

LA VALUTAZIONE DEL RISCHIO AMBIENTALE CONNESSO ALLA DIFFUSIONE NEL TERRENO DI SOSTANZE CLASSIFICATE R50 E R51/53: AFFIDABILITÀ DELLE PREVISIONI IN RELAZIONE ALLA DISPONIBILITÀ DI DATI

F. Astorri¹, R. Cerritelli², F. Colombo³, C. Ferrari⁴, M. Lombardi⁵, V. Rossini³, G. Spadoni⁶, R. Stefanelli⁵

1. GdL APAT/AARRPA/CNVVF - Valutazione del rischio per l'ambiente da incidenti rilevanti -

2. Direzione Regione VVF Emilia Romagna

3. Tecsa S.p.A.: Via Figino 101, Pero – MI

4. Regione Emilia Romagna

5. Arpa, Emilia - Romagna

6. DICMA, Università di Bologna

Flavio.Colombo@tecsaspa.com

1. PREMESSA

L'analisi e la valutazione del rischio legato alla diffusione nell'ambiente di sostanze ecotossiche rappresenta una delle innovazioni maggiormente rilevanti apportate dal Decreto Legislativo 334/99 nel campo della prevenzione degli incidenti rilevanti.

Mentre il grado di raffinatezza metodologica dell'analisi del rischio, applicata ad eventi incidentali comportanti conseguenze quali incendio, esplosione e rilascio tossico, esita da esperienze consolidate e chiari paletti legislativi, l'analisi di rischio ambientale, derivante da incidente rilevante con rilascio di sostanze/preparati pericolosi nel suolo, sottosuolo acque sotterranee e superficiali, è totalmente nuova e richiede, allo stato attuale, uno sforzo per identificare una metodologia affidabile e condivisa da gestori ed Autorità competenti.

Il presente studio, oltre ad offrire un contributo alla taratura del metodo messo a punto dal Gruppo di Lavoro¹ APAT - AARRPA - CNVVF[1], fornisce elementi utili per l'applicazione di un metodo di analisi di rischio avanzato o di secondo livello (ARA), da adottare nei casi in cui l'analisi di primo livello (IRA) evidenzia situazioni critiche. In tale ottica l'acquisizione di ulteriori informazioni sito-specifiche e l'applicazione di suddetti modelli avanzati permette, con un sufficiente grado di certezza, di evidenziare il raggiungimento di un livello di sicurezza adeguato alla situazione geo-ambientale di uno stoccaggio di liquidi pericolosi, limitando allo stretto indispensabile gli interventi di tipo strutturale/impiantistico mirati eventualmente anche alla protezione degli elementi ambientali vulnerabili.

In linea con le finalità sopra indicate nelle conclusioni della memoria non ci si soffermerà tanto sulla valutazione delle conseguenze attese in corrispondenza di bersagli ambientali sensibili, quanto sul grado di accuratezza consentito dall'applicazione dei successivi gradi di approfondimento dell'analisi e sull'indicazione delle eventuali indagini suppletive.

2. INQUADRAMENTO NORMATIVO

Il Decreto Legislativo 17 agosto 1999, n. 334 "Attuazione della direttiva 96/82/CE relativa al controllo dei pericoli di incidenti rilevanti connessi con determinate sostanze pericolose" introduce per la prima volta, come oggetto di analisi del rischio di incidente rilevante, le sostanze considerate pericolose per l'ambiente, identificate con quegli agenti chimici classificati, ai sensi del D.Lgs. n. 52 del 3 febbraio 1997 e s.m.i., con le seguenti frasi di rischio :

- R50 : "Altamente tossico per gli organismi acquatici"
- R51/53 : "Tossico per gli organismi acquatici, può provocare a lungo termine effetti negativi per l'ambiente acquatico".

L'analisi è necessariamente finalizzata al rilevamento di situazioni potenzialmente critiche ed alla conseguente predisposizione di misure di prevenzione o di limitazione delle conseguenze sulla salute umana e sull'ambiente circostante, in primo luogo i corpi idrici sotterranei e superficiali. A tal scopo all'interno del Rapporto di Sicurezza dovrebbero comparire notizie riguardanti la configurazione del sito e del relativo ambiente di inserimento, con particolare riferimento tra l'altro ai dati geologici ed idrografici.

¹ costituito nell'ambito dell'Accordo che dal 2000 vede la collaborazione in materia di Rischi d'Incidente Rilevante tra APAT e CNVVF

Come noto, complete matrici di rischio, specifiche per la valutazione della compatibilità territoriale relativamente ai rischi per l'uomo conseguenti a incendio, esplosione e tossicità, sono adottate dalla normativa e sono riportate nelle Tabelle 3a e 3b del DM 09/05/2001 (Decreto Urbanizzazione). In dette tabelle vengono identificate con precisione le Categorie Territoriali Vulnerabili che sono anche classificate gerarchicamente (Categorie A,B,C,D,E,F) sulla base della tipologia di destinazione residenziale ed indice di affollamento.

Nell'analisi del rischio ambientale l'uso di dette matrici è possibile ma necessita comunque una serie di considerazioni connesse principalmente con la diversa evoluzione che hanno i fenomeni di rilascio delle sostanze contaminanti nel comparto idrico sotterraneo.

A tale proposito si sottolinea infatti quanto segue:

- 1) la diversa evoluzione dei fenomeni di propagazione delle sostanze nel comparto idrico sotterraneo notoriamente più lenti rispetto ai tempi caratteristici delle fenomenologie di propagazione di calore, pressione e rilascio di sostanze tossiche e sensibilmente legati alla caratteristiche idrogeologiche del sito,
- 2) esistono ancora cospicue incertezze che rendono inapplicabile, al momento, un approccio puramente matematico.

