare la seguente espressione per il fattore di migrazione laterale del biogas nel suolo insaturo superficiale:

$$\frac{1}{SAF} = \exp \left[\frac{x}{2\alpha_x} \cdot \left(1 - \sqrt{1 + \frac{4\lambda_i \alpha_x}{v_{gs}}} \right) \right] \cdot \left[\operatorname{erf} \left(\frac{h_{r_unsat}}{4\sqrt{\alpha_y x}} \right) \right] \quad [5.50]$$

dove:

α_x, α_y sono rispettivamente i coefficienti di dispersività longitudinale e trasversale, espressi in cm;

h_{r_unsat} è lo spessore della zona non satura di rifiuti all'interno della discarica misurato rispetto al piano campagna, espresso in cm. Tale spessore è quello che si considera interessato dal fenomeno di migrazione laterale attraverso le barriere laterali;

λ_i è il coefficiente di decadimento del primo ordine della generica specie contaminante presente nel biogas, espressa in anno⁻¹.

v_{gs} è la velocità media del flusso E_r (espresso in m³/m²/h) relativo alla quantità di gas FB_{lat} (espressa in m³/h) che fuoriesce dalla superficie laterale della discarica A_{lat} (espressa in m²). La v_{gs} viene calcolata mediante la seguente equazione e dal momento che nella [5.50] viene espresso in cm/anno si deve considerare il relativo coefficiente di conversione:

$$v_{gs} = \left[\frac{E_r}{(\theta_T - \theta_w)} \right] \cdot 5,256 \times 10^7 = \left[\frac{FB_{lat}/A_{lat}}{(\theta_T - \theta_w)} \right] \cdot 5,256 \times 10^7 \quad [5.51]$$

5.4.2.3 Dispersione indoor delle emissioni gassose provenienti dalla discarica

La migrazione indoor delle emissioni gassose provenienti dalla discarica (ossia quelle disperse in atmosfera e quelle migrate nel suolo superficiale insaturo) corrisponde al processo secondo il quale i flussi gassosi migrano all'interno di un edificio presente nelle vicinanze dell'impianto di smaltimento.

L'equazione per la stima del **fattore di dispersione indoor delle emissioni gassose (Indoor Dispersion Factor "IDF")** è stata ripresa dal modello GasSim [Environment Agency, 2002a], che per l'appunto simula la diffusione e il trasporto delle emissioni gassose di una discarica.

Tale fattore è espresso dal rapporto tra la concentrazione del contaminante al punto di esposizione presente nell'aria all'interno dell'edificio $C_{POE(aria)}$ (espressa in mg/m^3 di aria) e la concentrazione all'esterno dell'edificio data dai due contributi del contaminante disperso in atmosfera $C_{s(aria)}$ (espressa in mg/m^3 di aria) e del contaminante presente nel suolo superficiale all'esterno dell'edificio C_{ss} (espressa in mg/m^3 di aria):

$$IDF = \frac{C_{POE(aria)}}{C_{s(aria)} + C_{ss}} = \left(\frac{1}{D_{s_crack}^{eff} + \beta} \right) \cdot \left[\frac{(D_{s_crack}^{eff} + \alpha)}{\left(1 + \frac{C_{s(aria)}}{C_{ss}}\right)} + \frac{\beta}{\left(1 + \frac{C_{ss}}{C_{s(aria)}}\right)} \right] \quad [5.52]$$

dove:

$$\alpha = \frac{v_s X_{crack} l_s}{\theta_a A_b} \quad [5.53]$$

$$\beta = \frac{D_{a_crack(lat)}^{eff} \cdot (A_m - A_a)}{A_b \cdot D_{a_crack(sup)}^{eff} + ER \cdot h} \quad [5.54]$$

$D_{s_crack}^{eff}$ è il coefficiente di diffusione effettivo tra il suolo non saturo e le fondazioni dell'edificio, espresso in cm/s e determinato mediante la seguente formula:

$$D_{s_crack}^{eff} = D_s \cdot \frac{\theta_a^{3,33}}{\theta_{T(soil)}^2} + D_a \cdot \frac{\theta_{acrack}^{3,33}}{\theta_{T(crack)}^2} \quad [5.55]$$

dove:

D_s è il coefficiente di diffusione del gas nel suolo, espresso in cm/s ;

D_a è il coefficiente di diffusione del gas nell'aria presente nelle fratture delle fondazioni, espresso in cm/s;

θ_{acrack} è il contenuto volumetrico di aria nelle fratture delle fondazioni, adimensionale;

$D_{a_crack(lat)}^{eff}$ è il coefficiente di diffusione effettivo tra l'aria esterna e le mura laterali dell'edificio, espresso in cm/s e determinato mediante la seguente formula:

$$D_{a_crack(lat)}^{eff} = D_a \cdot \frac{\theta_a^{3,33}}{\theta_T^2} + D_a \cdot \frac{\theta_{acrack(lat)}^{3,33}}{\theta_T^2} \quad [5.56]$$

dove:

$\theta_{acrack(lat)}$ è il contenuto volumetrico di aria nelle fratture presenti nelle pareti laterali dell'edificio, adimensionale;

$D_{a_crack(sup)}^{eff}$ è il coefficiente di diffusione effettivo tra l'aria esterna e il soffitto dell'edificio, espresso in cm/s e determinato mediante la seguente formula:

$$D_{a_crack(sup)}^{eff} = D_a \cdot \frac{\theta_a^{3,33}}{\theta_T^2} + D_a \cdot \frac{\theta_{acrack(sup)}^{3,33}}{\theta_T^2} \quad [5.57]$$

dove:

$\theta_{acrack(sup)}$ è il contenuto volumetrico di aria nelle fratture presenti nel soffitto dell'edificio, adimensionale;

A_b è la superficie delle fondazioni dell'edificio, espressa in cm²;

A_m è l'area delle mura laterali dell'edificio, espressa in cm²;

A_a è l'area delle aperture dell'edificio (finestre e porte), espressa in cm²;

v_s è la velocità del flusso di suzione, espressa in cm/s e determinata dalla seguente espressione:

$$v_s = - \frac{k_{crack} \Delta P}{\mu_g L_{crack}} \quad [5.58]$$

dove:

k_{crack} è la permeabilità all'aria del materiale con cui sono realizzate le fondazioni, espressa in cm²;

ΔP è la differenza di pressione tra aria outdoor e aria indoor, espressa in g/cms²;

| | |
|-------------|--|
| μ_g | è la viscosità del gas, espressa in g/cm ² s; |
| L_{crack} | è lo spessore delle fondazioni dell'edificio, espresso in cm; |
| X_{crack} | è il perimetro delle fondazioni dell'edificio, espresso in cm; |
| l_s | è la lunghezza caratteristica del flusso di suzione, espressa in cm; |
| θ_a | è il contenuto volumetrico di aria nella zona non satura di suolo, adimensionale; |
| ER | è il tasso di ricambio di aria indoor, espresso in s ⁻¹ oppure giorno ⁻¹ ; |
| h | è l'altezza dell'edificio, espressa in cm. |

5.4.2.4 Volatilizzazione di vapori outdoor da suolo superficiale

Il fenomeno di volatilizzazione di vapori outdoor da suolo superficiale (SS) è un processo secondo il quale i flussi di vapore, fuoriusciti lateralmente dalla discarica e trasportati nella porzione superficiale di terreno insaturo, migrano verso l'aria al di sopra della superficie del terreno stesso.

La formula per la stima del **fattore di volatilizzazione da suolo superficiale outdoor o in ambienti aperti (VF_{ss})**, è stata ripresa dalla trattazione presente 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] ed adattata al caso delle discariche:

$$VF_{ss} = \frac{C_{POE}}{C_s} = \frac{2W' \rho_s}{U_{air} \delta_{air}} \cdot \sqrt{\frac{D_s^{eff} H}{\pi \tau (\theta_w + k_s \rho_s + H \theta_a)}} \cdot 10^3 \quad [5.59]$$

dove:

| | |
|----------------|--|
| C_{POE} | è la concentrazione del contaminante al punto di esposizione, espressa in mg/m ³ di aria; |
| C_s | è la concentrazione del contaminante presente nel suolo in prossimità del punto in cui si ha la volatilizzazione, espressa in mg/kg di suolo; |
| U_{air} | è la velocità del vento, espressa in cm/s; |
| δ_{air} | è l'altezza della zona di miscelazione in aria, espressa in cm; |
| ρ_s | è la densità del suolo, espressa in g/cm ³ ; |
| W' | è l'estensione della sorgente di contaminazione (ossia della porzione superficiale di terreno) nella direzione principale del vento, espressa in cm; |

H è la costante di Henry specifica del gas considerato, adimensionale;

D_s^{eff} è il coefficiente effettivo di diffusione del gas attraverso la zona non satura di terreno, espresso in cm^2/s e calcolato mediante la [5.33].

5.4.2.5 Emissione di particolato da suolo superficiale (outdoor e indoor)

Il fenomeno di emissione di particolato da suolo superficiale (SS) è un processo secondo il quale avviene il sollevamento di polveri dal suolo superficiale contaminato dalle emissioni laterali della discarica, a seguito di fenomeni di erosione, e il rimescolamento, e la conseguente diluizione di queste polveri con l'aria della zona sovrastante la superficie del suolo.

In particolare, si distingue tra i seguenti percorsi di migrazione:

- **emissione di particolato outdoor da suolo superficiale**, quando le polveri migrano dalla superficie del suolo ad ambienti aperti;
- **emissione di particolato indoor da suolo superficiale**, quando le polveri migrano dalla superficie del suolo ad ambienti chiusi (es.: edifici).

La formula per la stima del **fattore di emissione di particolato da suolo superficiale outdoor o in ambienti aperti** ($PEF_{outdoor}$) è ripresa dalla trattazione presente 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] ed esprime tale fattore come rapporto tra la concentrazione della specie chimica nel punto di esposizione in aria $C_{POE(aria)}$ (espressa in mg/m^3 di aria) e la concentrazione in corrispondenza del suolo contaminato C_{ss} (espressa in mg/m^3 di suolo):

$$PEF_{outdoor} = \frac{C_{POE(aria)}}{C_{ss}} = \frac{P_e W'}{U_{air} \delta_{air}} \cdot 10^3 \quad [5.60]$$

dove:

P_e è la portata di particolato emessa per unità di superficie, espressa in $\text{g}/\text{cm}^2\text{s}$;

U_{air} è la velocità del vento, espressa in cm/s ;

δ_{air} è l'altezza della zona di miscelazione in aria, espressa in cm ;

W' è l'estensione della sorgente di contaminazione (ossia della porzione superficiale di terreno) nella direzione principale del vento, espressa in cm .

Per la stima del **fattore di emissione di particolato da suolo superficiale indoor o in ambienti chiusi** (PEF_{indoor}) si moltiplica la [5.60] per un fattore moltiplicativo adimensionale F_i , che corrisponde alla frazione delle polveri indoor derivate localmente dal suolo:

$$PEF_{indoor} = \frac{C_{POE(aria)}}{C_{ss}} = F_i \cdot \frac{P_e W'}{U_{air} \delta_{air}} \cdot 10^3 \quad [5.61]$$

6 CARATTERIZZAZIONE DEI BERSAGLI/RECETTORI

6.1 Premessa

Come definito nella generica 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 bersagli/recettori della contaminazione considerati

In un'analisi di rischio applicata alle discariche, le principali categorie dei potenziali recettori sono:

- uomo;
- aria;
- acque;
- suolo.

L'uomo è considerato il recettore diretto della contaminazione proveniente da percolato e biogas, può comunque essere utile tener in conto anche altri recettori, presenti nei vari comparti ambientali (aria, acque e suolo), con cui si può stimare indirettamente l'esposizione umana.

Ad esempio, la valutazione dell'esposizione di un recettore di tipo indiretto, come le acque sotterranee, verrà effettuata verificando la qualità delle acque nel rispetto della potabilità per l'uomo.

All'interno delle categorie suddette si possono considerare comunque dei recettori specifici, come quelli individuati nella lista sottostante. Dal momento che i percorsi e la loro relativa caratterizzazione sono stati distinti sulla base dei principali contaminanti della discarica (percolato e biogas/emissioni gassose), si è adottata un'analogia impostazione per l'individuazione e la caratterizzazione dei relativi recettori, ad esclusione del bersaglio “uomo” che, invece, è comune ad entrambe le tipologie di contaminazione.

- bersagli/recettori relativi alla contaminazione da percolato:
 - acque superficiali (laghi, fiumi, mari);
 - acque sotterranee;
 - pozzi di approvvigionamento idrico, pubblici e privati, per uso potabile e per altri usi;
 - uomo;
- bersagli/recettori relativi alla contaminazione da biogas ed emissioni gassose:
 - atmosfera e ambiente globale;

- qualità dell'aria ed effetti globali in atmosfera;
- uomo.

Per quanto riguarda il bersaglio uomo si possono identificare, a seconda della valutazione di rischio specifica, differenti modalità di esposizione poiché le caratteristiche e i diversi percorsi seguiti possono influenzare e determinare in modo differente l'esposizione umana. Si considerano, ad esempio, i seguenti luoghi con differente esposizione potenziale:

- tecnici ed operatori;
- abitazioni domestiche;
- ospedali;
- scuole e collegi;
- capannoni industriali, uffici e locali commerciali;
- sentieri pedonali, strade secondarie e autostrade;
- parchi, spazi all'aperto e terreni coltivabili;
- campi da gioco ed altri luoghi ricreativi.

In generale, un parametro estremamente significativo, ai fini della caratterizzazione dei bersagli/recettori, è la **distanza** dalla sorgente di emissione.

Non è automatico escludere un recettore che è troppo distante dalla discarica, le emissioni gassose, infatti, possono generare impatti anche su lunghi percorsi, a causa di particolari condizioni morfologiche, geologiche e meteorologiche. Analogamente, il pennacchio di percolato potrebbe avere un impatto a grande distanza dalla discarica in dipendenza dei percorsi attivi [Environment Agency, May 2004].

6.2 Parametri significativi per la caratterizzazione dei bersagli relativi alla contaminazione da percolato

6.2.1 Acque superficiali

Al fine di caratterizzare le acque superficiali, come bersagli della contaminazione di percolato, si deve innanzitutto considerare lo stato qualitativo degli eventuali corpi idrici superficiali localizzati nell'intorno del sito, sia a monte che a valle della discarica, per valutare l'effettivo impatto dovuto all'impianto presente.

Pertanto, durante la raccolta dei dati di caratterizzazione del sito, si devono reperire quelli relativi agli eventuali corpi idrici superficiali in relazione alle sostanze contenute nel percolato e selezionate quali indicatori di contaminazione. Tali informazioni comprendono i risultati delle analisi chimiche

e i dati di concentrazione di dette sostanze nei corpi idrici superficiali. In particolare, le analisi delle acque campionate a monte della discarica, prima della realizzazione dell'impianto, forniranno informazioni sulla qualità naturale (o di background) dei corpi idrici superficiali.

Come già esposto, ai fini dell'analisi di rischio si stima il fattore di migrazione dall'acqua di falda all'acqua superficiale del corpo idrico recettore, sulla base di un bilancio di massa nel quale rientrano i parametri che vengono definiti di seguito.

Sono stati anche inseriti parametri relativi agli acquiferi che, però, rientrano nella discussione relativa alla migrazione delle acque di falda verso i corpi idrici superficiali.