Il D.M. 9 maggio 2001, per quanto riguarda il rischio per l'ambiente generato da un rilascio di sostanze pericolose, non fornisce indicazioni sulla modalità con cui deve essere eseguita la valutazione della compatibilità ambientale degli stabilimenti a rischio, ma solo elementi che, a partire dalla definizione di danno, di cui al punto 6.3.3 dell'all. 1 al suddetto Decreto, portano a considerare un incidente rilevante per l'ambiente, l'evento che produce una dispersione di contaminante (danno) la cui magnitudo, espressa in termini di tempo di bonifica delle matrici ambientali coinvolte, supera i due anni.

In conclusione, secondo quanto prevede la normativa in materia di incidenti rilevanti, il gestore deve effettuare una analisi delle conseguenze ambientali di un incidente rilevante e sulla base dei risultati di questa fornire indicazioni sulle misure di prevenzione e mitigazione del rischio.

Tale valutazione è correlata con la dispersione di sostanze pericolose e si basa sulla stima della magnitudo delle conseguenze o del grado di severità dell'impatto o del danno prodotto dal verificarsi dell'evento, intesi come grado di perdita di fruibilità o valore degli elementi esposti provocato dal verificarsi di un rilascio.

La valutazione della vulnerabilità o danno potenziale a cui sono soggetti tali elementi deve essere effettuata tenendo conto del danno specifico che può essere arrecato all'elemento ambientale, della rilevanza sociale ed ambientale della risorsa considerata, della possibilità di mettere in atto interventi di ripristino susseguentemente ad un eventuale rilascio e viene espresso, sia pur in modo qualitativo, in termini di tempo necessari per restituire il bene alla sua completa fruibilità (bonifica). Il criterio della stima economico-qualitativa (presumibilmente) delle conseguenze così come viene proposto dalla normativa vigente è legittimato dal fatto che l'attuale stato dell'arte, in merito alla valutazione dei rischi per l'ambiente derivati da incidenti rilevanti, non permette l'adozione di un approccio analitico efficace che conduca a risultati esenti da cospicue incertezze.

La valutazione del rischio ambientale e il giudizio di compatibilità, in analogia con i criteri di valutazione del rischio d'incendio, esplosione e rilascio tossico, dovrebbe comunque realizzarsi sulla base di una matrice di probabilità/conseguenze associata agli eventi incidentali ipotizzabili negli stabilimenti in esame.

In tal senso e in analogia con i criteri di valutazione del rischio d'incidente rilevante e riportati nel DLgs 334/99 nel D.M. 09/05/2001, il Gruppo di Lavoro APAT/AARRPA/CNVVF ha sviluppato e proposto una metodologia per la valutazione delle conseguenze ambientali [1,2]. Tale metodologia sintetizzata in allegato 1 propone l'esecuzione dell'analisi delle conseguenze ambientali sulla base dell'identificazione di due livelli di analisi a crescente livello di approfondimento:

Livello I: valutazione speditiva (Initial Risk Assessment - IRA) mediante adozione di un modello semplificato di migrazione dell'inquinante basato sulle equazioni di filtrazione nei terreni (Legge di Darcy), utilizzando una quantità limitata di parametri litologici del sito e assumendo cautelativamente che, durante il trasporto della sostanza inquinante, non intervengano fattori attenuanti che ne riducano la concentrazione;

Livello II: nel caso la valutazione iniziale IRA evidenzia situazioni critiche, si effettua la valutazione avanzata (Advanced Risk Assessment - ARA) basata su dati idrogeologici sito specifici e sulle caratteristiche della sostanza pericolosa, sottolineando che questa seconda fase deve essere preceduta da una raccolta di informazioni sito-specifiche che, per quantità e qualità, deve garantire l'affidabilità dei risultati del modello di simulazione.

Il presente articolo si propone di fornire elementi utili per l'esecuzione di un Advanced Risk Assessment laddove i risultati dell'applicazione dell'analisi di I livello mettano in evidenza la presenza di situazioni

critiche.

La normativa in materia di bonifiche dei siti inquinati, in particolare il D.M. 471/99 “Regolamento recante criteri, procedure e modalità per la messa in sicurezza, la bonifica e il ripristino ambientale dei siti inquinati, ai sensi del decreto legislativo 5 febbraio 1997, n. 22, e successive modifiche e integrazioni”, all’interno dell’Allegato 4, introduce lo strumento dell’analisi di rischio per la stima dei livelli di inquinamento residuo finalizzata a determinare un intervento di bonifica.

Chiaramente il livello di approfondimento degli elementi utili a tale caratterizzazione, nel contesto di un intervento di bonifica è elevato, poiché, trovandoci in presenza di un reale danno ambientale, vengono effettuati sondaggi, campionamenti ed analisi dei terreni e delle acque. Per l’analisi in oggetto non si può disporre dello stesso tipo di dati, ma può essere adottato concettualmente il medesimo criterio laddove l’identificazione preliminare di situazione oggettivamente critica giustifichi l’acquisizione di ulteriori dati sito-specifici con tutti gli oneri derivanti. In tal senso l’esecuzione di una valutazione quantitativa (di II livello o ARA) basata su modelli avanzati può ragionevolmente riferirsi alla nota relazione basata sulla caratterizzazione dei seguenti tre elementi base :

SORGENTE – PERCORSO (dell’inquinante) – BERSAGLIO

La caratterizzazione della “sorgente” del potenziale inquinamento (quantità rilasciata, area interessata dallo spandimento, ecc.) è connessa all’effettiva possibilità di rilascio di sostanze contaminanti, da parte degli impianti e delle apparecchiature presenti nel sito. Tale possibilità viene valutata con riferimento ai “Top Events” descritti nel Rapporto di Sicurezza di Stabilimento, anche derivanti dall’applicazione del metodo indicizzato, introdotto dal Decreto Ministeriale 20 ottobre 1998. Per la valutazione della rappresentatività di un Top Event in termini di frequenza di accadimento è possibile fare riferimento a quanto indicato dalle Linee Guida del Dipartimento della Protezione Civile – Presidenza del Consiglio dei Ministri del 18 gennaio 1994, per la pianificazione delle emergenze, che prevedono un’analisi delle conseguenze (all’esterno dello stabilimento) per quegli eventi pericolosi la cui frequenza è stimata maggiore di 10^{-5} – 10^{-6} occasioni/anno.

3. VALUTAZIONE DEL RISCHIO PER L’AMBIENTE

Nel caso in esame lo studio viene condotto su un serbatoio caratterizzato da potenzialità di rilascio medio-alta, espressa sia in termini di frequenza di accadimento (come indicato dalle Linee Guida del Dipartimento della Protezione Civile – Presidenza del Consiglio dei Ministri), sia in termini di quantitativi coinvolti (decine o centinaia di metri cubi – v. Cap. 4. Caso studio).

In futuro, con la taratura *dell’indice di propensione al rilascio*, individuato dal Gruppo di Lavoro APAT/AARRPA/CNVVF, sarà possibile categorizzare le unità esaminate e definire una gerarchia del livello di criticità delle stesse.

Per quanto riguarda la valutazione delle conseguenze ambientali, il caso in esame, ipotizzando una situazione critica e l’acquisizione di informazioni dettagliate sul sito, confronterà i risultati dell’applicazione dell’IRA con quelli dell’ARA.

3.1 IRA (Initial Risk Assessment): Valutazione speditiva

L’inquinante preso in considerazione è un idrocarburo del tipo LNAPL (light non-aqueous phase liquid). I parametri determinanti in tale valutazione sono il tempo di arrivo in falda (T) e la velocità di migrazione orizzontale (V), indici rispettivamente del tempo impiegato dall’inquinante per raggiungere l’acquifero e della sua propensione alla diffusione e trasporto in falda (v. allegato 2).

I valori della velocità di percolamento (quindi del tempo di arrivo dell’inquinante in falda) e della velocità di migrazione orizzontale permettono di identificare il livello di rischio per la falda stessa e per il bersaglio, nel senso che all’aumentare del loro valore aumenta il relativo livello di rischio e ovviamente le distanze di sicurezza entro le quali si può ragionevolmente ritenere di poter attuare azioni di messa in sicurezza efficaci.

Nel caso il ricettore si trovi ad una distanza non idonea (per la identificazione delle distanze di sicurezza e dei livelli di rischio, fare riferimento alla memoria presentata in questa sede congressuale dal GdL APAT/AARRPA/CNVVF), si dovrà utilizzare un livello di analisi più avanzato.

3.2 ARA (Advanced Risk Assessment) - Valutazione avanzata

Per affrontare il livello avanzato di analisi del rischio è possibile utilizzare diversi modelli che simulano la migrazione degli inquinanti nel sottosuolo in relazione alle diverse “zone” attraversate.

Il modello prescelto per il presente caso studio, in relazione alle caratteristiche del problema in esame, è l'HSSM, Hydrocarbon Spill Screening Model, sviluppato dalla United States Environmental Protection Agency (EPA) [3,4,5,6,7].

L'HSSM mira a studiare il problema del flusso e del trasporto di LNAPL dalla superficie del terreno fino alla falda freatica e conseguentemente all'interno di essa. Poiché il principale interesse è rappresentato dalla qualità dell'acqua, è importante determinare la dimensione della lente di NAPL e la massa di contaminanti all'interno della falda (v. allegato 3).

4. CASO DI STUDIO

Consideriamo il caso reale di un deposito con stoccaggio e movimentazione di idrocarburi che dispone di un esteso parco serbatoi atmosferici fuori terra, situati ciascuno all'interno di bacini di contenimento privi di pavimentazione.

Il deposito è situato in un contesto geomorfologico costituito da un'estesa pianura alluvionale intensamente antropizzata. Dal punto di vista geologico, il sottosuolo è composto da terreni costituiti in prevalenza da sedimenti fluvio-glaciali quaternari, tipici di zone di pianura alluvionale, composti prevalentemente da ghiaie e sabbie (talora fini e/o debolmente limose), alternate con strati a granulometria più fine, costituiti da limi ed argille. I livelli aventi una più elevata conducibilità idraulica (dell'ordine di 10^{-2} cm/s), quali quelli costituiti da sabbie e ghiaie, ospitano una serie di falde acquifere, di cui la prima presenta le caratteristiche di falda libera, mentre le successive sono di tipo confinato. La zona è connotata da un fitto reticolo idrografico, frequentemente in rapporto diretto di alimentazione o drenaggio con la falda superficiale.

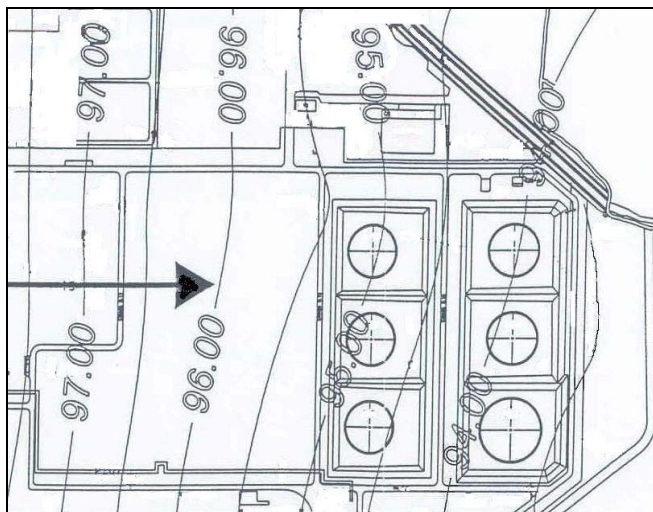


Figura 1 – Stralcio planimetrico del deposito oggetto di studio riportante le linee isofreatiche e la direzione di flusso della falda

In prossimità della recinzione del deposito stesso si trovano corpi idrici superficiali (fossi, canali irrigui) potenzialmente in continuità idrogeologica con la falda stessa. Inoltre è nota la presenza di pozzi di emungimento a scopo irriguo.