Nella tabella 39 si riportano alcuni tra i dati principali per la caratterizzazione delle acque superficiali, quali recettori della contaminazione di percolato di discarica, attribuendo ad ognuno di essi una definizione ed illustrandone gli effetti e l'influenza ai fini dell'applicazione della procedura di analisi di rischio.

| Tabella 39. Dati relativi alla caratterizzazione delle acque superficiali | | |
|--|--|---|
| dati | definizioni | effetti |
| <i>ubicazione rispetto alla discarica</i> | <i>posizione del corpo idrico e distanza dalla discarica</i> | <i>influisce sui tempi di arrivo e sulle concentrazioni al recettore</i> |
| <i>larghezza del corpo idrico superficiale</i> | <i>larghezza della sezione del corso d'acqua</i> | <i>influisce sulla determinazione della portata del corso idrico</i> |
| <i>sezione trasversale del corpo idrico</i> | <i>sezione ortogonale al verso di scorrimento del fiume</i> | <i>influisce sulla determinazione della portata del corso idrico</i> |
| <i>velocità dell'acqua del corpo idrico</i> | <i>velocità delle acque del fiume</i> | <i>influisce sulla determinazione della portata del corso idrico</i> |
| <i>portata del corpo idrico superficiale (nel caso di un fiume)</i> | <i>volume d'acqua che passa, nell'unità di tempo considerata, attraverso una sezione trasversale del fiume</i> | <i>influisce sui fenomeni di diluizione della concentrazione di contaminante nel recettore</i> |
| <i>portata dell'acquifero che alimenta il corpo idrico superficiale</i> | <i>volume d'acqua sotterranea immessa nel corpo idrico superficiale</i> | <i>influisce sui fenomeni di diluizione della concentrazione di contaminante nel recettore</i> |
| <i>volume del corpo idrico per la miscelazione</i> | <i>volume d'acqua del corpo idrico all'interno del quale si ipotizza che avvenga la miscelazione</i> | <i>influisce sui fenomeni di diluizione della concentrazione di contaminante nel recettore</i> |
| <i>altezza idrometrica</i> | <i>altezza del pelo libero del fiume rispetto ad un livello determinato</i> | <i>incide nella determinazione della sezione trasversale del corpo idrico</i> |
| <i>spessore della falda</i> | <i>spessore della falda in corrispondenza dell'intersezione con il corpo idrico</i> | <i>incide nella determinazione del volume del corpo idrico per la miscelazione</i> |
| <i>larghezza del plume di falda</i> | <i>larghezza del plume di falda in corrispondenza dell'intersezione con il corpo idrico</i> | <i>incide nella determinazione della portata dell'acquifero che alimenta il corpo idrico superficiale</i> |
| <i>potenziale idraulico del corpo idrico</i> | <i>potenziale idraulico del corso d'acqua</i> | <i>incide nella determinazione della portata dell'acquifero che alimenta il corpo idrico superficiale</i> |

| Tabella 39. Dati relativi alla caratterizzazione delle acque superficiali | | |
|---|--|---|
| dati | definizioni | effetti |
| <i>potenziale idraulico della falda</i> | <i>potenziale idraulico delle acque sotterranee</i> | <i>incide nella determinazione della portata dell'acquifero che alimenta il corpo idrico superficiale</i> |
| <i>coefficiente di dispersione laterale del corpo idrico superficiale</i> | <i>quantifica i fenomeni di mescolamento all'interno di un corso d'acqua</i> | <i>influisce sui fenomeni di diluizione della concentrazione di contaminante nel recettore</i> |
| <i>concentrazione del contaminante a monte del punto di immissione del pennacchio</i> | <i>quantità di contaminante presente nell'unità di volume delle acque superficiali</i> | <i>influisce sulla qualità delle acque superficiali e la concentrazione di contaminante nel recettore</i> |
| <i>uso delle acque superficiali</i> | <i>tipologia di utilizzo delle acque superficiali: scopi ricreazionali (ad es. balneazione), potabili (prese acquedottistiche), agricoli (acque di irrigazione), ecc</i> | <i>consente la caratterizzazione del rischio del recettore</i> |

Larghezza del corpo idrico superficiale (W_{sw})

La larghezza del corpo idrico superficiale (W_{sw}), espressa in m, rappresenta la larghezza della sezione del corso d'acqua. Poiché tale parametro varia al variare della portata, si può assumere, come stima conservativa, il valore misurato in periodi di magra.

Sezione trasversale del corpo idrico superficiale (S_{sw})

La sezione trasversale del corpo idrico superficiale (S_{sw}), espressa in m^2 , rappresenta la sezione del fiume ortogonale al verso di scorrimento delle acque nel punto in cui sfocia il plume di falda.

Tale parametro è necessario soltanto se il modello è applicato ad un fiume o ad un corso d'acqua ed è dato dal prodotto fra l'altezza idrometrica e la larghezza del fiume.

Velocità dell'acqua del corpo idrico superficiale (v_{sw})

La velocità dell'acqua del corpo idrico superficiale (v_{sw}), espressa in m/s, è solitamente riferita ad un punto all'interno del corso d'acqua.

Poiché, in una generica sezione di un fiume, la velocità non è costante lungo la sua larghezza, ma ha un profilo parabolico, sarà necessario far riferimento ad un valore medio.

Portata del corpo idrico superficiale (Q_{sw})

La portata del corpo idrico superficiale (Q_{sw}), espressa in m^3/d , rappresenta la quantità di acqua del corpo idrico superficiale che entra all'interno del volume di controllo nell'unità di tempo.

Nel caso di fiume, essa è pari alla portata del fiume stesso a monte della zona di miscelazione; nel caso di lago si dovrà tenere conto di eventuali affluenti.

Tale parametro può essere determinato tramite indagini in sito usando, ad esempio, un mulinello idrometrico oppure stazioni idrometriche.

La portata di un corso d'acqua è un parametro che subisce continue variazioni e non è possibile far riferimento ad un unico valore. Occorre, pertanto, trovare una stima che sia rappresentativa dei valori che essa può assumere: si potrebbe far riferimento alla portata media annua, oppure alla portata massima registrata in un certo periodo di tempo nel caso in cui si voglia una stima conservativa. La portata è definita, in funzione della velocità del corpo idrico superficiale e della sua sezione trasversale, dalla seguente relazione:

$$Q_{sw} = v_{sw} \times S_{sw} \quad [6.1]$$

Portata della falda che alimenta il corpo idrico superficiale (Q_{gw})

Rappresenta la portata d'acqua che la falda immette nel volume di controllo del corpo idrico superficiale nell'unità di tempo. Viene espressa in m^3/d ed è possibile calcolarla attraverso la legge di Darcy:

$$Q_{gw} = K_{sat} \times A_{gw} \times i_{sw} \quad [6.2]$$

dove:

A_{gw} è l'area attraverso cui l'acqua di falda affluisce nel corpo idrico recettore; è data dal prodotto fra lo spessore (altezza) del plume di falda che scarica nel corpo idrico d_{sw} , e la larghezza del plume di falda lungo il bordo del corpo idrico superficiale (in direzione di scorrimento dell'acqua) L_{reach} .

i_{sw} è la cadente piezometrica, data dal rapporto fra il dislivello esistente fra falda e pelo libero del corpo idrico superficiale e la distanza (L_f) tra i punti in cui è misurato il dislivello:

$$i_{sw} = \frac{h_{gw} - h_{sw}}{L_f} \quad [6.3]$$

Tale cadente può essere diversa dalla cadente che governa il moto della falda, sia perché la presenza del corpo idrico modifica tale parametro, sia perché in prossimità di un corpo idrico la granulometria del terreno può subire variazioni che influiscono sul moto della falda. La stima di questo parametro può essere effettuata a mezzo di piezometri disposti in punti opportunamente scelti.

Volume del corpo idrico per la miscelazione (V)

Rappresenta il volume (espresso in m^3) d'acqua del corpo idrico superficiale, all'interno del quale si ipotizza che avvenga la miscelazione. E', a tutti gli effetti, un volume di controllo.

Nel caso in cui il modello sia applicato a fiumi o corsi d'acqua, tale parametro è dato dal prodotto fra la sezione trasversale del fiume S_{sw} e lo spessore di falda d_{sw} che si immette nel fiume. Se il corpo idrico recettore è un lago, invece, si fa riferimento al volume d'acqua, contenuto nel bacino, all'interno del quale avviene la miscelazione. In ogni caso tale parametro è acquisibile solo con indagini in sito.

Altezza idrometrica (b_{sw})

Rappresenta l'altezza, espressa in m, del pelo libero del fiume rispetto ad un livello determinato (zero idrometrico), di solito coincidente con la base del letto del corpo idrico.

Viene determinato a mezzo di un asta graduata, detta idrometro, saldamente posta su una sponda del corpo idrico. Poiché il livello di un corpo idrico varia continuamente, per una stima conservativa, si può assumere il minimo valore riscontrato in un certo periodo.

Spessore (altezza) della falda che interseca il corpo idrico (d_{sw})

Rappresenta lo spessore di falda che interseca il corpo idrico. E' un parametro sito-specifico non necessariamente pari all'intera profondità della falda, nel caso in cui la falda penetri solo parzialmente il corpo idrico. Viene espresso in m.

Larghezza del plume (L_{reach})

Rappresenta la larghezza, espressa in m, del plume di falda nel punto in cui si interseca con il corpo idrico.

Potenziale idraulico del corpo idrico (h_{sw})

Rappresenta il potenziale idraulico di un fiume o di un corso d'acqua e viene espresso solitamente in cm.

Poiché le correnti a pelo libero sono soggette ad una pressione costante ($p=p_{atm}$), che viene presa come riferimento, al calcolo del potenziale contribuiscono solo i termini relativi alla quota e alla velocità media:

$$h_{sw} = z + \frac{v^2}{2g} \quad [6.4]$$

Potenziale idraulico della falda (h_{gw})

Il potenziale (o carico) idraulico associato ad una massa fluida viene determinato dalla seguente relazione:

$$h_{gw} = z + \frac{p}{\gamma} + \frac{v^2}{2g} \quad [6.5]$$

dove:

z è la quota della massa fluida rispetto ad un livello determinato;

p è la pressione cui è soggetta la massa fluida;

v è la velocità media del fluido;

g è l'accelerazione di gravità, espressa in m/s^2 .

Coefficiente di dispersione laterale ($D_{y_{sw}}$)

Il coefficiente di dispersione laterale ($D_{y_{sw}}$), espresso in m/s, fornisce una indicazione quantitativa della efficacia del mescolamento laterale in un corpo d'acqua superficiale. Può essere stimato dalla relazione:

$$D_y = C \times d \times v'_{sw} \quad [6.6]$$

dove:

d è la profondità del corpo idrico, espressa in m;

v'_{sw} è la velocità trasversale del corpo idrico, espressa in m/s e calcolata come:

$$v'_{sw} = \sqrt{g \cdot d \cdot S_l} \quad [6.7]$$

dove:

g è l'accelerazione di gravità, espressa in m/s^2 ;

S_l è la pendenza del canale del corpo idrico, espressa in m/m;

In alternativa si usa porre la velocità trasversale pari al 10% della velocità media del fiume

C è il fattore che tiene conto delle irregolarità della sezione del canale in prossimità dello scarico. Risulta pari a:

- 0,1 per canali rettangolari;
- 0,3 per canali in condotte;
- 0,6 per canali naturali poco tortuosi;
- 1,0 per canali naturali molto tortuosi;
- 1,3 per canali con angoli di 90° o più.

Concentrazione della specie chimica nel corpo idrico superficiale (C_0)

Per il bilancio di massa occorrerà determinare la concentrazione della specie, selezionata quale indicatore della contaminazione, nel corpo idrico superficiale a monte del punto di immissione delle acque sotterranee.

Uso delle acque superficiali

La vulnerabilità delle acque superficiali è rapportata anche ad altre informazioni, quali l'ubicazione rispetto alla discarica e il loro utilizzo. Pertanto si devono reperire le informazioni necessarie a definire l'uso delle acque del corpo idrico superficiale.

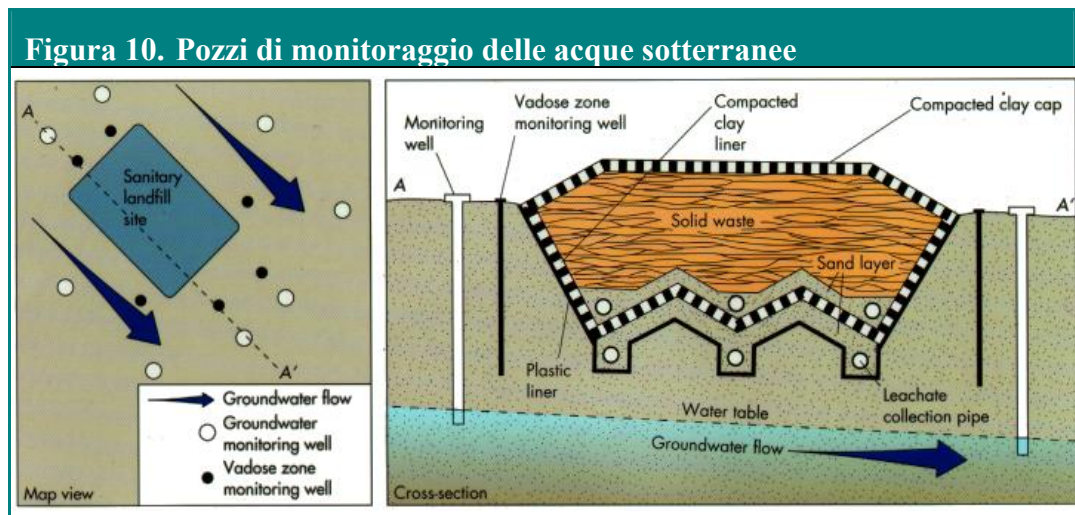
6.2.2 Acque sotterranee

Oltre a costituire il vettore di contaminazione delle eventuali perdite di percolato della discarica, le acque sotterranee sono identificate anche come possibili recettori, dal momento che esse rappresentano una risorsa idrica sfruttabile, a medio e a lungo termine, che come tale deve essere preservata nella sua qualità e nelle sue caratteristiche.

La protezione delle acque sotterranee deve essere garantita per i seguenti motivi:

- una volta contaminate, le acque sotterranee sono più difficili da risanare rispetto alle acque di superficie, con conseguenze che possono protrarsi per decenni;
- le acque sotterranee possono essere utilizzate in vari settori, dalla produzione di acqua potabile all'industria e all'agricoltura; il loro inquinamento è quindi dannoso per la salute umana e per il buon svolgimento di queste attività;
- le acque sotterranee forniscono il flusso di base di numerosi fiumi (che nei periodi di magra può arrivare fino al 90%) e possono anche influenzare la qualità delle acque di superficie;
- esse servono da tampone nei periodi di siccità e divengono essenziali per conservare le zone umide.

Per proteggere le acque sotterranee si realizzano pozzi di monitoraggio nell'intorno della discarica (figura 10), al fine di rilevare variazioni anomale tra le concentrazioni a monte e quelle a valle che possono ricondurre ad un impatto causato dalla discarica ed indurre l'attivazione di azioni correttive e di interventi più o meno immediati.



La Direttiva Quadro sulle Acque dell'Unione Europea (*Water Framework Directive, 2000/60/EC*) richiede di valutare l'attuale o il potenziale impatto della discarica sulle acque sotterranee in alcuni **punti di conformità** opportunamente scelti [Environmental Agency, Marzo 2003].

Nel Decreto Ministeriale 471/99, il quale stabilisce i criteri, le procedure e le modalità per la messa in sicurezza, la bonifica e il ripristino ambientale dei siti inquinati, la posizione del **punto di conformità** è implicitamente intesa nell'acquifero sotto la verticale della sorgente o nell'eluato.

In definitiva, il punto di conformità per le acque sotterranee nel caso di una discarica, andrebbe ubicato immediatamente ai confini del sito contaminato, lungo la direzione di flusso della falda, o in corrispondenza di un pozzo esistente più a valle o a distanza prefigurabile sulla base dell'uso corrente o pianificato delle acque sotterranee.

I parametri, necessari a caratterizzare le acque sotterranee in qualità di bersaglio dell'eventuale contaminazione da percolato di discarica, comprendono tutti i dati già indicati e definiti per la caratterizzazione delle acque stesse quali vettore di trasporto della contaminazione ed in aggiunta va considerata l'ubicazione di punti di monitoraggio e controllo.

Anche per le acque sotterranee occorrerà reperire i risultati delle analisi condotte a monte della discarica e/o prima della realizzazione dell'impianto al fine di evidenziare la concentrazione "naturale" (o di *background*) per ognuna delle sostanze ritenute potenziali contaminanti ed evidenziare l'eventuale incremento di concentrazione causato dalla presenza della discarica.

6.2.3 Pozzi di approvvigionamento idrico

I pozzi di approvvigionamento idrico possono essere considerati recettori secondari dell'inquinamento delle acque sotterranee dal percolato di discarica, essi costituiscono il possibile legame all'esposizione umana di tale inquinamento.

Ai fini dell'analisi di rischio, il pozzo dovrà essere posizionato a valle della discarica rispetto alla direzione del flusso idrico sotterraneo.

L'identificazione dei pozzi, quali potenziali recettori, deve essere supportata da un censimento degli stessi nell'intorno della discarica, a valle della stessa rispetto al deflusso idrico sotterraneo.

L'area oggetto del censimento andrà definita sulla base delle caratteristiche geologiche e idrogeologiche del sito e sulle proprietà chimico-fisiche dei contaminanti.

L'eventuale rischio riscontrato per il generico pozzo dipenderà comunque dall'uso della risorsa idrica.

Altre informazioni utili, riguardo all'eventuale probabilità di contaminazione di un pozzo di approvvigionamento idrico, sono quelle relative alle caratteristiche costruttive e allo schema di completamento del pozzo. Infatti, se il pozzo è stato realizzato impropriamente, può accadere che le acque sotterranee siano state contaminate da batteri, pesticidi ed altri prodotti rilasciati da un'ulteriore sorgente esterna al MCS della discarica.

Nella tabella 40 si riportano alcuni tra i dati principali per la caratterizzazione dei pozzi di approvvigionamento idrico quali recettori della contaminazione di percolato di 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 40. Dati relativi alla caratterizzazione dei pozzi di approvvigionamento idrico | | |
|--|---|--|
| <i>dati</i> | <i>definizioni</i> | <i>effetti</i> |
| <i>ubicazione rispetto alla discarica</i> | <i>posizione del pozzo in relazione alla direzione del deflusso sotterraneo</i> | <i>influisce sui tempi di arrivo e sulle concentrazioni al recettore</i> |
| <i>dati e generalità</i> | <i>portata, età del pozzo, stato attuale, caratteristiche costruttive e schema di completamento del pozzo, tipo di captazione</i> | <i>consentono la caratterizzazione del rischio del recettore</i> |
| <i>uso delle acque sotterranee emunte</i> | <i>tipologia di utilizzo delle acque emunte: potabile, agricolo, industriale, ecc</i> | <i>consente la caratterizzazione del rischio del recettore</i> |

6.3 Parametri significativi per la caratterizzazione dei bersagli relativi alla contaminazione da biogas

6.3.1 Atmosfera ed ambiente globale

Nel caso delle discariche, il rischio associato alla diffusione del biogas e delle emissioni gassose in atmosfera può potenzialmente comportare effetti indesiderati quali l'effetto serra e la riduzione dello strato di ozono, oltre a modificare la qualità dell'aria, sulla base di quanto esposto dal

Ministero dell'Ambiente Britannico, il quale consiglia di monitorare, in generale, tutte le attività sui rifiuti [DETR, 2000] e sulla base di quanto richiesto dalla direttiva comunitaria IPPC (Integrated Pollution Prevention and Control Directive, 1996) sulle emissioni di siti compresi nella lista per l'autorizzazione integrata, tra cui rientrano anche le discariche [European Pollution Emission Register – EPER, June 2003].