Il sistema di falde presenti nel sottosuolo vede la presenza di un acquifero freatico piuttosto superficiale, individuato ad una profondità variabile tra un minimo di 2 e massimo 3 metri dal livello più basso dei bacini di contenimento, a seconda della fluttuazione stagionale (circa 0,5 m) e del gradiente della falda stessa (circa 0,5%). Risulta inoltre noto da indagini geotecniche storiche e dai dati disponibili a livello amministrativo locale, che tale prima falda presenta spessori utili compresi tra i 15 e i 20 m; il livello "impermeabile" di base è costituito da argille di spessore estremamente variabile da pochi metri ad oltre 20.

Si considera un serbatoio contenente benzina situato nella parte orientale del deposito, quella cioè situata nelle vicinanze di un corso d'acqua superficiale appena oltre il limite di proprietà (Figura 1).

Nel Rapporto di Sicurezza si ipotizza un scenario incidentale comportante una fuoriuscita continua di benzina dalla sommità del serbatoio, a seguito di sovrariempimento. Tale eventualità può essere dovuta ad errore operativo nell'allineamento della fase di riempimento, o nella predeterminazione del quantitativo da caricare, oppure nel mancato intervento del segnale di alto livello.

Considerando la portata di alimentazione durante le operazioni di riempimento e il tempo necessario agli

addetti per individuare la perdita ed intervenire, è stato stimato un volume di rilascio al suolo pari a 80m^3 . L'idrocarburo riversato all'interno del bacino di contenimento, forma una pozza di spessore variabile che tende ad infiltrarsi e a migrare nella zona insatura del terreno.

Nel caso si verifichi il raggiungimento della falda acquifera, l'inquinante viene trasportato, secondo la direzione del flusso, all'esterno del deposito. A seconda del tempo impiegato dall'inquinante ad attraversare gli strati del terreno ed a raggiungere un "bersaglio" naturale, è possibile stimare la maggiore o minore pericolosità dell'evento incidentale.

Nel nostro caso tale "bersaglio" è costituito da un corso d'acqua potenzialmente alimentato dalla falda, posto circa a 100 m ad Est del limitare del bacino di contenimento e dalla falda stessa in ragione del fatto di poterne alterare lo stato qualitativo oltre certe estensioni secondo quanto indicato nel metodo proposto dal GdL APAT/APAT/CNVVF in linea con i criteri indicati nell'allegato VI al D.Lgs 334/99.

Il serbatoio è posto all'interno di un deposito su di un terreno sovrastante una falda freatica la cui soggiacenza media è pari a $S = 2\text{m}$ dal piano campagna.

La composizione del terreno è la seguente:

- ghiaia e ciottoli in matrice sabbiosa per una distanza pari a 0.4m al p.c.,
- limi debolmente argillosi per uno spessore di 0.2 m
- limi e sabbie fini per uno spessore di 0.3m
- ghiaia e ciottoli in abbondante matrice sabbiosa per uno spessore di 0.6m
- ghiaia e ciottoli in matrice sabbiosa, debolmente limosa, fino al piano di falda (0.5m)

Sulla base di dati di letteratura (vd. Tab. A2.1) è possibile, in senso conservativo, attribuire un valore medio di conducibilità idraulica $k = 10^{-2} \text{ cm/s}$.

4.1 Applicazione IRA – valutazione speditiva

Stima del tempo di raggiungimento della falda

Mediante l'applicazione dell'equazione di Darcy semplificata per un gradiente unitario, si attribuisce alla velocità reale di percolamento il valore della permeabilità ($V = K$); si avrà quindi (v. equazione 4, allegato 2):

$$T = S/K = 2 \text{ m} / 0,0001 \text{ m/s} = 5,5 \text{ ore}$$

Stima della velocità di migrazione orizzontale

Dalla ricostruzione della superficie freatica (e quindi dal distanziamento delle linee isofreatiche), è possibile ricavare l'indicazione a riguardo del gradiente idraulico.

Le linee isofreatiche presenti in corrispondenza del serbatoio in esame hanno quote pari a 94.5m e 93.5m e sono distanti tra loro 185m. Il gradiente idraulico è quindi pari a:

$$i = \Delta h/L = (94.5 - 93.5) \text{ m} / 185 \text{ m} = 5.4 \cdot 10^{-3}$$

Considerando la natura litologica dell'acquifero omogenea al soprastante insaturo, applichiamo i seguenti valori alla equazione 5:

$$K = 10^{-2} \text{ cm/s ed } \eta = 0.25$$

È possibile ora calcolare la velocità di migrazione orizzontale dell'inquinante che risulta:

$$V = Ki/\eta = (0,0001 \text{ m/s} \cdot 5.4 \cdot 10^{-3}) / 0.25 = 2,16 \cdot 10^{-6} \text{ m/s} = 0.18 \text{ m/d}$$

Sulla base del metodo proposto dal GdL APAT/AARRPA/CNVVF, i tempi di arrivo verticale e le velocità di migrazione orizzontale così ottenuti indicano un livello di criticità per i bersagli pari a 3 e per la falda pari a II. Ipotizzando una categoria di pericolosità, anche se non ottenuta tramite l'applicazione dell'indice di propensione al rilascio, di tipo medio, la matrice di criticità proposta, sempre nello stesso metodo, indica una distanza di sicurezza, per un bersaglio di tipo C (Delta, Zone costiere o di mare Fiumi o canali), di 100 metri dalla sorgente inquinante e una situazione al di sotto dei livelli di criticità per la falda. Dal momento che il ricettore è posto proprio ad una distanza di 100 metri si evidenzia per tale tipologia di bersaglio, una situazione al limite tra la criticità e la non criticità.