Al fine di caratterizzare il rischio associato all'atmosfera e all'ambiente globale occorre determinare le caratteristiche generali del clima presente (temperatura, velocità dei venti, classi di stabilità di Pasquill, ecc.), lo stato qualitativo dell'aria, nonché eventuali fattori esterni concomitanti alla caratterizzazione del rischio.

Tali parametri sono stati già indicati per la caratterizzazione dell'atmosfera quale vettore di contaminazione del biogas e delle altre emissioni gassose della discarica.

In particolare, si evidenzia che, allo scopo di valutare la qualità dell'aria si possono riprendere gli stessi principi riguardanti la localizzazione di un punto di conformità, come già esposto per le acque sotterranee.

Nel seguito, si procede invece ad analizzare in dettaglio gli altri effetti causati dal biogas e dalle emissioni gassose sull'ambiente globale considerati.

L'**effetto serra**, descritto dal Potenziale di Riscaldamento Globale, (*Global Warming Potential, GWP*) è un processo che determina il riscaldamento del pianeta per effetto dell'azione dei cosiddetti gas serra (anidride carbonica, idrogeno, metano, ecc.), i quali sono emessi, seppur in concentrazioni relativamente basse, anche dalla discarica. Tali gas permettono alle radiazioni solari di attraversare l'atmosfera, mentre ostacolano il passaggio verso lo spazio di una parte delle radiazioni infrarosse provenienti dalla superficie della terra e dalla bassa atmosfera (il calore riemesso); in pratica si comportano come i vetri di una serra e sfavoriscono la regolazione ed il mantenimento della temperatura terrestre ai valori odierni.

A lungo termine si genera un riscaldamento globale, che comporta una modifica delle condizioni climatiche della biosfera, portando ad un aumento della temperatura media globale di 1,4 – 5,87 °C entro il 2100, secondo il Protocollo di Kyoto [Environment Agency, 2003].

Un altro fenomeno, ricondotto all'immissione in atmosfera di alcuni composti chimici, è il continuo e graduale **impoverimento dell'ozono** presente nella stratosfera (*Ozone Depletion Potential, ODP*).

L'ozono ha essenzialmente una funzione schermante nei confronti dei raggi ultravioletti che giungono sulla superficie della terra. Venendo a mancare tale funzione, si avrà quindi un aumento dei raggi ultravioletti che giungono sulla superficie terrestre, i quali potrebbero comportare conseguenze indesiderate sull'uomo e sugli ecosistemi viventi.

Tra le emissioni gassose della discarica potenzialmente responsabili di tali effetti sull'ambiente globale si considerano le seguenti:

- metano;
- anidride carbonica;
- idrogeno.

Al fine di valutare i potenziali cambiamenti climatici (effetto serra) è stato sommato il contributo relativo a ciascun gas per unità di emissione riferendolo agli effetti provocati da un'unità di emissione di anidride carbonica per tutto il periodo di tempo considerato.

Analogamente si può stimare la riduzione potenziale dell'ozono riferendo il contributo relativo a ciascun gas per unità di emissione agli effetti provocati da un'unità di emissione di un composto standard fissato, generalmente il triclorofluorometano (CFC₁₃), per tutto il periodo di tempo considerato.

In definitiva, i parametri occorrenti per la caratterizzazione di tali effetti di rischio per l'ambiente globale sono sostanzialmente le concentrazioni emesse delle emissioni gassose critiche sopraindicate.

6.4 Parametri significativi per la caratterizzazione del bersaglio uomo

6.4.1 Generalità sul bersaglio "uomo"

Per quanto riguarda il bersaglio "uomo", vengono riportate considerazioni analoghe a quelle esposte 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], adattandole ed integrandole per tener conto del caso di applicazione dell'analisi di rischio alle discariche.

In particolare, nel caso delle discariche si deve tener conto della densità di popolazione che vive e lavora all'interno e nell'intorno della discarica e che potenzialmente può venire a contatto con la contaminazione presente.

Pertanto, i bersagli umani sono distinti in:

- *on-site*, chi lavora all'interno della discarica;
- *off-site*, chi vive o lavora all'esterno della discarica. Tra di essi si individuano differenti recettori a seconda dell'uso del suolo e delle varie zone popolate dall'uomo, come specificato di seguito:
 - residenziale, (ad es. città, paesi, ospedali, scuole, collegi, abitazioni domestiche, case sparse, ecc.), a cui corrispondono bersagli umani sia adulti che bambini. Nel caso delle

discariche, dal momento che la presenza di vegetazione contribuisce ad assorbire parte dell'anidride carbonica emessa dall'impianto, si distinguono i casi di:

- presenza di vegetazione (terreno coltivato, giardino, ecc.);
 - assenza di vegetazione;
- ricreativo, (ad es. parchi, spazi all'aperto, ecc.), a cui corrispondono bersagli umani sia adulti che bambini. Anche per esso si distinguono i casi di:
- presenza di vegetazione (terreno coltivato, giardino, ecc.);
 - assenza di vegetazione;
- commerciale e industriale (ad es. capannoni industriali, uffici e locali commerciali), a cui corrispondono bersagli esclusivamente adulti.

Secondo la procedura di analisi di rischio, i bersagli off-site, che possono essere potenzialmente esposti alla contaminazione proveniente dalla discarica, sono quelli posizionati sottogradiante rispetto alla direzione dei vettori di flusso che trasportano il contaminante e, secondo un approccio conservativo, in posizione centrale rispetto al pennacchio.

Una distinzione sostanziale tra bersagli on-site e off-site, riguarda il tempo di esposizione che sarà relativo ad un certo numero di giorni di esposizione per i bersagli umani off-site e ad un certo numero di ore, coincidenti con quelle lavorative, per i bersagli umani on-site.

Per quanto riguarda la distinzione tra bersagli bambini e adulti, si riportano le seguenti specifiche:

- *bambini*, aventi età compresa tra 0-6 anni;
- *adulti, di sesso femminile*, aventi età compresa tra 16-59 anni.

Si scelgono degli esemplari femminili, quali bersagli umani adulti, perché una donna, possedendo tendenzialmente un peso corporeo più basso, rappresenta un soggetto più sensibile in quanto, a parità di concentrazione emessa del contaminante, tale concentrazione si distribuirà in tutto il corpo, ottenendo un valore per unità di peso corporeo maggiore rispetto a quanto si avrebbe per un uomo.

In funzione del tipo di contaminazione identificata per il bersaglio "uomo", ossia da percolato e/o da biogas, si dovranno individuare gli specifici scenari di esposizione, sulla base dei quali dovranno essere raccolti i dati e i parametri necessari a stimare l'assorbimento di inquinanti da parte del corpo umano associato ai suddetti scenari.

Tale stima richiede la definizione dei parametri di esposizione umana, riportati del paragrafo 7.2.

Nella tabella 41 sono riportate le tipologie di bersaglio considerato (adulto "A" e/o bambino "B") e di esposizione (diretta "D" o indiretta "I") in funzione della destinazione d'uso del suolo, della via e modalità di esposizione e della sorgente di contaminazione (percolato e biogas).

| Tabella 41. Elenco delle tipologie di bersagli considerati in funzione della sorgente di contaminazione (percolato e biogas) e delle modalità di esposizione | | | | | | | | |
|--|---|--------------------|--|---------------------|---------------------------|--------------|------------|-------------------------|
| | | | | | tipo di bersaglio | | | |
| | | | | | on-site | off-site | | |
| sorgente di contaminazione | modalità di migrazione | via di esposizione | modalità di esposizione | tipo di esposizione | personale della discarica | residenziale | ricreativo | commerciale/industriale |
| PERCOLATO | trasporto in falda | falda | ingestione di acqua potabile | D | A | A e B | | A |
| | volatilizzazione da falda | aria outdoor | inalazione di vapori outdoor da falda | I | A | | A e B | A |
| | | aria indoor | inalazione di vapori indoor da falda | I | A | | | A |
| | trasporto in falda e migrazione verso risorsa idrica superficiale | acqua superficiale | contatto dermico e ingestione accidentale di acqua | I | | | A e B | |
| BIOGAS | dispersione in aria | aria outdoor | inalazione di vapori outdoor | I | A | A e B | A e B | A |
| | | aria indoor | inalazione di vapori indoor | I | A | A e B | | A |
| | migrazione e volatilizzazione dal suolo insaturo superficiale | aria indoor | inalazione di vapori indoor | I | | A e B | | A |
| | | suolo superficiale | ingestione accidentale di suolo | D | A | A e B | A e B | A |
| | contatto dermico | | D | A | A e B | A e B | A | |
| | volatilizzazione da suolo superficiale | aria outdoor | inalazione di vapori outdoor | I | A | A e B | A e B | A |
| | emissione di particolato da suolo superficiale | aria outdoor | inalazione di polveri outdoor | I | A | A e B | A e B | A |
| | | aria indoor | inalazione di polveri indoor | I | A | A e B | | A |

6.4.2 Dati per la caratterizzazione dell'esposizione umana negli ambienti indoor

Per quanto riguarda gli scenari di esposizione indoor, la caratterizzazione del bersaglio “uomo” comprende anche la raccolta dei dati relativi agli ambienti confinati, o indoor, di seguito elencati e riassunti nella tabella 42, 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 42. Dati relativi alla caratterizzazione delle acque superficiali | | |
|--|--|--|
| dati | definizioni | effetti |
| <i>superficie delle fondazioni</i> | <i>superficie dell'edificio coinvolta nell'infiltrazione indoor dal suolo/falda</i> | <i>incide sul fenomeno di diffusione del contaminante dal suolo sottostante negli ambienti confinati</i> |
| <i>spessore delle fondazioni</i> | <i>spessore dello strato di separazione tra l'ambiente indoor e il suolo sottostante</i> | <i>incide sul fenomeno di diffusione del contaminante dal suolo sottostante negli ambienti confinati</i> |
| <i>perimetro delle fondazioni</i> | <i>lunghezza del perimetro della base dell'edificio</i> | <i>incide sul fenomeno di diffusione del contaminante negli ambienti confinati</i> |
| <i>profondità delle fondazioni</i> | <i>distanza tra il piano campagna e la base delle fondazioni</i> | <i>incide sul fenomeno di diffusione del contaminante dal suolo sottostante negli ambienti confinati</i> |
| <i>superficie delle mura laterali dell'edificio</i> | <i>superficie dell'edificio coinvolta nell'infiltrazione indoor dall'aria esterna (a meno della superficie delle aperture)</i> | <i>incide sul fenomeno di diffusione del contaminante dall'aria esterna negli ambienti confinati</i> |
| <i>superficie delle aperture dell'edificio (porte e finestre)</i> | <i>superficie dell'edificio che non è direttamente coinvolta nell'infiltrazione indoor dall'aria esterna</i> | <i>incide sul fenomeno di diffusione del contaminante dall'aria esterna negli ambienti confinati</i> |
| <i>altezza dell'edificio</i> | <i>altezza interessata dall'infiltrazione di contaminante dall'aria outdoor</i> | <i>incide sul fenomeno di diffusione del contaminante dall'aria esterna negli ambienti confinati</i> |
| <i>rapporto tra volume indoor e area di infiltrazione</i> | <i>corrisponde all'altezza dell'edificio, nel caso di edifici fuori terra</i> | <i>influenza la portata di contaminante diffusa negli ambienti confinati</i> |
| <i>distanza tra la sorgente di contaminazione e la base delle fondazioni</i> | <i>distanza tra il top della sorgente e la base delle fondazioni</i> | <i>incide sul trasporto del contaminante dal suolo sottostante fino agli ambienti confinati</i> |
| <i>frazione areale di fratture</i> | <i>rapporto tra l'area delle fratture presenti nelle fondazioni/mura e la superficie totale delle fondazioni</i> | <i>incide sul fenomeno di diffusione del contaminante negli ambienti confinati</i> |
| <i>contenuto volumetrico di acqua nelle fratture</i> | <i>quantità di acqua presente nelle fratture delle fondazioni/mura</i> | <i>incide sul fenomeno di diffusione del contaminante all'interno delle fondazioni/mura</i> |
| <i>contenuto volumetrico di aria nelle fratture</i> | <i>quantità di aria presente nelle fratture delle fondazioni/mura</i> | <i>incide sul fenomeno di diffusione del contaminante all'interno delle fondazioni/mura</i> |
| <i>rapporto di ricambio di aria indoor</i> | <i>quantità di aria che viene scambiata tra ambienti indoor e outdoor</i> | <i>influisce sulla quantità di contaminante presente nell'ambiente indoor</i> |
| <i>permeabilità del suolo al flusso di vapore</i> | <i>capacità del suolo di farsi attraversare dal vapore</i> | <i>incide sul trasporto del contaminante dal suolo sottostante fino agli ambienti confinati</i> |
| <i>permeabilità del materiale delle fondazioni/mura al flusso di gas</i> | <i>capacità del materiale delle fondazioni /mura di farsi attraversare dal gas</i> | <i>incide sul trasporto del contaminante all'interno delle fondazioni/mura</i> |

| Tabella 42. Dati relativi alla caratterizzazione delle acque superficiali | | |
|--|--|--|
| dati | definizioni | effetti |
| <i>differenza di pressione tra aria outdoor e indoor</i> | <i>differenza tra la pressione esterna all'edificio e quella interna</i> | <i>incide sul fenomeno di migrazione del contaminante all'interno delle fondazioni</i> |
| <i>lunghezza caratteristica di suzione</i> | <i>lunghezza per la quale si verifica il flusso di suzione</i> | <i>incide sul fenomeno di migrazione del contaminante all'interno delle fondazioni</i> |
| <i>viscosità del vapore</i> | <i>esprime la mobilità all'interno della massa aeriforme</i> | <i>incide sul trasporto del contaminante</i> |
| <i>tempo medio di durata dei flussi di vapore</i> | <i>durata di esposizione ai flussi di vapore</i> | <i>incide sull'esposizione umana al contaminante</i> |

Superficie delle fondazioni (A_b)

Rappresenta la superficie dell'edificio complessivamente coinvolta dal fenomeno di infiltrazione indoor dei contaminanti provenienti dal suolo o dalla falda. Viene espressa in cm^2 .

Nel caso di edificio e/o locale fuori terra, essa coincide con l'area delle fondazioni, ossia l'area della base della struttura. Nel caso di locali interrati o seminterrati, tale superficie sarà data dalla somma dell'area della base dell'edificio più l'area delle pareti interrate.

Spessore delle fondazioni (L_{crack})

Lo spessore delle fondazioni (L_{crack}), espresso in cm, rappresenta lo spessore dello strato di materiale che costituisce le fondazioni dell'edificio e che perciò separa l'ambiente indoor dallo strato di suolo sottostante, dal quale avviene la migrazione dei contaminanti provenienti dalla falda o dal suolo insaturo superficiale.

Tale parametro viene determinato mediante indagini sito-specifiche. Laddove esse non siano presenti, si assume il valore conservativo di default corrispondente ad un livello 1 di analisi e pari a 15 cm, come proposto dallo standard ASTM PS-104-98 e consigliato dalla 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].

Perimetro delle fondazioni (X_{crack})

Corrisponde all'intera lunghezza della base dell'edificio e viene espresso in cm.

Profondità delle fondazioni (Z_{crack})

In generale, questo parametro rappresenta la distanza tra il piano campagna e la base delle fondazioni.

Nel caso di edifici fuori terra, esso coincide con lo spessore delle fondazioni: $Z_{\text{crack}} = L_{\text{crack}}$.

Superficie delle mura (A_m)

Rappresenta la superficie delle mura dell'edificio (A_m) che sono coinvolte, a meno della superficie delle aperture, dal fenomeno di infiltrazione indoor dei contaminanti dispersi in atmosfera e quindi presenti nell'aria outdoor. Viene espressa in cm^2 .

Nel caso di locali interrati o seminterrati, tale superficie corrisponderà alla sola area delle mura fuori-terra.

Superficie delle aperture (A_a)

Rappresenta la superficie di tutte le aperture (porte e finestre) presenti nell'edificio (A_a). Esse non sono interessate dal fenomeno di infiltrazione indoor dei contaminanti dispersi in atmosfera, ovvero presenti nell'aria outdoor. Viene espressa in cm^2 .

Altezza dell'edificio (h)

Rappresenta la profondità delle sole mura fuori-terra. Esse sono interessate dal fenomeno di infiltrazione indoor dei contaminanti dispersi in atmosfera, ovvero presenti nell'aria outdoor. Viene espressa in cm.

Rapporto tra volume indoor e aria di infiltrazione (L_b)

Nel caso di edifici fuori terra, il rapporto tra il volume e l'area dell'edificio (espresso in cm) coincide con la sua altezza h . E' espresso dalla:

$$L_B = \frac{V_b}{A_b} = h \quad [6.8]$$

Nel caso di locali interrati o seminterrati, tale rapporto risulta inferiore all'altezza dell'edificio, poiché nel calcolo di A_b si tiene conto anche dell'area delle pareti interrate soggette a infiltrazione.

Distanza tra la sorgente di contaminazione e la base delle fondazioni (L_T)

Tale parametro, espresso in cm, indica la distanza tra il top della sorgente di contaminazione e la base delle fondazioni.

Frazione area di fratture (η)

Tale parametro adimensionale rappresenta il rapporto tra l'area delle fratture nella superficie di infiltrazione e l'area totale della superficie. E' ottenuto da:

$$\eta = \frac{A_{crack}}{A_b} \quad [6.9]$$

Il valore di default, pari a 0,01, come proposto dallo standard ASTM PS-104-98 e consigliato dalla 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], deriva da esperimenti condotti sul Radon e può variare in un range compreso tra 0 (superficie priva di fratture) e 1 (superficie priva di pavimentazione).

Contenuto volumetrico di acqua e di aria nelle fratture (θ_{wcrack} , θ_{acrack})

Rappresentano il contenuto di acqua o di aria presente nelle fratture delle fondazioni. Sono parametri adimensionali misurati rispettivamente in (cm³ acqua) e (cm³ aria) / (cm³ volume totale delle fratture). Inoltre, essendo difficilmente misurabili a mezzo di indagini dirette, per tali parametri si assumono, in genere, i valori di default corrispondenti ad un livello 1 di analisi. Tali valori, proposti dallo standard ASTM PS-104-98 e consigliati anche dalla 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], corrispondono rispettivamente a 0,12 per θ_{wcrack} e 0,26 per θ_{acrack} .

Tasso di ricambio d'aria indoor (ER)

Con questo termine si indica la quantità di aria che viene scambiata tra l'ambiente confinato e l'ambiente esterno. Di solito si esprime facendo riferimento ad 1 litro di aria, pertanto, le sue dimensioni assumono la forma di s⁻¹.

Sono stati effettuati 22 studi su oltre 290 edifici [EPA, 2003]. Da essi sono risultati come valori medi $5 \text{ d}^{-1} = 5,8\text{E-}05 \text{ s}^{-1}$ per il 10° percentile, $12 \text{ d}^{-1} = 1,41\text{E-}04 \text{ s}^{-1}$ per il 50° percentile, $35,5 \text{ d}^{-1} = 4,1\text{E-}04 \text{ s}^{-1}$ per il 90° percentile.

Si è osservato che il tasso di ricambio d'aria varia a seconda delle stagioni e delle differenze climatiche. Per esempio, in inverno, in una regione con clima freddo, ER sarà maggiore di quello che si verifica in una regione con il clima caldo.

Il documento dell'EPA [EPA, 2003] propone come valore di default $6 \text{ d}^{-1} = 6,9\text{E-}05 \text{ s}^{-1}$ che rappresenta il 10° percentile. Mentre gli standard ASTM 1739-95 e PS 104-98 assumono, per un livello 1 di analisi, un valore pari a 12 d^{-1} per edifici ad uso residenziale, e 20 d^{-1} per edifici ad uso industriale.

Permeabilità del suolo al flusso di vapore (k_v)

La permeabilità del suolo al flusso di vapore (k_v), espressa in cm², corrisponde alla capacità del suolo di farsi attraversare dal flusso di vapore.

Per la stima indiretta di tale parametro, si può far riferimento ai valori consigliati dalla 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 le sabbie medie il valore di k_v varia da 10^{-7} a 10^{-6} ;
- per le sabbie fini da 10^{-8} cm^2 a 10^{-7} cm^2 ;
- per il limo da 10^{-9} cm^2 a 10^{-9} cm^2 ;
- per l'argilla da 10^{-10} cm^2 a 10^{-9} cm^2 .

Permeabilità del materiale al flusso di vapore (k_{crack})

La permeabilità del materiale al flusso di vapore (k_{crack}), espressa in cm^2 , corrisponde alla capacità del materiale di cui sono costituite le mura e/o le fondazioni dell'edificio di farsi attraversare dal flusso di vapore.

Differenza di pressione tra aria outdoor e indoor (ΔP)

Con tale parametro si tiene conto della possibile presenza di gradienti di pressione tra ambiente aperto e ambiente confinato.

La differenza di pressione provoca un flusso convettivo di vapore che, attraversando la matrice suolo e le fondamenta dell'edificio, penetra all'interno della struttura stessa.

La depressurizzazione dell'ambiente indoor può essere dovuta alla velocità del vento, alla differenza di temperatura indoor-outdoor e allo squilibrio (riduzione) dei meccanismi di ventilazione. L'effetto del vento e quello della temperatura sono dello stesso ordine di grandezza [EPA, 2003].

Tale parametro può assumere un range di valori compreso tra 0 e 200 $\text{g}/(\text{cm}\cdot\text{s}^2)$ [Jonson-Ettinger, 1991] [EPA, 2003]. Il valore preso come default da [Johnson-Ettinger, 1991] è di 10 $\text{g}/(\text{cm}\cdot\text{s}^2)$, mentre quello di [EPA, 2003] è di 40 $\text{g}/(\text{cm}\cdot\text{s}^2)$. In quest'ultimo caso, si ipotizza un ΔP , pari a 20 $\text{g}/(\text{cm}\cdot\text{s}^2)$, dovuto al contributo del vento e un ΔP , pari a 20 $\text{g}/(\text{cm}\cdot\text{s}^2)$, dovuto all'effetto della temperatura.

Lunghezza caratteristica di suzione (l_s)

Rappresenta la lunghezza per la quale si verifica il fenomeno di suzione nel caso della differenza di pressione tra due punti. Viene espressa in cm.

Viscosità del vapore (μ_{air})

La viscosità (μ_{air}) è un parametro che caratterizza la mobilità del vapore di contro la resistenza all'interno di un flusso gassoso o all'interno dell'aria.

Tale parametro è costante ed è pari a $1,81 \cdot 10^{-4}$ (g cm⁻¹ s).

Tempo medio di durata dei flussi di vapore (τ)

Il tempo medio di durata dei flussi di vapore (τ), espresso in s, indica la durata di esposizione ai flussi di vapore e viene generalmente presa coincidente con la durata di esposizione ED.

7 VALUTAZIONE DELL'ESPOSIZIONE

7.1 Introduzione

La valutazione dell'esposizione procede solitamente nelle seguenti fasi:

- identificazione degli scenari di esposizione (ingestione acqua contaminata, inalazione gas, ecc.);
- caratterizzazione dei parametri occorrenti (proprietà e concentrazioni dei contaminanti, caratteristiche generali fisiche del sito e caratteristiche della popolazione);
- quantificazione dell'esposizione.

Nei paragrafi relativi alla caratterizzazione del bersaglio “uomo” sono stati illustrati gli scenari di esposizione in riferimento alla contaminazione da percolato e da biogas e, per ognuno di essi, sono stati definiti i relativi percorsi di migrazione e le vie di esposizione necessari alla valutazione dell'esposizione.

Per quanto riguarda la quantificazione dell'esposizione, nel paragrafo seguente si espongono i principi validi per qualsiasi analisi di rischio per la salute umana, che fanno riferimento alla 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].

7.2 Calcolo della portata effettiva di esposizione

L'esposizione E rappresenta l'assunzione cronica giornaliera del contaminante. Questo fattore è dato dal prodotto tra la concentrazione, calcolata in corrispondenza del punto di esposizione C_{POE} (espressa in mg/l), e la portata effettiva di esposizione EM (espressa in l/kg·d), che può rappresentare la quantità di suolo ingerita, di aria inalata o di acqua contaminata bevuta al giorno per unità di peso corporeo:

$$E = C_{POE} \cdot EM \quad [7.1]$$

La valutazione della portata effettiva di esposizione EM si traduce nella stima della dose giornaliera, che può essere assunta dai recettori umani identificati nel modello concettuale, della matrice ambientale considerata.

La stima della portata effettiva di esposizione EM ha, generalmente, carattere conservativo secondo il principio della esposizione massima ragionevolmente possibile (RME, ossia “*Reasonable Maximum Exposure*”). L'RME rappresenta il valore che produce il più alto grado di esposizione atteso nel sito. Ogni RME è specifico del percorso di esposizione e per comprendere il vero significato di RME è necessario conoscere i concetti di limite superiore e inferiore. Tali limiti

rappresentano, rispettivamente, il valore maggiore o minore riferito ad una via espositiva, quindi, nel caso in cui il parametro in questione sia direttamente proporzionale all'esposizione, l'RME coinciderà con il limite superiore, altrimenti con il limite inferiore. Il motivo per cui viene utilizzato il RME è quello di trovare un valore che, pur rispettando un caso conservativo, non sia al di fuori del possibile range di variazione dei fattori espositivi.

L'equazione generica per il calcolo della portata effettiva di esposizione EM (espressa in mg/kg d) è la seguente:

$$EM = \frac{CR \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT} \quad [7.2]$$

dove:

CR è il fattore di contatto, ovvero la quantità di ciascun mezzo ambientale ingerito, inalato o con cui si è venuti a contatto per unità di tempo o evento. Viene espresso in m³/d per l'acqua e l'aria e in mg/d per il suolo;

EF è la frequenza di esposizione, misurata solitamente in giorni/anno;

ED è la durata dell'esposizione, espressa in anni;

BW è il peso corporeo durante il periodo di esposizione, espresso in kg;

AT è il tempo medio di esposizione di un individuo ad una sostanza, espresso in giorni.

In particolare, nella determinazione del parametro AT per le sostanze cancerogene, l'esposizione è calcolata sulla durata media della vita (AT = 70 anni), mentre per quelle non cancerogene è mediata sull'effettivo periodo di esposizione (AT = ED). Ne consegue che il rischio per sostanze cancerogene è relativo non al periodo di tempo della diretta esposizione, bensì a tutto l'arco della vita.

Nella tabella 43 si riportano le espressioni utili per il calcolo della portata effettiva di esposizione EM in corrispondenza ad ogni modalità di esposizione considerata.

| Tabella 43. Espressioni per il calcolo della portata effettiva di esposizione | | |
|--|--|-------------------------------|
| modalità di esposizione | EM | |
| | formula di calcolo | unità di misura |
| <i>contatto dermico con suolo</i> | $\frac{(SA \times AF \times ABS \times EF \times ED)}{(BW \times AT)}$ | $\frac{mg}{kg \times giorno}$ |
| <i>ingestione di suolo</i> | $\frac{(IR \times FI \times EF \times ED)}{(BW \times AT)}$ | $\frac{mg}{kg \times giorno}$ |
| <i>ingestione di acqua di falda</i> | $\frac{(IR \times EF \times ED)}{(BW \times AT)}$ | $\frac{l}{kg \times giorno}$ |

| Tabella 43. Espressioni per il calcolo della portata effettiva di esposizione | | |
|--|--|---------------------------------|
| modalità di esposizione | EM | |
| | formula di calcolo | unità di misura |
| <i>inalazione di vapori e poveri outdoor</i> | $\frac{(Bo \times EFg \times EF \times ED)}{(BW \times AT)}$ | $\frac{m^3}{kg \times giorno}$ |
| <i>inalazione di vapori e poveri indoor</i> | $\frac{(Bi \times EFg \times EF \times ED)}{(BW \times AT)}$ | $\frac{m^3}{kg \times giorno}$ |
| <i>contatto dermico con acqua superficiale (balneazione)</i> | $\frac{(SA \times PC \times EFg \times EF \times ED)}{(BW \times AT)}$ | $\frac{cm^2}{kg \times giorno}$ |
| <i>ingestione di acqua superficiale (balneazione)</i> | $\frac{(IR \times EFg \times EF \times ED)}{(BW \times AT)}$ | $\frac{l}{kg \times giorno}$ |

Nella tabella 44 si riporta l'elenco dei fattori di esposizione, usati per il calcolo della portata effettiva di esposizione, con i corrispondenti simboli (presenti in tabella 43) ed unità di misura.

| Tabella 44. Sommario degli indici utilizzati nelle formule di calcolo di EM, in funzione delle vie di esposizione | | | |
|--|---|----------------|-----------------------------------|
| Fattori di esposizione (EF) | | simbolo | unità di misura |
| <i>Fattori comuni a tutte le modalità di esposizione</i> | <i>peso corporeo</i> | <i>BW</i> | <i>kg</i> |
| | <i>tempo medio di esposizione per le sostanze cancerogene</i> | <i>ATc</i> | <i>anni</i> |
| | <i>tempo medio di esposizione per le sostanze non cancerogene</i> | <i>ATn</i> | <i>anni</i> |
| <i>Ingestione di acqua potabile (GW)</i> | <i>durata di esposizione</i> | <i>ED</i> | <i>anni</i> |
| | <i>frequenza di esposizione</i> | <i>EF</i> | <i>giorni/anno</i> |
| | <i>tasso di ingestione di acqua</i> | <i>IRw</i> | <i>l/giorno</i> |
| <i>Inalazione di Aria Outdoor (AO)</i> | <i>durata di esposizione</i> | <i>ED</i> | <i>anni</i> |
| | <i>frequenza di esposizione</i> | <i>EF</i> | <i>giorni/anno</i> |
| | <i>frequenza giornaliera di esposizione outdoor</i> | <i>EFgo</i> | <i>ore/giorno</i> |
| | <i>inalazione outdoor</i> | <i>Bo</i> | <i>m³/ora</i> |
| | <i>frazione di particelle di suolo nella polvere</i> | <i>Fsd</i> | <i>adim</i> |
| <i>Inalazione di Aria Indoor (AI)</i> | <i>durata di esposizione</i> | <i>ED</i> | <i>anni</i> |
| | <i>frequenza di esposizione</i> | <i>EF</i> | <i>giorni/anno</i> |
| | <i>frequenza giornaliera di esposizione indoor</i> | <i>EFgi</i> | <i>ore/giorno</i> |
| | <i>inalazione indoor</i> | <i>Bi</i> | <i>m³/ora</i> |
| | <i>frazione di particelle di suolo all'aperto</i> | <i>Fi</i> | <i>adim</i> |
| <i>Contatto dermico con Suolo (SS)</i> | <i>durata di esposizione</i> | <i>ED</i> | <i>anni</i> |
| | <i>frequenza di esposizione</i> | <i>EF</i> | <i>giorni/anno</i> |
| | <i>superficie di pelle esposta</i> | <i>SA</i> | <i>cm²</i> |
| | <i>fattore di aderenza dermica del suolo</i> | <i>AF</i> | <i>mg/(cm² giorno)</i> |
| | <i>fattore di assorbimento dermico</i> | <i>ABS</i> | <i>adim</i> |
| <i>Ingestione di Suolo (SS)</i> | <i>durata di esposizione</i> | <i>ED</i> | <i>anni</i> |
| | <i>frequenza di esposizione</i> | <i>EF</i> | <i>giorni/anno</i> |
| | <i>frazione di suolo ingerita</i> | <i>FI</i> | <i>adim</i> |

| Tabella 44. Sommario degli indici utilizzati nelle formule di calcolo di EM, in funzione delle vie di esposizione | | | |
|--|---|----------------|------------------------|
| Fattori di esposizione (EF) | | simbolo | unità di misura |
| | <i>tasso di ingestione di suolo</i> | <i>IR</i> | <i>mg/giorno</i> |
| <i>Ingestione di acqua di superficie (nuotando) (SW)</i> | <i>durata di esposizione</i> | <i>ED</i> | <i>anni</i> |
| | <i>frequenza di esposizione</i> | <i>EF</i> | <i>giorni/anno</i> |
| | <i>frequenza giornaliera di esposizione</i> | <i>EFg</i> | <i>ore/giorno</i> |
| | <i>tasso di ingestione</i> | <i>IR</i> | <i>litri/ora</i> |
| <i>Contatto dermico con acqua di superficie (nuotando) (SW)</i> | <i>durata di esposizione</i> | <i>ED</i> | <i>anni</i> |
| | <i>frequenza di esposizione</i> | <i>EF</i> | <i>giorni/anno</i> |
| | <i>frequenza giornaliera di esposizione</i> | <i>EFg</i> | <i>ore/giorno</i> |
| | <i>superficie di pelle esposta</i> | <i>SA</i> | <i>cm²</i> |
| | <i>coefficiente di permeabilità della pelle</i> | <i>PC</i> | <i>cm/ora</i> |

E' evidente come, la stima della portata effettiva di esposizione EM, preveda la valutazione dei diversi parametri di esposizione relativi ai ricettori individuati.

Secondo il criterio già esposto, si consiglia, laddove non si abbiano a disposizione dati sito-specifici, di impiegare dei valori di default nel caso di analisi di livello 1 e di livello 2. Per quanto riguarda i valori di default, si può far riferimento a quelli proposti nella procedura di di analisi di rischio assoluta per i siti contaminati [APAT, "Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi di rischio assoluta ai siti contaminati" 2005 (tabella 3.4.3)].

Infine, considerando che in tale procedura di analisi di rischio specifica per le discariche sono stati introdotti dei recettori di tipo indiretto per valutare indirettamente l'esposizione umana e quindi il rischio, oltre all'approccio sopra illustrato, che quantifica l'esposizione umana attribuendole un valore che poi verrà confrontato con gli standard di riferimento, si possono adottare metodi differenti.