4.2 Applicazione ARA - valutazione avanzata

Poiché IRA ha messo in evidenza una situazione al limite della criticità per i bersagli, si procede all'applicazione dell'approfondimento analitico tramite l'utilizzo del modello HSSM.

Descrizione dei parametri utilizzati nel modello HSSM

1 - Proprietà idrologiche e del terreno

In questo caso esemplificativo i dati inseriti nel modello sono presi dalla letteratura specifica e sono formulati partendo da ipotesi conservative. Per un corretto ed efficace utilizzo del modello si dovrà naturalmente fare riferimento a dati derivanti da indagini sito-specifiche, così garantendo una reale, maggiore affidabilità.

Per quel che riguarda le proprietà idrologiche, si considera il valore della viscosità dinamica pari a 1 cp, la densità pari a 1 g/cm³ e la tensione superficiale pari a 65 dyne/cm. La piovosità media nell'area di ubicazione del deposito risulta essere di circa 800 mm/anno, di conseguenza il valore della velocità di ricarica media dell'acquifero è assunto pari a 0.0022 m/g.

L'andamento della pressione nella frangia capillare è descritto tramite le equazioni di Brooks e Corey (1964) che mettono in relazione la pressione capillare, la distribuzione della dimensione dei pori e la saturazione residua del terreno.

Le proprietà del mezzo poroso sono le seguenti:

Conducibilità idraulica verticale (m/d)	8,64
Rapporto tra la conducibilità idraulica orizzontale e verticale	1
Porosità	0,25
Densità del materiale (g/cm ³)	1,8
Spessore dell'acquifero (m)	17
Soggiacenza della falda (m)	2
Spessore della frangia capillare (m)	0,01
Gradiente idraulico	0,0054
Dispersività longitudinale (m)	10
Dispersività trasversale (m)	1
Dispersività verticale(m)	0,1

Tabella 1 - Proprietà del terreno

La conducibilità idraulica verticale rappresenta il parametro più significativo e sensibile dell'intero modello. Essa è infatti estremamente variabile in natura (8 o 9 ordini di grandezza) ed una sua variazione comporta notevoli cambiamenti nei risultati finali, sia per quanto riguarda la semplice applicazione della formula di filtrazione che per l'applicazione modellistica.

Nel caso in esame, poiché il terreno è costituito prevalentemente da ghiaia in matrice sabbiosa grossolana (considerando quindi la matrice come prevalente nella determinazione dei moti di filtrazione), si è considerato un valore di $K = 10^{-2}$ cm/s (= 8,64 m/d).

Il rapporto tra la conducibilità idraulica orizzontale e verticale è unitario in quanto il mezzo poroso è per ipotesi omogeneo.

Il valore di porosità è inserito nel rispetto delle caratteristiche fisiche del terreno stesso, ovvero della densità del bulk.

In riferimento a dati presenti in letteratura, si assume un valore di densità del terreno pari a 1.8 g/cm³, scelto ipotizzando un valore medio del grado di costipazione degli strati del terreno.

La dispersività, che è la proprietà geometrica del terreno che determina il modo in cui un fluido attraversa gli interstizi, è scelta mantenendo un rapporto di 10:1 tra la dispersività longitudinale e trasversale, e di 100:1 tra la dispersività longitudinale e verticale.

2 - Proprietà dell'idrocarburo (NAPL) e di un suo componente chimico

L'idrocarburo preso in considerazione è la benzina, con le seguenti caratteristiche:

Densità del NAPL (g/cm ³)	0,75
Viscosità dinamica dell'NAPL (cp)	0,45
Solubilità dell'idrocarburo (mg/l)	125
Tensione superficiale di NAPL (dyne/cm)	26

Tabella 2 - Proprietà dell' idrocarburo

I parametri finora considerati, relativi al terreno ed all'idrocarburo, sono quelli necessari per la prima parte del modello HSSM-KO.

Per la simulazione dell'OILENS (lente oleosa formata dall'idrocarburo sul pelo libero della falda) la condizione da rispettare è che la densità dell'idrocarburo sia minore di quella dell'acqua.

I valori riportati in Tabella 1 sono desunti dalla letteratura, in particolare la solubilità e la tensione superficiale dell'NAPL sono dati E.P.A. variabili rispettivamente tra 50 e 200 mg/l, e fra 20 e 30 dyne/cm.

Il volume di idrocarburo riversato all'interno del bacino di contenimento del serbatoio è pari a 80 m³.

L'HSSM, relativamente al trasporto in falda dell'inquinante, permette di effettuare la previsione dell'andamento delle concentrazioni nel tempo per un singolo componente dell'idrocarburo.

Si è scelto di applicare la modellazione al benzene, utilizzando le sue caratteristiche come dati di input, secondo le indicazioni dell'EPA stessa.

3 - Parametri di controllo della simulazione e del modello

Lo scenario incidentale è simulato per bacini di contenimento privi di una pavimentazione regolare. Si assume pertanto che la pozza di inquinante non si distribuisca uniformemente nell'intero bacino ma in un'area più limitata, stimata pari ad 1/4 dell'intera area. Nel modello viene quindi inserito un raggio equivalente, che risulta pari a circa 29 m.