Per esempio, si può valutare l'esposizione in modo indiretto analizzando la dispersione del contaminante nei comparti ambientali (aria, acqua, suolo), e confrontare il valore di concentrazione, stimata in un punto recettore, con i livelli standard fissati nei relativi comparti al fine di preservare la salute umana. Tale approccio è seguito per valutare il rischio indotto nell'uomo dalla contaminazione delle acque sotterranee, confrontando i valori stimati di concentrazione del contaminante con gli standard di potabilità delle acque; oppure nel valutare il fastidio provocato nell'uomo dalle sostanze maleodoranti emesse dalla discarica.

8 CARATTERIZZAZIONE DEL RISCHIO

8.1 Premessa

La caratterizzazione del rischio costituisce la fase finale del processo di analisi di rischio, dal momento che essa provvede a:

1. rielaborare, allo stesso tempo, le informazioni ottenute dalla caratterizzazione degli elementi del MCS della discarica e dalla valutazione dell'esposizione;
2. descrivere il rischio per le matrici ambientali e per la popolazione in termini di natura, durata ed entità dei potenziali effetti dannosi identificati;
3. comunicare i risultati della valutazione del rischio agli enti di programmazione e controllo, progettisti e gestori della discarica;
4. fornire una chiave di informazione al pubblico per la comunicazione del rischio individuato per la discarica specifica.

Mentre le prime due fasi costituiscono la caratterizzazione vera e propria del rischio, determinando l'esito della procedura applicata sulla discarica, gli ultimi due prevedono conclusa la fase di analisi di rischio e sono propedeutiche alla gestione del rischio identificato.

La procedura di analisi di rischio assoluta può avere un duplice obiettivo finale: stimare quantitativamente il rischio per la salute umana connesso ad uno specifico sito, in termini di valutazione delle conseguenze legate alla sua situazione qualitativa, ed individuare dei valori di concentrazione accettabili nel suolo e nella falda vincolati alle condizioni specifiche del singolo sito. I due distinti risultati derivano dalla applicazione della procedura secondo due distinte modalità, riportate di seguito:

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

Nell'attuale contesto normativo (DM 471/99), l'applicazione dell'analisi di rischio è consentita per valutare l'accettabilità, in termini di rischio sanitario-ambientale, dei valori di concentrazione residua, determinati sulla base dell'efficienza/efficacia della/e tecnologia/e di bonifica applicate. Il DM 471/99 consente quindi l'applicazione dell'analisi di rischio solo in modalità diretta (*forward mode*).

Si ritiene opportuno ricordare i principi fondamentali su cui si basa la procedura suddetta, validi in caso di applicazione sia della modalità diretta che inversa:

- principio del caso peggiore che riguarda in generale tutte le fasi di applicazione della procedura di analisi assoluta di rischio e deve sempre guidare la scelta tra alternative possibili;
- principio della 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.

Inoltre, l'analisi di rischio assoluta è rivolta alla valutazione dei *rischi cronici o a lungo termine* associati ai siti contaminati, piuttosto che rischi in condizioni di esposizione acuta.

Nei successivi paragrafi sono descritti i criteri per il calcolo del rischio, secondo l'applicazione del metodo diretto (paragrafo 8.2), i criteri di accettabilità del rischio (paragrafo 8.3) e, per completezza, sono riportati anche i criteri per il calcolo delle concentrazioni residuali accettabili, secondo l'applicazione del metodo inverso (paragrafo 8.4). Tali criteri sono ripresi conformemente a quanto indicato nella procedura di analisi di rischio assoluta applicata ai siti contaminati [APAT, "Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi di rischio assoluta ai siti contaminati" 2055], poiché una volta valutata l'esposizione al bersaglio, il procedimento di calcolo del rischio per le discariche è analogo a quello generico dei siti contaminati

8.2 Calcolo del rischio

Il rischio, generalmente, viene definito come il prodotto della probabilità di accadimento di un evento dannoso per l'entità del danno provocato dall'evento stesso.

Nel caso di siti inquinati, la probabilità di accadimento dell'evento è conclamata e pari a 1, mentre l'entità del danno è costituita dal prodotto tra il fattore di pericolosità e il fattore di contatto. La pericolosità è data dalla tossicità dell'inquinante T (espressa in 1/(mg/kg·d)) ed il fattore di contatto è espresso in funzione della portata effettiva di esposizione E (espressa in mg/kg·d), per cui il rischio (R) derivante da un sito contaminato è dato dalla seguente espressione:

$$R = E \cdot T \quad [8.1]$$

Al fine di decidere se esistano o no condizioni in grado di causare effetti sanitari nocivi, il valore di R viene confrontato con i criteri di accettabilità individuali e cumulativi del rischio sanitario.

Nella presente procedura di analisi di rischio applicata alle discariche, si è proposto di impiegare l'approccio statistico e il metodo Monte Carlo come alternativa alla scelta di un unico valore rappresentativo per ogni parametro di ingresso alla procedura. Applicando tale approccio i risultati,

come già sottolineato, vengono determinati in termini di livelli di confidenza o di probabilità del verificarsi di un dato valore.

Quindi, in relazione alle problematiche derivanti dalle emissioni della discarica ed alle valutazioni sviluppate nella procedura di analisi di rischio, vengono identificati dei livelli di probabilità del rischio stimato al punto di esposizione, in cui i bersagli sensibili possono essere esposti in funzione degli impatti potenziali delle emissioni stesse e delle modalità di assunzione ed esposizione.

E' nel termine di esposizione (E) che si tiene conto delle probabilità che si verifichi l'evento dannoso. Nella valutazione della portata effettiva di esposizione, o esposizione (EM) si considerano le possibilità di accadimento di determinati scenari di esposizione con relative modalità, mentre nel termine di concentrazione al punto di esposizione (C_{POE}) vengono valutate le incertezze di tutte le variabili in gioco nel MCS della discarica, in primo luogo del parametro di concentrazione rappresentativa alla sorgente.

Pertanto, come già indicato in parte nel precedente capitolo si considerano le seguenti relazioni, dove C_{S_out} rappresenta la concentrazione in corrispondenza della sorgente di contaminazione (nel caso della discarica rappresentata dalla concentrazione in uscita) e FT è il fattore di trasporto, che tiene conto dei fenomeni di attenuazione che intervengono durante la migrazione dei contaminanti attraverso i vari comparti ambientali.

$$E = C_{POE} \cdot EM \quad [8.2]$$

$$C_{POE} = FT \cdot C_{S_out} \quad [8.3]$$

Ritornando al calcolo del rischio, si identifica con rischio individuale il rischio per la salute umana associato ad una specifica modalità di esposizione e ad una singola specie chimica inquinante. Il calcolo dello stesso si differenzia a seconda della tipologia degli effetti (cancerogeni e/o tossici) che la sostanza in oggetto può avere sull'uomo.

Per le sostanze non cancerogene, il rischio è espresso da un **Indice di Pericolo (Hazard Quozient "HQ")** ottenuto dal rapporto tra la dose media giornaliera (calcolata sulla durata effettiva di esposizione) e la Dose di Riferimento (Reference Dose, "R_fD"), espressa in mg/kg-giorno:

$$HQ = \frac{E}{RfD} \quad [8.4]$$

L'HQ indica, in pratica, quanto l'esposizione alla sostanza supera la dose di riferimento.

Per le sostanze cancerogene, come valore di cancerogenità, viene indicato lo Slope Factor (SF) e il **rischio** viene stimato mediante la seguente formula:

$$R = E \cdot SF \quad [8.5]$$

Il valore adimensionale, che si ricava da questo prodotto, esprime la probabilità di un individuo di contrarre il cancro nel corso della sua vita a causa dell'esposizione a quella sostanza.

Per quanto riguarda gli effetti cancerogeni o tossici dovuti alla esposizione contemporanea a più di una specie chimica inquinante attualmente non sono stati chiaramente stabiliti. Comunque, è possibile effettuare una stima conservativa dell'esposizione ad una contaminazione multipla sommando il rischio (o l'indice di pericolo) di ogni singola specie chimica contaminate. E' importante sottolineare che, in assenza di effetti sinergici, tale operazione di somma generalmente comporta una sovrastima dell'effettivo rischio associato alla esposizione multipla.

In generale, il rischio cumulativo può essere inteso in diversi modi [APAT, "Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi di rischio assoluta ai siti contaminati" 2005]:

1. rischio determinato da più sostanze per la stessa modalità di esposizione (inalazione, ingestione o contatto dermico):

$$R_{Tj} = \sum_{i=1}^n R_{ij} \quad ; \quad HQ_{Tj} = \sum_{i=1}^n HQ_{ij} \quad [8.6]$$

dove R_{Tj} e HQ_{Tj} rappresentano il Rischio cumulativo e l'Indice di Pericolo cumulativo causati dall'esposizione contemporanea alle n sostanze inquinanti in corrispondenza alla modalità di esposizione j ;

2. rischio determinato da un'unica sostanza per le tre diverse modalità di esposizione (inalazione, ingestione e contatto dermico):

$$R_{iT} = \sum_{j=1}^m R_{ij} \quad ; \quad HQ_{iT} = \sum_{j=1}^m HQ_{ij} \quad [8.6]$$

dove R_{iT} e HQ_{iT} rappresentano il Rischio cumulativo e l'Indice di Pericolo cumulativo causati dall'esposizione alla singola sostanza i per tutte le m modalità di esposizione;

3. rischio determinato da diverse modalità di esposizione e diverse sostanze:

$$R_T = \sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^n R_{ij} \quad ; \quad HI = \sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^n HQ_{ij} \quad [8.7]$$

dove R_T e HI rappresentano il Rischio cumulativo e l'Indice di Pericolo cumulativo causati dall'esposizione contemporanea alle n sostanze inquinanti per tutte le m modalità di esposizione.

8.2.1 Criteri di calcolo del rischio e dell'indice di pericolo

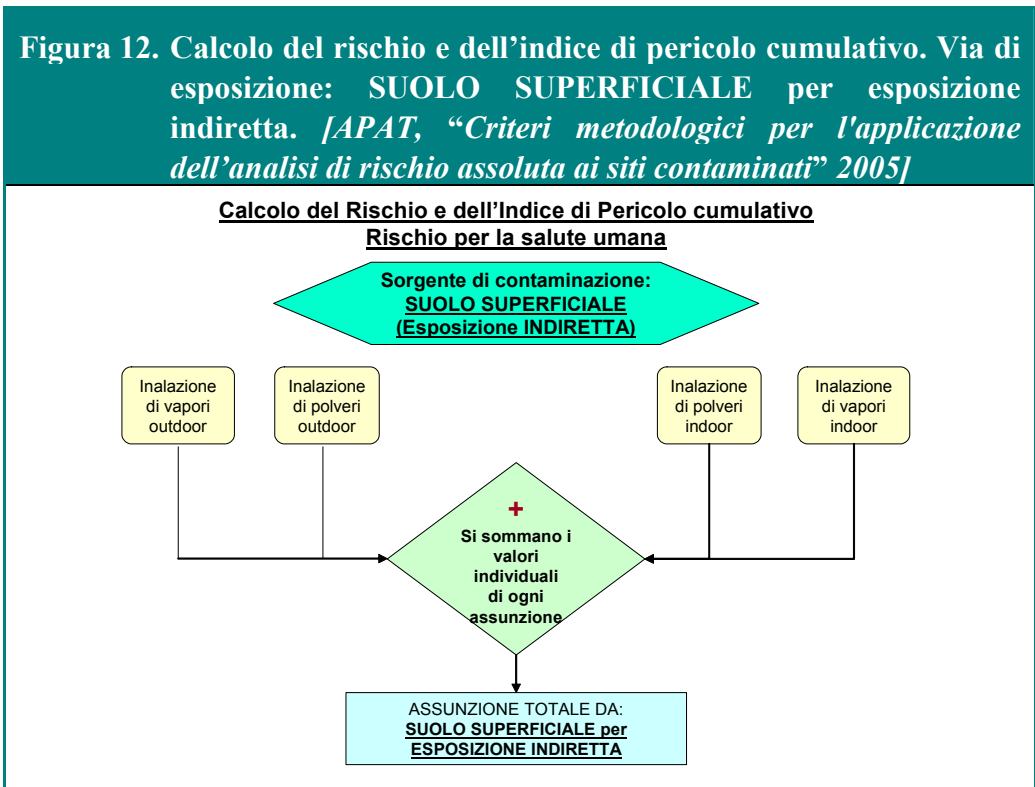
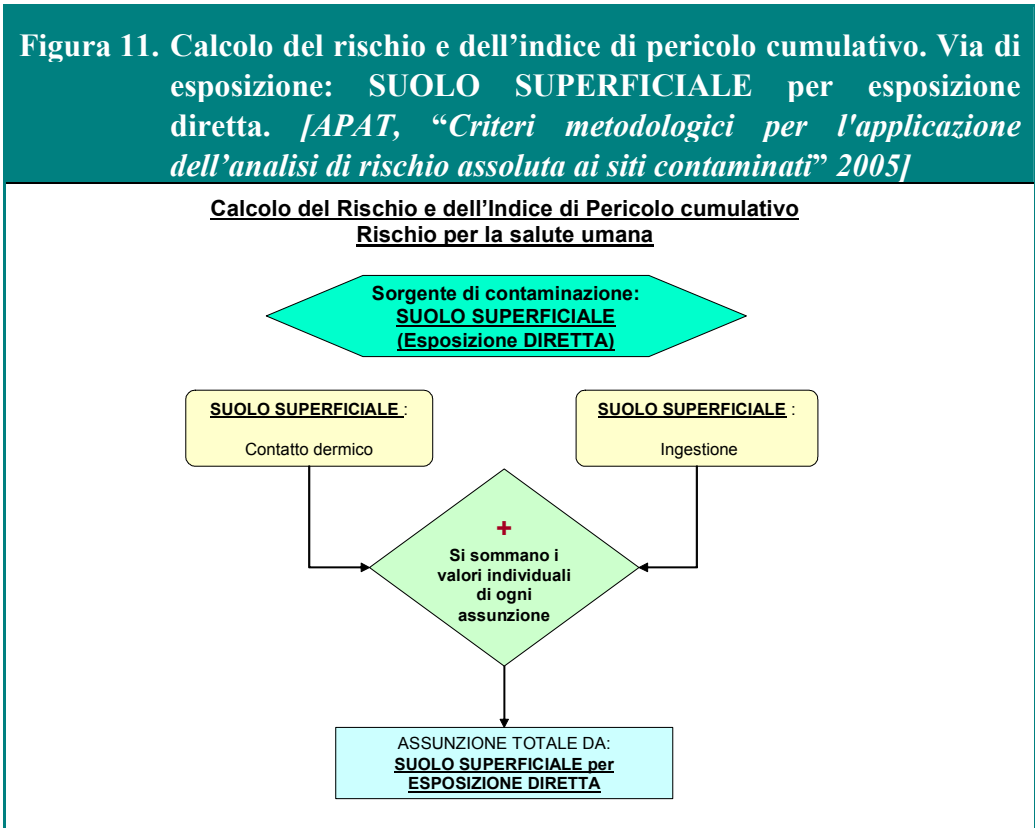
Il calcolo del rischio si differenzia in funzione del recettore della contaminazione, quindi è necessario stimare il:

1. Rischio e l'Indice di Pericolo individuale e cumulativo per la salute umana;
2. Rischio per la risorsa idrica sotterranea;
3. Rischio per la risorsa idrica superficiale.

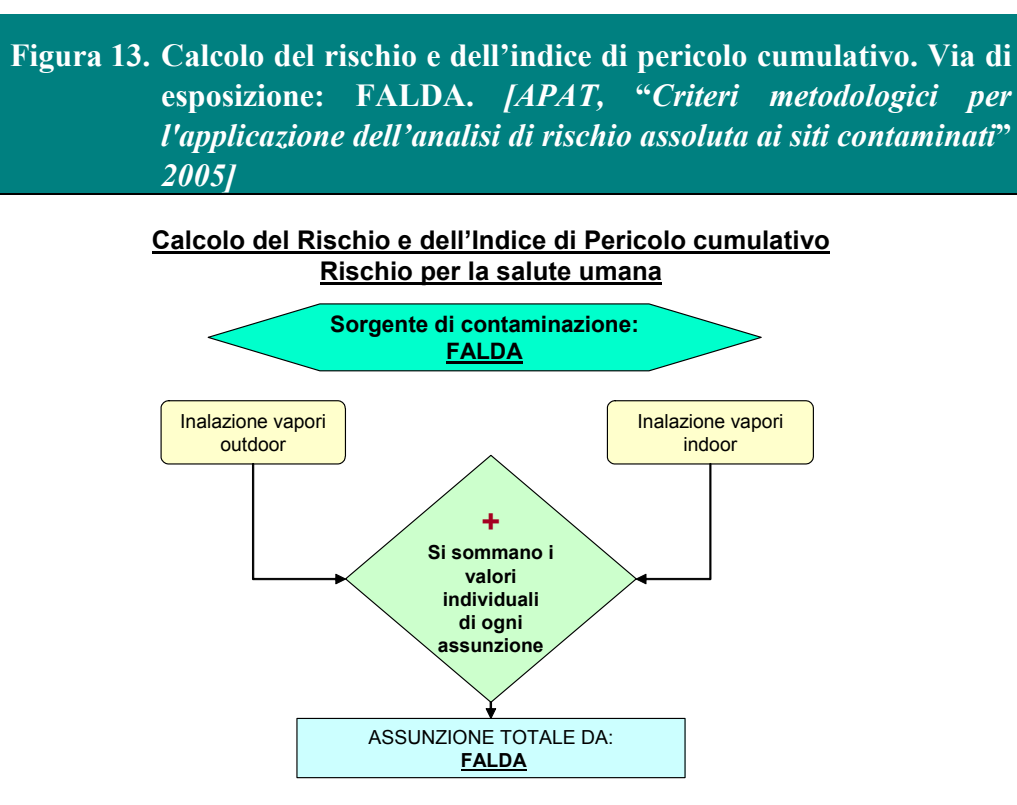
- 1a. Il Rischio e l'Indice di Pericolo individuale per la salute umana, associati ad una singola specie chimica inquinante e ad una specifica modalità di esposizione, si calcolano come descritto nel paragrafo 8.2. Quindi, nel caso di effetti cancerogeni, si applica la relazione [9.5], mentre nel caso di effetti tossici non cancerogeni si applica la relazione [8.4];
- 1b. Il Rischio e l'Indice di Pericolo cumulativo per la salute umana, associati alla presenza di più specie chimiche contaminanti in relazione ad una specifica modalità di esposizione, si calcolano applicando l'equazione [8.6] del paragrafo 8.2.

Il Rischio e l'Indice di Pericolo cumulativo per la salute umana, associati alla presenza di una o più specie chimiche contaminanti determinato da diverse modalità di esposizione, si calcolano, sommando i rischi individuali in funzione della via di esposizione (nel caso specifico della discarica si considerano solo suolo superficiale, aria e falda), secondo i criteri di seguito riportati:

- il rischio cumulativo per la salute umana attraverso il suolo superficiale per esposizione diretta si calcola sommando i rischi individuali dovuti a ingestione e contatto dermico di suolo superficiale (figura 11);
- il rischio cumulativo per la salute umana attraverso il suolo superficiale per esposizione indiretta (inalazione) si calcola sommando i rischi individuali dovuti a inalazione di vapori e polveri indoor e inalazione di vapori e polveri outdoor da suolo superficiale (figura 12);



- il rischio cumulativo per la salute umana derivante da falda contaminata si calcola sommando i rischi individuali dovuti a inalazione di vapori indoor e outdoor da falda (figura 13);



2. Il rischio per la risorsa idrica sotterranea si calcola ponendo a confronto il valore di concentrazione del contaminante in falda (C_{GW}) con il più conservativo tra i valori di concentrazione limite della falda (CL_{GW}) previste dal D.M. 471/99 e quelli per le acque per uso umano previste dal D Lgs. 31/2001, in corrispondenza del punto di conformità. Il rapporto tra la concentrazione del contaminante in falda (C_{GW}) e la concentrazione limite prevista dalla normativa (CL_{GW}) definisce numericamente il rischio per la risorsa idrica sotterranea (R_{GW}) e per essere accettabile deve assumere valori pari o inferiori all'unità:

$$R_{GW} = \frac{C_{GW}}{CL_{GW}} \quad R_{GW} \text{ (accettabile)} \leq 1$$

Tale valore di rischio ha una valenza diversa rispetto al rischio stimato per l'uomo, in quanto non rappresenta un rischio di carattere sanitario, bensì una stima del superamento della CL_{GW} nel punto di conformità.

3. Il rischio per la risorsa idrica superficiale si calcola ponendo a confronto il valore di concentrazione del contaminante nell'acqua superficiale (C_{SW}) con i valori di concentrazione limite delle acque superficiali (CL_{SW}) previsti dalla normativa vigente. Il

rapporto tra questi due valori definisce numericamente il rischio per la risorsa idrica superficiale (R_{SW}) e per essere accettabile deve assumere valori pari o inferiori all'unità:

$$R_{SW} = \frac{C_{SW}}{CL_{SW}} \quad R_{SW} \text{ (accettabile)} \leq 1$$

8.3 Criteri di accettabilità del rischio

Per quanto riguarda il criterio di accettabilità del rischio si deve distinguere ancora una volta tra sostanze cancerogene e sostanze tossiche non cancerogene.

Riguardo gli effetti cancerogeni sulla salute umana, nell'ambito della procedura di analisi assoluta di rischio, è necessario definire un criterio di accettabilità del rischio, ossia un valore soglia di rischio al di sotto del quale si ritiene accettabile la probabilità incrementale di effetti cancerogeni sull'uomo. Tale valore di rischio accettabile (R_{acc}), nel caso di applicazione del metodo forward, viene utilizzato, a valle di tutta la procedura, come termine da porre a confronto con il valore di rischio calcolato (R); mentre, nel caso di applicazione del metodo backward, viene utilizzato, a monte di tutta la procedura, per derivare da esso i corrispondenti valori di concentrazione limite accettabili (C_{acc}).

In generale, porre il rischio per la salute umana pari a 10^{-6} significa che il rischio incrementale di contrarre il tumore è per 1 individuo su 1.000.000. Se il rischio per la salute umana è uguale o inferiore alla soglia di 10^{-6} lo stesso viene considerato "accettabile" [Asante-Duah D. K., 1993].

Ai fini della analisi di rischio assoluto per la salute umana, adottando il principio di cautela, si assume che il valore di Rischio accettabile, sia individuale che cumulativo, sia pari a 10^{-6} .

Tale valore quindi deve essere posto a confronto sia con il valore di Rischio individuale calcolato (ossia associato ad una singola specie chimica inquinante e ad una specifica modalità di esposizione), sia con il valore di Rischio cumulativo calcolato (ossia associato alla presenza di più specie chimiche inquinanti e determinato da diverse modalità di esposizione).

La valutazione degli effetti tossici non cancerogeni sulla salute umana, nell'ambito della procedura di analisi assoluta di rischio, prevede il calcolo dell'Indice di Pericolo (HQ) definito come rapporto tra la quantità giornaliera di contaminate effettivamente assunta (per via orale, inalatoria o dermica) dal recettore e una dose di riferimento (RfD - Reference Dose), che rappresenta la dose quotidiana accettabile o tollerabile (ADI o TDI - Acceptable o Tolerable Daily Intake). L'Indice di Pericolo rappresenta quindi un indicatore che esprime di quanto l'esposizione reale alla sostanza supera la dose tollerabile o di riferimento (TDI o RfD).

Quindi, il criterio di accettabilità riferito a specie chimiche contaminanti che comportano effetti tossici sulla salute umana, si traduce nell'imporre il non superamento della dose di contaminante effettivamente assunta rispetto alla TDI o RfD, da cui ne consegue che **sia nel caso di Indice di Pericolo individuale (HQ) che cumulativo (HI) gli stessi debbono essere inferiori all'unità. Per quanto riguarda il valore di rischio accettabile associato alla risorsa idrica sotterranea R_{GW} (accettabile) e superficiale R_{SW} (accettabile), come già detto nel paragrafo 8.2, è pari a 1.**

8.4 Calcolo delle concentrazioni residuali accettabili

L'applicazione della procedura di analisi di rischio secondo la modalità inversa (*backward mode*), qui descritta per completezza di informazione, permette il calcolo per ogni specie chimica contaminate della concentrazione residuale accettabile (CRA), ossia del valore di concentrazione massimo ammissibile, in corrispondenza ad ogni via di esposizione, compatibile con il livello di rischio ritenuto accettabile per il recettore esposto.

In generale, sia per le sostanze cancerogene che per quelle non cancerogene, il valore della CRA è dato dalla seguente formula:

$$CRA = C(\text{sorgente}) \times \frac{R_{\text{accettabile}}(\text{cumlativo})}{R_{\text{calcolato}}(\text{cumlativo})} \quad [8.8]$$

Si ritiene opportuno sottolineare che il calcolo del rischio cumulativo va sempre condotto considerando l'additività delle specie chimiche contaminanti presenti nel sito, a mezzo dell'applicazione della equazione [9.6].

I valori di rischio cumulativo, in riferimento alla protezione sia della salute umana che delle risorse idriche sotterranee e superficiali, sono calcolati differenziandoli in funzione delle vie di esposizione, come mostrato nel paragrafo 8.2.1. Quindi, calcolati i valori di rischio cumulativo per la salute umana, i valori di CRA saranno calcolati in funzione di ogni via di esposizione e, in favore di sicurezza, verrà scelto quello minore tra quelli determinati.

8.5 Comunicazione del rischio associato alle discariche

La comunicazione dei rischi individuati è un essenziale processo che deve essere incorporato prima e attraverso la valutazione e la gestione del rischio. Essa rappresenta uno scambio di informazioni circa la natura, la gravità, o l'accettabilità dei rischi e le decisioni prese per contrastarli.

Diversi sono i soggetti interessati che devono essere informati sul rischio identificato per una specifica discarica, ossia:

- progettista, che dovrà pianificare e progettare la discarica la fine di minimizzare gli impatti potenzialmente indotti sull'ambiente e sull'uomo,

- gestore della discarica, il quale avrà una chiave guida per le decisioni da prendere in merito ad una corretta e sicura gestione della discarica, al fine di contenere e ridurre i rischi individuati;
- autorità preposte alla verifica e al controllo delle prestazioni ambientali della discarica (approvazione dei livelli di guardia) e al rilascio delle autorizzazioni (ad esempio autorizzazione IPPC);
- popolazione, in particolare i residenti nell'intorno della discarica.

Per quanto riguarda la popolazione, si sottolinea l'importanza di una corretta comunicazione del rischio da parte delle autorità pubbliche, poiché, soprattutto nel caso delle discariche, ci si scontra molto spesso con la *tollerabilità sociale*, ossia con l'effettivo atteggiamento del pubblico in relazione all'accettabilità delle discariche in termini di rischi-benefici determinando, in definitiva, i livelli di accettabilità delle situazioni specifiche.

Tale questione andrà affrontata soprattutto in fase di pianificazione e pre-realizzazione dell'impianto, con l'obiettivo di presentare alla popolazione un servizio ambientalmente e socialmente sostenibile garantendone l'accettabilità sin dalla nascita.

Il coinvolgimento dell'opinione pubblica dovrebbe interessare non solo la valutazione, ma anche la gestione del rischio, poiché essa possiede una conoscenza locale delle sorgenti di esposizione, dei modi di comportamento e delle relazioni locali. La natura e l'estensione del rischio devono perciò essere comunicate in termini comprensibili a tutte le parti coinvolte.

Se eseguita correttamente, la comunicazione del rischio può essere un utile strumento di mitigazione delle minacce, riguardanti la salute pubblica, che si possono sviluppare o si sono già sviluppate. Se eseguita in maniera incompleta o fuorviante, tuttavia, i rischi potrebbero essere sottostimati, comportando il possibile verificarsi di effetti dannosi sulla salute umana, oppure potrebbero essere sovrastimati, implicando un inutile impiego di risorse, con conseguente aggravio dei costi.

9 GESTIONE DEL RISCHIO ASSOCIATO ALLE DISCARICHE

La fase di gestione del rischio riguarda la soluzione delle problematiche identificate, in relazione al controllo dei rischi in sede di progettazione o di esercizio della discarica, attraverso la definizione di misure correttive che possono intervenire su uno o più elementi del modello concettuale.

L'obiettivo di qualità al quale deve mirare la fase di gestione del rischio viene definito sulla base di un "rischio accettabile" valutato in relazione ai risultati dell'analisi condotta e delle condizioni specifiche locali.

In tale ottica, la gestione del rischio si propone di:

- identificare le opzioni alternative disponibili per prevenire e controllare i rischi identificati;
- scegliere, tra quelle proposte, le azioni necessarie ad eliminare o ridurre il rischio entro limiti accettabili;
- definire in dettaglio ed eseguire le misure correttive, che potranno essere indicate in un piano di intervento appositamente elaborato;
- valutare i risultati ottenuti a seguito degli interventi effettuati.

Esistono diverse strategie per la gestione dei rischi, ma la scelta migliore dovrà in ogni modo tenere conto di una ragionevole valutazione di costi-benefici.

Nell'eventualità in cui non si riesca ad eliminare completamente il rischio identificato, si dovrà valutare l'accettabilità del livello di rischio residuo mediante, ad esempio, un processo di iterazione dell'analisi di rischio già condotta, introducendo le misure correttive proposte come modifica degli elementi del MCS a seconda della loro natura (interventi di carattere tecnico con modifiche costruttive degli impianti, misure gestionali, ecc.).

Naturalmente la complessità delle misure necessarie dipenderà dal tipo e dal livello dei rischi identificati e dalle attività gestionali della discarica in questione. Si va da azioni semplici fino ad interventi su sistemi barriera, su sistemi tecnologici e ad azioni di manutenzione straordinaria.

Ad esempio, la gestione del rischio indotto dalle emissioni nell'ambiente esterno può consistere nella combinazione di procedure operative più o meno immediate, nel contenimento delle emissioni mediante barriere di rivestimento, e nel monitoraggio delle emissioni con eventuali azioni di intervento al fine di minimizzare il verificarsi di qualsiasi rischio.

Inoltre, la gestione del rischio deve tenere in conto, non solo dei dati scientifici, ma anche di considerazioni sociali, economiche e politiche.

L'analisi del rischio può quindi essere impiegata anche come strumento di programmazione della gestione del rischio associato alla discarica durante le diverse fasi dell'impianto:

- progettazione, modificando i parametri di progetto al fine di ridurre, se non eliminare, il rischio attendibile;
- gestione (operativa e post-operativa), programmando e pianificando determinando interventi di gestione per contenere il rischio individuato;
- monitoraggio e controllo, pianificando specifiche azioni correttive per il controllo delle emissioni e per la verifica del potenziale rischio stimato o atteso;
- ispezione e verifica da parte degli organi di controllo, per fornire un supporto decisionale per la valutazione delle prestazioni ambientali della discarica rispetto ai riferimenti legislativi e per l'identificazione dell'opportunità di un intervento;
- bonifica, per valutare e scegliere sulla base della priorità dei rischi identificati gli interventi opportuni di bonifica e/o di messa in sicurezza.

Per ognuna delle fasi sopra elencate, nella tabella 45 si propongono alcune misure di gestione del rischio associato alle discariche. Si nota che le modalità di intervento differiscono in funzione del problema specificatamente individuato e delle possibilità di attuazione, nonché sugli obiettivi da raggiungere.

| Tabella 45. Fasi e misure correttive di gestione del rischio | | |
|---|-------------------------------|--|
| <i>fasi</i> | <i>modalità di intervento</i> | <i>tipo di misure</i> |
| <i>progettazione</i> | <i>su sorgente-discarica</i> | <ul style="list-style-type: none"> • <i>variazione dei parametri geometrici del corpo discarica (superficie, spessore rifiuti, ecc.)</i> • <i>variazione dei parametri costruttivi di sistemi barriera e impianti di gestione emissioni</i> • <i>variazione della tipologia di rifiuti in ingresso</i> |
| <i>gestione operativa</i> | <i>su sorgente-discarica</i> | <ul style="list-style-type: none"> • <i>azioni correttive sull'impianto di gestione percolato (ad es. potenziamento dell'estrazione del percolato e riduzione del livello sul fondo)</i> • <i>azioni correttive sull'impianto di gestione biogas (ad es. aumento di efficienza di captazione, implementazione dei motori/torce)</i> • <i>piano di coltivazione per lotti separati per minimizzare la produzione delle emissioni</i> • <i>realizzazione copertura provvisoria/finale dei lotti chiusi</i> • <i>variazione della tipologia dei rapporti dei flussi di rifiuti in ingresso</i> |
| <i>gestione post-operativa</i> | <i>su sorgente-discarica</i> | <ul style="list-style-type: none"> • <i>azioni correttive sull'impianto di gestione percolato (ad es. potenziamento dell'estrazione del percolato e riduzione del livello sul fondo)</i> • <i>azioni correttive sull'impianto di gestione biogas (ad es. aumento di efficienza di captazione, implementazione dei motori/torce)</i> • <i>interventi di ripristino e mantenimento della copertura finale</i> |

| Tabella 45. Fasi e misure correttive di gestione del rischio | | |
|---|---|---|
| <i>fasi</i> | <i>modalità di intervento</i> | <i>tipo di misure</i> |
| <i>monitoraggio e controllo</i> | <i>sul controllo delle emissioni</i> | <ul style="list-style-type: none"> • intensificazione delle frequenze di monitoraggio • verifica delle emissioni con i livelli di allarme e di attenzione |
| | <i>sul controllo dei percorsi di migrazione</i> | <ul style="list-style-type: none"> • implementazione sistemi di monitoraggio in funzione dei percorsi identificati |
| <i>ispezione e verifica</i> | <i>sul controllo delle emissioni</i> | <ul style="list-style-type: none"> • prescrizione di interventi di messa in sicurezza temporanei o permanenti • prescrizione di variazione del sistema di monitoraggio e controllo delle emissioni |
| | <i>sui recettori</i> | <ul style="list-style-type: none"> • chiusura temporanea o definitiva di un pozzo di approvvigionamento idrico • prescrizione del divieto di uso dell'acqua (potabilità dell'acqua, balneazione in acque superficiali, ecc) • prescrizioni di particolari misure per la prevenzione incendi ed esplosioni da fughe di gas da discarica |
| <i>bonifica</i> | <i>su sorgente-discarica</i> | <ul style="list-style-type: none"> • realizzazione di barriere di confinamento della discarica (diaframmi laterali, diaframmi orizzontali, copertura) • interventi diretti sull'ammasso di rifiuti (aerazione forzata o naturale, stabilizzazione/solidificazione, landfill mining, ecc) |
| | <i>sui percorsi di migrazione</i> | <ul style="list-style-type: none"> • realizzazione di barriere per l'interruzione dei percorsi nei comparti ambientali (aria, suolo, acqua) |
| | <i>sui recettori</i> | <ul style="list-style-type: none"> • interventi di risanamento delle aree contaminate (soil vapour extraction, trattamenti chimici, ecc) |