Tra gli output del modulo TSGPLUME di HSSM, molto significativo è l'andamento grafico delle concentrazioni di benzene nei punti ricettori posizionati a distanza pari a 100 m, 150 m, 200 m, 250 m e 300 m rispetto alla sorgente inquinante nella direzione del flusso di falda.

Stima del tempo di raggiungimento della falda

A seguito dell'applicazione modellistica utilizzando i dati di input precedenti, il primo modulo del modello HSSM (KOPT) ha calcolato un tempo $T = 7,9$ ore di arrivo in falda del fronte inquinante, a seguito del percolamento.

Stima della velocità di migrazione orizzontale

Il modulo TSGPLUME permette la ricostruzione dell'evoluzione dell'inquinamento dovuto al componente di interesse (nel nostro caso il Benzene), in corrispondenza di punti recettori arbitrari. In relazione alla velocità di trasporto in falda, il contaminante si sposta lungo la direzione di flusso fino a raggiungere i punti recettori (Figura 2 di pagina seguente). Focalizzando l'attenzione sul punto posto ad una distanza di 100 m (corso d'acqua adiacente il deposito), si può notare come la contaminazione aumenti rapidamente, per raggiungere il valore di picco, circa 1,8 anni dopo il momento del rilascio.

Poiché tale rilascio è limitato nel tempo, quindi non rialimentato in continuo, la contaminazione tenderà a diminuire progressivamente fino ad annullarsi dopo un certo numero di anni; si annulla entro 8 anni nel primo punto ricettore.

5. CONCLUSIONI

5.1 Commento ai risultati

Da un confronto tra i risultati ottenuti si nota come, nel caso in esame, l'applicazione del metodo speditivo (IRA) risulti leggermente più conservativa rispetto al metodo di analisi di rischio avanzato, relativamente al raggiungimento della falda da parte dell'inquinante. Infatti mentre con il metodo semplificato il tempo impiegato dall'inquinante a raggiungere la falda acquifera è pari a 5,5 ore, l'output del modulo KOPT del modello HSSM fornisce un valore pari a 7,9 ore.

Per quanto riguarda la possibilità di generare un danno rilevante alla sola falda, l'applicazione dell'IRA conservativo iniziale evidenzia un livello di rischio pari a II che, se confrontato con la categoria di probabilità di rilascio di tipo medio, indica una situazione non critica e pertanto non è necessario eseguire ulteriori approfondimenti. Sempre dall'IRA risulta che sulla base delle velocità orizzontali di propagazione, del tempo di arrivo verticale e della probabilità media di accadimento (anche se non calcolata con l'indice di propensione al rilascio), la distanza di sicurezza per il bersaglio di tipo C deve essere di 100 metri (vedasi a tale proposito le matrici di criticità per i bersagli riportate nella memoria presentata dal GdL APAT/APAT/CNVVF).

Più complessa è la valutazione degli esiti del trasporto in falda, in quanto l'applicazione dell'IRA fornisce l'informazione relativa al tempo impiegato da una particella d'acqua a raggiungere il recettore in condizioni di completa saturazione e non fornisce informazioni circa la gradualità con cui aumenta la concentrazione di inquinante nel recettore, al contrario del modello HSSM. In pratica con IRA si ottiene un'indicazione di massima del tempo medio di arrivo, come se la contaminazione investisse istantaneamente il corpo recettore.

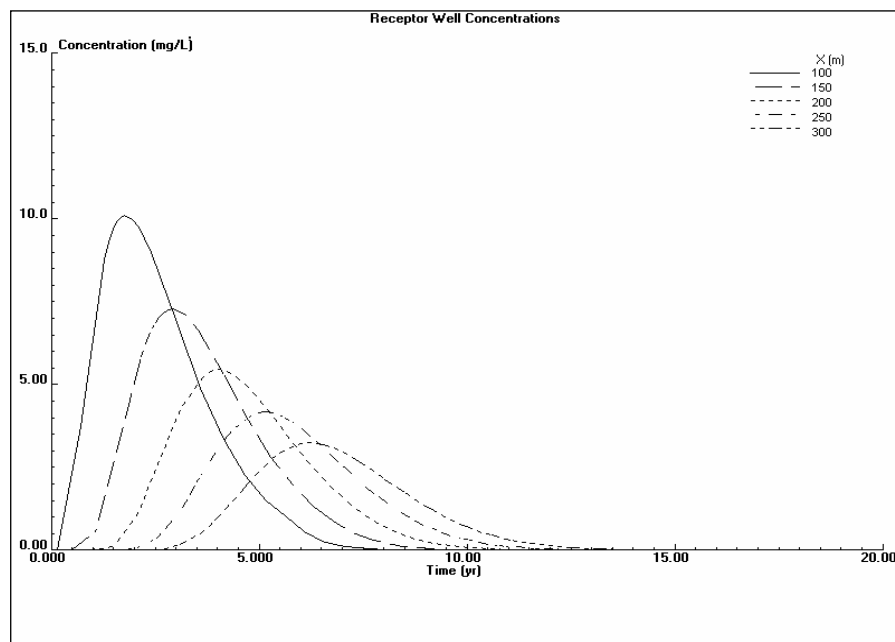


Figura 2 – Andamento dello stato di contaminazione da Benzene rispetto al tempo in corrispondenza dei punti recettori prescelti

Poichè il bersaglio si trova ad una distanza di 100 metri e quindi al limite di una situazione critica/non critica si ribadisce che è opportuno verificare con un modello più sofisticato il tempo effettivo impiegato dall'inquinante per raggiungere il bersaglio, fermo restando che le informazioni di input al modello (che nella fattispecie è l'HSSM) devono comunque garantire un elevato grado di affidabilità dei risultati.