NOMENCLATURA

| <i>Simbolo</i> | <i>Parametro</i> | <i>Unità di misura</i> |
|-----------------------------|---|------------------------|
| A' | Area della discarica (rispetto alla direzione prevalente del vento) | cm ² |
| A _a | Superficie di tutte le aperture (porte e finestre) dell'edificio | cm ² |
| A _b | Superficie di base dell'edificio coinvolta nell'infiltrazione indoor | cm ² |
| A _{cop} | Superficie della discarica coperta e/o provvista di sistemi di captazione | m ² |
| A _f | Superficie di fondo della discarica | cm ² |
| A _m | Superficie delle mura laterali dell'edificio | cm ² |
| A _{scop} | Superficie della discarica scoperta e/o sprovvista di sistemi di captazione | m ² |
| A _{tot} | Superficie totale della discarica | m ² |
| AC | Rapporto aria/combustibile per le torce di combustione o i motori di recupero energetico della discarica | adim |
| α _x | Dispersività longitudinale del suolo | cm |
| α _y | Dispersività trasversale del suolo | cm |
| α _z | Dispersività verticale del suolo | cm |
| α _{x_i} | Dispersività longitudinale del generico strato minerale che compone i sistemi di rivestimento della discarica (fondo, pareti laterali, copertura) | cm |
| b _{sw} | Altezza idrometrica | m |
| c | Costante (intercetta) per la relazione tra kappa e la concentrazione iniziale della specie non volatile presente nel percolato | kg/l |
| C ^L ₀ | Concentrazione iniziale della generica specie chimica presente nel percolato di discarica | mg/l |
| C ^L (t) | Concentrazione della generica specie chimica presente nel percolato di discarica all'istante t di tempo | mg/l |
| CF | Efficienza del sistema di captazione della discarica | % |
| D _a | Coefficiente di diffusione in aria | cm ² /s |
| δ _{air} | Altezza della zona di miscelazione in aria | cm |
| δ _{gw} | Spessore della zona di miscelazione in falda | cm |
| Δh | Innalzamento verticale del pennacchio in uscita dalle torce e/o dai motori | cm |
| ΔP | Differenza di pressione tra indoor e outdoor | g/(cm*s ²) |
| d _d | Profondità della discarica rispetto al piano campagna | cm |
| d _{ff} | Spessore del franco di falda | cm |
| d _i | Spessore del generico strato che compone i sistemi di rivestimento della discarica (fondo, pareti laterali, copertura) | cm |
| d _r | Spessore dei rifiuti in discarica | m |
| d _{sw} | Spessore della falda che interseca il corpo idrico superficiale | cm |
| D _w | Coefficiente di diffusione in acqua | cm ² /s |
| D _{y_{sw}} | Coefficiente di dispersione laterale del corpo idrico superficiale | m/s |
| DE | Efficienza di distruzione del gas delle torce e/o dei motori della discarica | % |
| EM _{comb/rec} | Flusso di emissioni fuoriuscenti dalle torce e/o dai motori della discarica | m ³ /h |

Nomenclatura

| <i>Simbolo</i> | <i>Parametro</i> | <i>Unità di misura</i> |
|-----------------------------|---|------------------------|
| $EM_{\text{gas_comb/rec}}$ | Flusso della specie gassosa presente nelle emissioni delle torce e/o dei motori della discarica | mg/h |
| ET | Evapotraspirazione media annua del sito | cm/anno |
| ER | Tasso di ricambio di aria indoor | giorno ⁻¹ |
| FB_{prod} | Flusso di biogas prodotto dalla discarica | m ³ /h |
| FB_{scop} | Flusso di biogas fuoriuscente dalle aree scoperte della discarica | m ³ /h |
| FB_{cap} | Flusso di biogas prodotto nelle aree coperte della discarica | m ³ /h |
| FB_{res} | Flusso di biogas residuo dalla captazione, ossia non captato | m ³ /h |
| FB_{cop} | Flusso di biogas residuo fuoriuscente dalla copertura della discarica | m ³ /h |
| FB_{lat} | Flusso di biogas residuo fuoriuscente dalle barriere laterali della discarica | m ³ /h |
| $FB_{\text{gas_scop}}$ | Flusso della specie gassosa presente nelle emissioni dalle superfici scoperte della discarica | mg/h |
| $FB_{\text{gas_cop}}$ | Flusso della specie gassosa presente nelle emissioni dalla copertura della discarica | mg/h |
| $FB_{\text{gas_lat}}$ | Flusso della specie gassosa presente nelle emissioni dalle barriere laterali della discarica | mg/h |
| f_{oc} | Frazione di carbonio organico nel suolo | adim |
| G_{gas} | Concentrazione della specie gassosa presente nel biogas prodotto dalla discarica | mg/m ³ |
| γ | Densità di abbancamento o grado di compattazione | t/m ³ |
| η | Frazione areale di fratture | adim |
| H | Costante di Henry | adim |
| h | Altezza dell'edificio | cm |
| h_{cap} | Spessore frangia capillare | cm |
| h_e | Altezza effettiva di rilascio delle emissioni dalle torce e/o dai motori | cm |
| h_{gw} | Potenziale idraulico della falda | cm |
| $h_{\text{motori/torce}}$ | Altezza dei camini delle torce/motori | cm |
| $H_{\text{r_unsat}}$ | Spessore dei rifiuti insaturi rispetto al p.c. | cm |
| h_{sw} | Potenziale idraulico del corpo idrico | cm |
| h_v | Spessore della zona insatura | cm |
| i | Gradiente idraulico | adim |
| $i_{\text{T_air}}$ | Gradiente termico verticale | °C/m |
| I_{ef} | Infiltrazione efficace (in assenza di copertura della discarica) | cm/anno |
| $I_{\text{ef_cop}}$ | Infiltrazione efficace in presenza di copertura della discarica | cm/anno |
| i_{sw} | Cadente piezometrica tra falda e pelo libero del c.i.s. | adim |
| kappa | Costante di lisciviazione per le specie non volatili presenti nel percolato | kg/l |
| k_{crack} | Permeabilità del materiale con cui sono realizzate le mura/fondazioni dell'edificio al flusso di vapore | cm ² |
| k_{vel} | Costante di degradazione per la frazione velocemente biodegradabile della materia organica presente nei rifiuti | anno ⁻¹ |
| k_{med} | Costante di degradazione per la frazione mediamente biodegradabile della materia organica presente nei rifiuti | anno ⁻¹ |
| k_{len} | Costante di degradazione per la frazione lentamente biodegradabile della materia organica presente nei rifiuti | anno ⁻¹ |
| K_i | Conducibilità idraulica del generico strato che compone i sistemi di rivestimento della discarica (fondo, pareti laterali, copertura) | cm/s |
| K_d | Coefficiente di ripartizione solido-liquido | l/kg |

Nomenclatura

| <i>Simbolo</i> | <i>Parametro</i> | <i>Unità di misura</i> |
|--------------------|---|------------------------|
| K_{oc} | Coefficiente di ripartizione carbonio-acqua | l/kg |
| K_{ow} | Coefficiente di ripartizione ottanolo-acqua | l/kg |
| K_r | Conducibilità idraulica dei rifiuti | m/s |
| K_{sat} | Conducibilità idraulica del terreno saturo | cm/anno |
| K_{unsat} | Conducibilità idraulica del terreno insaturo | cm/anno |
| k_v | Permeabilità del suolo al flusso di vapore | cm ² |
| λ | Coefficiente di decadimento del primo ordine | giorno ⁻¹ |
| l_s | Lunghezza caratteristica di suzione | cm |
| L_b | Rapporto tra volume indoor ed area di infiltrazione | cm |
| L_f | Flusso di percolato in uscita dal fondo della discarica | cm ³ /anno |
| L_{GW} | Profondità del piano di falda rispetto al p.c. | cm |
| L_{crack} | Spessore delle fondazioni/muri | cm |
| L_{reach} | Larghezza del plume contaminato | cm |
| L_T | Distanza tra il top della sorgente e la base delle fondazioni | cm |
| μ_{air} | Viscosità del vapore | g/(cm*s) |
| μ_g | Viscosità del gas | g/(cm*s) |
| m | Costante (pendenza) per la relazione tra kappa e la concentrazione iniziale della specie non volatile presente nel percolato | kg/l |
| M | Contenuto di umidità dei rifiuti | adim |
| P | Precipitazione media annua | cm/anno |
| P_e | Portata di particolato per unità di superficie | g/(cm ² -s) |
| PM | Peso molecolare | g/mol |
| Q_{sw} | Portata del corpo idrico superficiale | m ³ /s |
| Q_{gw} | Portata della falda | m ³ /d |
| R | Fattore di ritardo | adim |
| R_s | Ruscellamento superficiale | cm/anno |
| RfD | Reference Dose, dose di riferimento per le sostanze tossiche non cancerogene | mg/(kg*d) |
| ρ_s | Densità del suolo | g/cm ³ |
| ρ_i | Densità del generico strato minerale che compone i sistemi di rivestimento della discarica (fondo, barriere laterali, copertura) | g/cm ³ |
| S | Solubilità in acqua | mg/l |
| S_{sw} | Sezione trasversale del corso idrico superficiale | m ² |
| S_w | Estensione della discarica nella direzione ortogonale al flusso di falda | cm |
| S_w' | Estensione della discarica nella direzione ortogonale a quella principale del vento | cm |
| SF | Slope Factore, tossicità per le sostanze tossiche cancerogene | mg/(kg*d) |
| σ_y | Coefficiente di dispersione trasversale | cm |
| σ_z | Coefficiente di dispersione verticale | cm |
| θ_a | Contenuto volumetrico di aria | adim |
| θ_{acap} | Contenuto volumetrico di aria nella frangia capillare | adim |
| θ_{acrack} | Contenuto volumetrico di aria nelle fratture | adim |
| θ_i | Contenuto volumetrico di acqua negli strati minerali che compongono i sistemi di rivestimento della discarica (fondo, barriere laterali, copertura) | adim |
| θ_r | Porosità efficace dei rifiuti | adim o % |
| θ_{r_camp} | Capacità di campo dei rifiuti | adim |
| θ_T | Porosità totale del terreno in zona insatura o satura | adim |
| θ_w | Contenuto volumetrico di acqua | adim |
| θ_{wcap} | Contenuto volumetrico di acqua nella frangia capillare | adim |
| θ_{wcrack} | Contenuto volumetrico di acqua nelle fratture | adim |

Nomenclatura

| <i>Simbolo</i> | <i>Parametro</i> | <i>Unità di misura</i> |
|-----------------------|---|-------------------------------|
| T_{air} | Temperatura atmosferica | °C |
| τ | Tempo medio di durata del flusso di vapore | anno |
| U_{air} | Velocità del vento | cm/s |
| V | Volume del corpo idrico per la miscelazione | m^3 |
| v_{dep} | Velocità di deposizione | m/s |
| v_e | Velocità media effettiva nella falda | cm/anno |
| v_{gw} | Velocità di Darcy | cm/anno |
| v_{sw} | Velocità dell'acqua del corso idrico superficiale | m/s |
| Λ | Coefficiente di lavaggio | s^{-1} |
| x | Costante di dimezzamento della specie volatile presente nel percolato | anno ⁻¹ |
| X_{crack} | Perimetro delle fondazioni | cm |
| W | Estensione della discarica nella direzione del flusso di falda | cm |
| W' | Estensione della discarica nella direzione principale del vento | cm |
| W_{sw} | Larghezza del corso idrico superficiale | m |
| Z_{crack} | Profondità delle fondazioni | cm |

BIBLIOGRAFIA

Bibliografia citata

N° Descrizione

- B1 ACAIA C., ANDREOTTOLA G. (1989) *Il Risanamento delle Discariche Non Controllate, II – Le Principali Esperienze Internazionali A Confronto*. IA Ingegneria Ambientale, vol. XVIII n. 9
- B2 AGLIETTO I., DI GENNARO A. (2004) *Implementazione della Procedura di Analisi di Rischio come Strumento di Verifica per l'Adeguamento di una Discarica di Rifiuti Non Pericolosi* Atti del Seminario “Messa in Sicurezza e Bonifica di vecchie Discariche”, Roma
- B3 ANDREATTA F., COMOLLI P., (1992) *Risanamento della discarica di Gerenzano, “Trattamento e Recupero dei Terreni Contaminati”* XXXIX Corso di Aggiornamento in Ingegneria Sanitaria, D.I.I.A.R., - sez. Ambientale, Politecnico di Milano, Milano 29 giugno – 2 luglio
- B4 APAT – AGENZIA PER LA PROTEZIONE DELL'AMBIENTE E PER I SERVIZI TECNICI (2003) *Metodi di Misura delle Emissioni Olfattive, Quadro Normativo e Campagna di Misura* Manuale e Linee Guida 19/2003, Roma
- B5 APAT (2005) *Criteri Metodologici per l'Applicazione dell'Analisi Assoluta di Rischio ai Siti Contaminati*, – UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI ROMA, predisposto dal Dipartimento di Ingegneria Civile dell'Università degli Studi di “Tor Vergata”, Roma
- B6 ASANTE-DUAH D.K. (1993) *Hazardous Waste Risk Assessment* Lewis Publishers
- B7 ASTM – AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS, DESIGNATION – E1739 (1995) *Standard Provisional Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites*
- B8 ASTM – AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS, DESIGNATION – PS 104 (1998) *Standard Provisional Guide for Risk-Based Corrective Action*
- B9 ATTENBOROUGH G.M., HALL D.H., GREGORY R.G. AND MCGOOCHAN L. (2003) *The Development of a Landfill Gas Risk Assessment Model: GasSim*.
- B10 BELGIORNO V., DE FEO G., DELLA ROCCA C. AND NAPOLI R.M.A. (2002) *Analisi di Rischio Applicata ai Siti di Scarico Non Controllato* Dipartimento di Ingegneria Civile, Università degli Studi di Salerno - Atti del Seminario “La Bonifica delle Vecchie Discariche”, Padova
- B11 BELGIORNO V., DE FEO G., DELLA ROCCA C. AND NAPOLI R.M.A. (2003) *Risk Assessment of Solid Waste Landfill* Department of Civil Engineering, University of Salerno - Proceedings Sardinia 2003, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy

Bibliografia

N° Descrizione

- B12 BERETTA G.P. (2004) *Indagini sulla Contaminazione delle Acque Sotterranee e Diffusione degli Inquinanti* Atti del Seminario “Caratterizzazione e Bonifica delle Vecchie Discariche” Isola di Albarella (Rovigo) 16-17 settembre 2004
- B13 BERTONI D., MAZZALI P., VIGNALI A. (1993) *Analisi e Controllo degli Odori* Ed. Pitagora, Bologna
- B14 BONI M. R., CHIAVOLA A., SBAFFONI S. (2002) *Processi di Degradazione dei Rifiuti in Discarica* Atti del Seminario “La Bonifica delle Vecchie Discariche”, Padova
- B15 BONI M. R., MUSMECI L. (1998) *Organic Fraction of Municipal Solid Waste: Extent of Biodegradation* Waste Management and Research n° 16:2 pp 103-107
- B16 BONIFACIO E., FACCHINELLI A. (2000) *Metalli pesanti in Piemonte: l'esempio di alcune situazioni puntuali* Dipartimento di Scienze Mineralogiche e Petrologiche dell'Università di Torino
- B17 BORJESSON G., GALLE B., SAMUELSSON J AND SVESSON B.H. (2000) *Methane Emissions from Landfills: Options for Measurement and Control*. In Proceedings of the Waste 2000 Conference – Waste Management at the Dawn of the Third Millennium. 2 - 4 October 2000, Stradford-upon-Avon, Warwickshire. Pp31 -40. ISBN 0 9539301 0 6
- B18 BOWLES, D. S. (1987) *A Comparison of Methods for Integrated Risk Assessment of Dams*, in Engineering Reliability and Risk in Water Resources, L. Duckstein and E. Plate (eds.). Dorderecht: M. Nijhoff
- B19 CARSEL R. F., PARRISH R. S. (1988) *Developing Joint Probability Distributions of Soil Water Retention Characteristics* Water Resour. Res. 24: 755-769
- B20 CELICO P. (1986) *Prospezioni Idrogeologiche* Vol. I-II Liguori Editore, Milano
- B21 CLAPP R.B., HOMBERGER G.M. (1978) *Empirical Equations for Some Soil Hydraulic Properties* Water Resources Research, 14:601-604
- B22 COSSU R., PIVATO A. (2002) *Produzione di Percolato e di Biogas* Dipartimento di Ingegneria Idraulica, Marittima, Ambientale e Geotecnica, Università di Padova, Atti del Seminario “La Bonifica delle Vecchie Discariche”, Padova
- B23 COSSU R., PIVATO A. (2003) *L'Analisi di Rischio Applicata agli Impianti di Interramento Controllato* Dipartimento di Ingegneria Idraulica, Marittima, Ambientale e Geotecnica, Università di Padova
- B24 DEPARTMENT OF CIVIL AND ENVIRONMENTAL ENGINEERING *Leachate Collection and Drainage* Brigham Young University
- B25 DEFRA AND ENVIRONMENT AGENCY (2000) *The Contaminated Land Exposure Assessment Model CLEA: Technical Basis and Algorithms*. R&D Publication CLR10