Dal metodo speditivo risulta che il tempo di raggiungimento è di circa 1,5 anni. Dal grafico riportato in Fig. 2 si evince che la concentrazione dell'inquinante nel primo ricettore (il corso d'acqua posto a 100 m dal punto di rilascio) aumenta gradualmente per raggiungere i valori di picco dopo un periodo di tempo pari ad 1,8 anni e si dissolve dopo circa 8 anni.

In entrambi i casi il tempo di raggiungimento è elevato soprattutto in relazione alla possibilità di intervento ai fini della bonifica; tuttavia, dal presente confronto, si evidenzia l'opportunità di procedere alla caratterizzazione avanzata degli scenari incidentali prevedibili nei seguenti casi :

- in presenza di risorse ambientali di pregio e di situazioni di incertezza a seguito di valutazioni di tipo speditivo;
- in presenza di alti indici di propensione al rilascio degli impianti di stoccaggio oggetto di analisi.

5.2 Corollario

Durante le attività di sviluppo del presente caso studio si è potuto ulteriormente verificare come il parametro decisivo ai fini dell'accuratezza delle previsioni sia la permeabilità reale del sottosuolo. Si conferma pertanto che la caratterizzazione in casi incerti dovrebbe basarsi su dati non generici ed in particolare sul rilevamento diretto in sito della permeabilità reale dei terreni e del gradiente idraulico.

Infine una delle principali assunzioni per qualsiasi livello di approfondimento dell'analisi è quella riguardante il gradiente e la direzione di flusso della falda. Tali caratteristiche dell'acquifero possono essere estremamente variabili: la direzione di flusso può addirittura invertirsi a seconda delle stagioni, dell'andamento della piovosità, dei cicli di irrigazione nelle aree agricole circostanti, ecc.

È evidente che la mancata verifica di tali aspetti potrebbe invalidare a monte qualsiasi tipo di valutazione.

BIBLIOGRAFIA

- [1] Ricchiuti et alii, *Gli studi dell'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici in merito all'attuazione del D.M. 9/05/2001*, Pubblicazione del Ministero delle Infrastrutture sullo stato di attuazione del D.M. 9 maggio 2001, in stampa, 2004

- [2] Astorri et alii, *Sistemi di gestione della sicurezza, compatibilità territoriale ed ambientale in aziende a rischio di incidente rilevante*, Abstract, 8° Conferenza Nazionale delle Agenzie Ambientali - Genova 5/7 Luglio, 2004.
- [3] Bauman B. J., *Soils contaminated by motor fuels: Research activities and perspectives of the American Petroleum Institute, Petroleum Contaminated Soils, Volume 1*, P.T. Kostecki e E.J. Calabrese, Lewis Publishers, 1989.
- [4] Bouwer H., Rapid field measurement of air entry value and hydraulic conductivity of soil as significant parameter in flow system analysis, *Water Resources Research*, 1996.
- [5] Brooks R. H. e A. T. Corey, *Hydraulic Properties of Porous Media*, Colorado State University Hydrology Paper No. 3, Ft. Collins, Colorado, 1964.
- [6] Charbeneau R. J., Lien B. K., Provost J. B., Tauxe John D., Weaver J. W., Kerr R. S., *The Hydrocarbon Spill Screening Model (HSSM) Volume 1: User's Guide*, US EPA, EPA/600/R-94/039a
- [7] Charbeneau R. J., Lien B. K., Weaver J. W., Kerr R. S., *The Hydrocarbon Spill Screening Model (HSSM) Volume 2: Theoretical Background and Source Codes*, US EPA; EPA/600/R-94/039b, March 1995
- [8] Barone D., Ferrari C., Spadoni G., Stefanelli R., *Bacini di contenimento dei serbatoi fuori terra di oli minerali. L'impermeabilizzazione non sempre è necessaria* - 2002
- [9] Civita M., De Maio M. Sintacs, *Un sistema parametrico per la valutazione e la cartografia della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento* – Pitagora Editrice- 1997
- [10] Cucchi F., *La carta della vulnerabilità intrinseca SINTACS* – Notiziario ERSa Anno XIV n. 3-4 - 2001
- [11] Dall'Olio N., Di Dio G., Guermandi M., *Metodologia per una Carta della vulnerabilità degli acquiferi* - www.regione.emilia-romagna.it - 2000
- [12] Myers P.E., Mikkola C.A., Power B.F. *Secondary containment liners for tank farms: a new approach* – Hydrocarbons processing - 2000
- [13] Vitturi A., Zangheri P., *Cartografia relativa all'attitudine dei suoli allo spargimento dei liquami zootecnici (D.G.R.V. n. 615 del 21.02.96) - Carta della vulnerabilità intrinseca degli acquiferi all'inquinamento metodologia* – Provincia di Venezia
- [14] UNICHIM Manuale n. 196/1 – *Suoli e falde contaminati* – Analisi di rischio sito-specifica criteri e parametri - 2002
- [15] Dipartimento della Protezione Civile – Presidenza del Consiglio dei Ministri *Linee Guida per la pianificazione delle emergenze* – 18/01/1994
- [16] Decreto Ministeriale 25 ottobre 1999, n. 471, *Regolamento recante criteri, procedure e modalità per la messa in sicurezza, la bonifica e il ripristino ambientale dei siti inquinati, ai sensi del decreto legislativo 5 febbraio 1997, n. 22, e successive modifiche e integrazioni*
- [17] Decreto Ministeriale 20 ottobre 1998, *Criteri di analisi e valutazione dei rapporti di sicurezza relativi ai depositi di liquidi facilmente infiammabili e/o tossici.*
- [18] Decreto Ministeriale 9 maggio 2001, *Requisiti minimi di sicurezza in materia di pianificazione urbanistica e territoriale per le zone interessate da stabilimenti a rischio di incidente rilevante.*

----- ALLEGATO 1

Metodologia per la valutazione delle conseguenze ambientali di incidente rilevante

In analogia con i criteri di valutazione del rischio d'incendio, esplosione e rilascio tossico, e in accordo ai criteri comuni e generali del DLgs 334/99 del D.M. 09/05/2001, il Gruppo di Lavoro APAT-/AARRPA/CNVVF ha sviluppato e proposto una metodologia per la valutazione delle conseguenze ambientali d'incidente rilevante, a supporto delle decisioni, per la compatibilità territoriale, basata su matrici probabilità/conseguenze.