Bibliografia

N° Descrizione

- B26 DETR - Department of Employment, Training & Rehabilitation (2000) *Environmental Reporting, Guidelines for Company Reporting on Waste* Defra Publications, London
- B27 DI MOLFETTA A. *Ingegneria degli Acquiferi* Politeko Edizioni, Torino
- B28 DOMENICO P. A. (1987) *An Analytical Model for Multidimensional Transport of a Decaying Contaminant Species* J. Hydrology, Vol. 91
- B29 DOMENICO P. A., SCHWARTZ F. W. (1990) *Physical and Chemical Hydrogeology* John Wiley & Sons
- B30 ENEA (Febbraio 2002) *Progetto Regi Lagni: Analisi di Specifiche Situazioni di Degrado della Qualità delle Acque in Campania, in Riferimento ai Casi che Maggiormente Incidono Negativamente sulle Aree Costiere* Accordo di Programma ENEA-Ministero dell'Ambiente dal sito web: http://eboals.bologna.enea.it/ambtd/regi-lagni/volume-2/3-vol2-ac_sot.html
- B31 ENVIRONMENT AGENCY AND DEFRA (2002) *The Contaminated Land Exposure Assessment Model (CLEA): Technical Basis and Algorithms* 2, Document prepared by the National Groundwater and Contaminated Land Centre of the Environment Agency R&D Publication CLR10, Bristol
- B32 ENVIRONMENT AGENCY (November 2002) *Guidance on the Management of Landfill Gas* Environment Agency, Bristol
- B33 ENVIRONMENT AGENCY (2002a) *GasSim Release 1.0* Golder Associates, Nottingham
- B34 ENVIRONMENT AGENCY (2003) *Environmental Burden Measures for Air: Global Warming, Stratospheric Ozone Depletion, Photochemical Ozone Creation and Airborne Acidification - Technical Report P6-015/TR2*, Environment Agency, Bristol
- B35 ENVIRONMENT AGENCY (February 2003) *Guidance on Monitoring of Landfill Leachate, Groundwater and Surface Water* Environment Agency, Bristol
- B36 ENVIRONMENT AGENCY (March 2003) *Guidance for Monitoring Landfill Gas Surface Emissions* Environment Agency, Bristol
- B37 ENVIRONMENT AGENCY (2003d) *LandSim Release 2.5* Golder Associates, Nottingham
- B38 ENVIRONMENT AGENCY (March 2003) *Hydrogeological Risk Assessments for Landfills and the Derivation of Groundwater Control and Trigger Levels*. Environment Agency, Bristol
- B39 ENVIRONMENT AGENCY (May 2004) *Guidance an Assessment of Risks from Landfill Sites. Version 1.0*. Environment Agency, Bristol
- B40 EPA (1996) *Soil Screening Guidance: User's Guide – Second Edition* EPA/540/R-96/018
- B41 EPA (2002) *Calculating Upper Confidence Limits for Exposures Point Concentrations at Hazardous Waste Sites* Oswer 9285.6-10. Office of Emergency and Remedial Response U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.

Bibliografia

N° Descrizione

- B42 EPA (April 2004) *ProUCL Version 3.0 User Guide* EPA/600/R04/079
- B43 GIROUD J. P., BONAPARTE R. (1989a) *Leakage Through Liners Constructed with Geomembranes – Part 1 Geomembrane Liners*. Geotextiles and Geomembranes, n. 8, pp 26-27
- B44 GIROUD J.P. e BADU-TWENEBOAH K. (1992) *Rate of Leakage through a Composite Liner Due to Geomembrane Defects*. Geotextiles and Geomembranes, n. 11. pp 1-28
- B45 GISBERT T., BLAQUET C., BARINA G. AND PETITPAS C. (2003) *Assessing the Quantity of Leachate: a Simple Tool for Short and Long Term Prediction and its Evaluation on Real Size Landfill Sites*. Proceedings Sardinia 2003, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy
- B46 GOLDER ASSOCIATES (NZ) Ltd (December 2002) *Risk Assessment for Small Closet Landfills - Application 4176 Small Landfill Closure Landfills*, Cambridge Terrace, New Zeland
- B47 GOLDER ASSOCIATES (2003) *The Development of LandSim 2.5 National Groundwater and Contaminated Land Centre Report GW/03/09*, Environment Agency
- B48 GOLDER ASSOCIATES (October 2003) *GasSim v.1.02 Manual Supplement*, Environment Agency
- B49 GOLDER ASSOCIATES (January 2004) *GasSim v.1.03 Manual Supplement*, Environment Agency
- B50 GOLDER ASSOCIATES (August 2003) *GasSim v.1.5 Manual Supplement*, Environment Agency
- B51 GREGORY, R. G., REYANS, A. J., HILL, M. D., MEADOWS, M. P., PAUL, L. and FERGUSON, C. C., (1999), *A Framework to Assess the Risks to Human Health and the Environment from Landfill Gas*, Environment Agency Technical Report P271, under contractCWM168/98
- B52 GREGORY R.G., ATTENBOROUGH G.M., HALL D.H. AND DEED C. (2003) *The Validation and Development of an Integrated Landfill Gas Risk Assessment Model: GasSim*. Proceedings Sardinia 2003, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italy
- B53 HALL D. H., DRURY D., SMITH S., POTTER H. AND GRONOW J. (2003) *Predicting the Groundwater Impact of Modern Landfills: Major Developments of the Approach to Landfill Risk Assessment in the UK (LandSim 2.5)*. Proceedings Sardinia 2003, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italy
- B54 HANNINK G., VAN DER MEER J. P., MISCHGOFOSKV F. H., KEULEN R. W., VAN DE VELDE J. L., DE WALLW F. B. (1988) *Safe Excavation of the Dioxine Containing Hyde Park Landfill in Niagara Falls*. Contaminated Soil '88, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL)

N° Descrizione

- B55 HEYER K.-U., STEGMANN R. (1995) *The Long-Term Behaviour and Residual Emission Potential of Landfill*, In Symposium Sardinia 1995, Fifth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari. CISA, Environmental Sanitary Engineering, Italy.
- B56 HEYER K.-U., STEGMANN R. (1997) *The Long-Term Behaviour of Landfills: Results of the Joint Research Project "Landfill Body"*, In Symposium Sardinia 1997, 6th International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari. CISA, Environmental Sanitary Engineering, Italy. 1: 73-87
- B57 HJELMAR O., VAN DER SLOOT H., GUYONNET D., RIETRA R.P.J.J., BRUN A. AND HALL D.H. (2001) *Development of Acceptance Criteria for Landfilling of Waste: An Approach Based on Impact Modelling and Scenario Calculations*. Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium
- B58 HSUAN Y.G. AND KOERNER R.M. (1995) *Long Term Durability of HDPE Geomembranes Part 1 Depletion of Antioxidants*. Geosynthetics Research Institute GRI Report#16
- B59 JOHNSON, ETTINGER (1991) *Heuristic Model for Predicting the Intrusion Rate of Contaminant Vapours into Building* Environmental Science & technology, 25 (8)
- B60 KRUEMPELBECK I. AND EHRIG H.-J. (1999) *Long-Term Behaviour of Municipal Solid Waste Landfills in Germany*. In Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari. CISA, Environmental Sanitary Engineering, Italy, Vol 1, pp 27-37
- B61 MATTHES O., POLLER T., SALZMANN H., STEGMANN R. (1988) *Proposals for Remedial Actions at the Old Landfill Munchenhagen Contaminated Soil*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL)
- B62 MCDOUGALL W. J. ET AL. (1980) *Containment and Treatment of the Love Canal Landfill Leachate*, Journal Wat. Poll. Contr. Fed. vol. 52, n. 12
- B63 MUSMECI L. *Modalità di Applicazione dell'Analisi di Rischio Nel Contesto del DM 471/99* Atti del Seminario "Bonifica di siti contaminati: Aspetti Giuridici e Amministrativi", Milano 16/11/2001
- B64 NRC (1993), *Risk-assessment in the federal government: managing the process*, National Research Council, National Academy Press, Washington DC
- B65 OTA (1993), *Researching Health Risks*, US Congress Office of Technology Assessment, Report OTA-BBS-570, USA
- B66 PETRUZZELLI DOMENICO *Banca Dati Tossicologica del Suolo e Prodotti Derivati "Inquinanti Inorganici"*, in collaborazione con la Regione Puglia, l'Università di Bari, l'Università di Lecce, IRSA e CNR

Bibliografia

N° Descrizione

- B67 PIERONI M., MARIOTTI C. (2003) *Modello Concettuale del Sito (MCS) e Parametri Caratteristici per l'Analisi del Rischio Sito-Specifica di un Sito Inquinato: Specificità e Riduzione delle Incertezze dei Dati di Input* Atti del Seminario "Analisi di Rischio di Siti Contaminati, il punto a tre anni di applicazione del DM 471/99", Roma
- B68 PIVATO A. (2004) *Il Rischio Probabilistico: Un Modello Decisionale per la Gestione Sostenibile delle Discariche* IMAGE Dipartimento di Idraulica, Marittima, Ambiente e Geotecnica, Università di Padova, Italia dal Seminario-Workshop "La Nuova Discarica Controllata", Abbazia di Praglia, Maggio 2004
- B69 REGIONE VENETO (2000) *Delibera della Giunta Regionale n. 995 del 21 marzo 2000*
- B70 ROWE, W. D. (1997), *An Anatomy of Risk*, Wiley, New York
- B71 SALCONE A. (2002) *Controllo della Produzione di Biogas da Rifiuti Solidi. Il Caso della Discarica di Maiolati Spuntini*. Tesi di Laurea in Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio, Università di Bologna
- B72 SIMONINI P. (2002) *Comportamento Meccanico dei Rifiuti Solidi Urbani* Atti del Seminario "La Bonifica delle Vecchie Discariche", Padova
- B73 SMUCKER, STANDFORD J. (May 1998) EPA REGION 9 Preliminary Remediation Goals
- B74 SOLDI G. L. – PROVINCIA DI TORINO (2004) *Strumenti e Procedure per il Monitoraggio della Migrazione di Gas di discarica nel Sottosuolo e dell'Impatto sulle Acque Sotterranee* Atti del Seminario "Messa in Sicurezza e Bonifica di vecchie Discariche", Roma
- B75 TCHOBANOGLIOUS G., THEISEN H., VIGIL S. A.(1993) *Integrated Solid Waste Management. Engineering Principles and Management Issues* McGraw-Hill International Editions
- B76 TURNER, D. B. (1970) *Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates, Office of Air Programs*, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC.
- B77 VAN DER SLOOT H. A., RIETRA R.R.J.J., VROOM R.C., SCHARFF H. AND WOELDERS J. A. (2001) *Similarities in the Long Term Leaching Behaviour of Predominantly Inorganic Waste, MSWI Bottom Ash, Degraded MSW and Bioreactor Residues*. Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium
- B78 VEGGI S., CHINI A., PARLA P., (2004) *Progettazione e Realizzazione di Barriere Impermeabili per la Messa in Sicurezza di Discariche* Atti del Seminario "Messa in Sicurezza e Bonifica di vecchie Discariche", Roma

Bibliografia

N° Descrizione

- B79 WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION, REGIONAL OFFICE FOR EUROPE COPENHAGEN (1999) Air Quality Guidelines for Europe WHO Regional Publications, European Series, No. 91
- B80 YILDIZ E.D. AND UNLU K. (2003) *Effects of Landfill Development on Leachate Characteristics*. Proceedings Sardinia 2003, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italy
- B81 UNICHIM (2002) *Manuale n. 196/1 – Suoli e Falde Contaminati Analisi di Rischio Sito-Specifica Criteri e Parametri* Associazione per l'Unificazione nel Settore dell'Industria Chimica – Federata all'Uni, Milano
- B82 ZANARELLO S. (2003) *Analisi di Rischio verso il recettore falda: confronto tra tre modelli di trasporto*. Siti Contaminati, Milano

Siti web di riferimento

| N° | DESCRIZIONE | INDIRIZZO |
|-----------|---|---|
| W1 | Australian National University. Analisi del Rischio Ambientale; | www.anu.edu.au/facilities/anugreen/EMPC/Reports/01-EnvironmentalRisk.html#Summary |
| W2 | ANPA. L'Analisi di Rischio dei Siti Contaminati: normative ed iniziative in 16 Paesi Europei; | www.clarinet.at/library/32c_Ferguson_ITA_Paper_Policies.doc |
| W3 | Commissione UNICHIM: Il risanamento di siti contaminati | http://civserv.ing.unibs.it/civile/gruppi_ricerca/ingegneria_san_amb/convegni/12-06-03/download/05%20Cavalli.pdf |
| W4 | Computing Research Laboratories for the Environment. La valutazione di rischio ambientale derivante dal percolato | www.crle.uoguelph.ca/users/kris/Education/GTI.htm |
| W5 | DEFRA: Linee Guida per la Gestione Ambientale e per l'Analisi del Rischio | www.defra.gov.uk/environment/eramguide/index.htm |
| W6 | DEFRA: Linee Guida per la Gestione Ambientale e per l'Analisi del Rischio | http://www.defra.gov.uk/footandmouth/regions/wmidlands/appendixVIv0.pdf |
| W7 | Environmental Restoration: Metodo dell'analisi del rischio | www.afcee.brooks.af.mil/er/ram/default.asp |
| W8 | EPA: Analisi del Rischio | www.epa.gov/oerrpage/superfund/programs/risk/index.htm |
| W9 | EPA: Corso di formazione su sistema di Analisi del Rischio | www.epa.gov/oerrpage/superfund/resources/hrstrain/hrstrain.htm |
| W10 | EPA: Azioni Correttive per la gestione del rischio | www.epa.gov/region5/rcra/ic-refer.htm |

Bibliografia

| N° | DESCRIZIONE | INDIRIZZO |
|-----------|--|--|
| W11 | EPA: Guide dell'Analisi del Rischio consolidato (RAGS) Part A | www.epa.gov/superfund/programs/risk/ragsa/index.htm |
| W12 | EPA: Guide dell'Analisi del Rischio | www.epa.gov/superfund/programs/risk/rsk_sfl.htm |
| W13 | EPA: Analisi del Rischio, programmi di gestione | www.epa.gov/superfund/programs/risk/tooltrad.htm |
| W14 | EPD: Hong Kong. Analisi del Rischio del Biogas | www.epd.gov.hk/epd/english/environmentinhk/waste/guide_ref/files/index.pdf |
| W15 | EPA: Analisi di Rischio Ambientale: simulazione del modello Monte Carlo | www.piercelaw.edu/risk/vol9/winter/Poulter.pdf |
| W16 | EPD: Hong Kong. Analisi del Rischio qualitative, esempi pratici | www.epd.gov.hk/epd/english/environmentinhk/waste/guide_ref/files/annex_c.pdf |
| W17 | ESA: Ruolo della discarica nella strategia di gestione dei rifiuti | www.esauk.org/events/previous/paulwinterton.ppt |
| W18 | European Environmental Agency (EEA): Analisi di Rischio Idrogeologico per le discariche in Gran Bretagna | www.environment-agency.gov.uk/commondata/105385/hydrogeological_0403.pdf |
| W19 | European Environmental Agency (EEA): Esperienze di Approcci all'Analisi del Rischio Ambientale | http://reports.eea.eu.int/GH-07-97-595-EN-C2/en/riskindex.html |
| W20 | Gassim: modello di diffusione delle emissioni gassose della discarica | www.gassim.co.uk |
| W21 | Landcare Research: Analisi del Rischio per siti contaminati nella Nuova Zelanda | http://contamsites.landcareresearch.co.nz/index.htm |
| W22 | Landsim: modello di diffusione delle emissioni liquide della discarica | www.landsim.co.uk |
| W23 | L'implicazione dell'analisi del rischio per la discarica | www.edie.net/Library/Features/LAF9709.html |
| W24 | Manuale del software ProUCL ver 3.0 per la determinazione dell'UCL95% di un set di dati | www.epa.gov/superfund/programs/risk/ragsa/ucl.pdf |
| W25 | SEPA: Valutazione di rischio per le discariche: la barriera geologica; | www.sepa.org.uk/guidance/landfill_directive/riskass.htm |
| W26 | Software ProUCL ver 3.0 per la determinazione dell'UCL95% di un set di dati | www.epa.gov/esd/tsc/form.htm |

Bibliografia

| N° | DESCRIZIONE | INDIRIZZO |
|-----------|---|--|
| W27 | UNEP: Analisi di Rischio Ambientale(EnRA); | www.unep.or.jp/ietc/Publications/TechPublications/TechPub-14/1-EnRA1.asp |
| W28 | UNEP: Analisi di Rischio Ambientale (EnRA); | www.unep.or.jp/ietc/supportingtools/enra/keyterms.asp |
| W29 | U.S. Environmental Protection Agency, The Office of Solid Waste (OSW) | www.epa.gov/epaoswer/osw/index.htm |