L'analisi è finalizzata al rilevamento di situazioni potenzialmente critiche ed alla conseguente predisposizione di misure di prevenzione o di limitazione delle conseguenze sull'ambiente circostante, in primo luogo i corpi idrici sotterranei e superficiali.

Secondo tale metodologia la valutazione del grado di rischio per l'ambiente comporta una fase di individuazione dell'effettiva possibilità di rilascio di sostanze contaminanti da parte degli impianti e delle apparecchiature presenti nel sito, mediante l'introduzione dell'indice di propensione al rilascio.

I criteri e le modalità di calcolo di tale indice sono strettamente collegati al metodo indicizzato introdotto dal Decreto Ministeriale 20 ottobre 1998 (App. II) e sono stati elaborati prendendo in considerazione i fattori collegati ai rischi ambientali così come sintetizzato nella tabella seguente:

			Fattori
Indice di propensione al rilascio	Penalità	Pericolosità sostanze	Ecotossicità (fattore sostanza da frasi di rischio)
			Persistenza
			Mobilità
			Quantità rilasciata
		Pericolosità impianto	Rischi di processo
			Rischi particolari di processo
	Compensazioni		Rischi connessi al layout
			Contenimento
			Controllo del processo
			Atteggiamento nei riguardi della prevenzione ambientale
			Atteggiamento nei riguardi della protezione ambientale
			Isolamento ed eliminazione delle sostanze
			Assistenza in emergenza

Tabella A1.1 Fattori di penalità e compensazione da considerare per l'attribuzione dell'indice di propensione al rilascio (proposta del GdL APAT/AARRPA/CNVVF)

Riprendendo la trattazione proposta dal Decreto, la categoria dell'unità a riguardo, in questo caso, della propensione al rilascio di sostanze ecotossiche risulta: Molto bassa, Bassa, Media, Alta.

Secondo quanto proposto nello stesso metodo la valutazione delle conseguenze del rilascio di sostanze pericolose come precedentemente definite, è effettuata attraverso due livelli di analisi a crescente livello di approfondimento:

Livello I: valutazione speditiva (Initial Risk Assessment - IRA) mediante adozione di un modello semplificato di migrazione dell'inquinante basato sulle equazioni di filtrazione nei terreni (Legge di Darcy), utilizzando una quantità limitata di parametri litologici del sito e assumendo cautelativamente che, durante il trasporto della sostanza inquinante, non intervengano fattori attenuanti che ne riducano la concentrazione;

Livello II: nel caso la valutazione iniziale IRA evidenzi situazioni critiche, si effettua la valutazione avanzata (Advanced Risk Assessment - ARA) mediante utilizzo di modelli di simulazione per il flusso e trasporto dell'inquinante nell'ambiente, basata su dati idrogeologici sito specifici e sulle caratteristiche della sostanza pericolosa, sottolineando che questa seconda fase deve essere preceduta da una raccolta di informazioni sito-specifiche che, per quantità e qualità, deve garantire l'affidabilità dei risultati del modello di simulazione.

Per la definizione del bersaglio sensibile dal punto di vista ambientale si farà riferimento a quanto indicato nel DLgs 334/99, All.VI, e nel Decreto Ministeriale 9 maggio 2001 "Requisiti minimi di sicurezza in materia di pianificazione urbanistica e territoriale per le zone interessate da stabilimenti a rischio di incidente rilevante" nel quale, al punto 6.1.2. dell'Allegato 1, che, nel metodo proposto dal GdL APAT-/AARRPA/CNVVF, sono stati così suddivisi:

Tab. A1.2 Categorie ambientali proposte nel metodo GdL APAT/AARRPA/CNVVF

Categoria	Risorsa ambientale
A	Beni Paesaggistici e ambientali, aree naturali protette, parchi, riserve ecc.
B	Laghi, stagni, punti di captazione (pozzi e sorgenti), Zone ricarica falda,
C	Delta, Zone costiere o di mare Fiumi o canali

La valutazione della vulnerabilità dovrà tenere conto del danno specifico che può essere arrecato all'elemento ambientale, della rilevanza sociale ed ambientale della risorsa considerata, della possibilità di mettere in atto interventi di ripristino, successivamente ad un eventuale rilascio.

Il metodo suddetto propone infatti, a seconda delle categorie di velocità di flusso orizzontale e verticale dell'inquinante, rilevate sul sito, la definizione di due indici di propensione alla propagazione, o livelli di rischio, distinti, rispettivamente, per i bersagli (come sopra) e per la falda (in ottemperanza con quanto indicato nell'All VI al D.Lgs 334/99).

ALLEGATO 2

IRA – INITIAL RISK ASSESSMENT - Metodo di calcolo.

Per determinare la velocità di flusso verticale ed orizzontale di un acquifero si utilizza la ben nota legge di Darcy :

$$V = K i \quad (1)$$

dove

V = velocità di filtrazione dell'acqua in un mezzo saturo = [m/s]

K = coefficiente di permeabilità o conducibilità idraulica = [m/s]

i = gradiente idraulico = dh/dl (o anche $\Delta h/L$ – valor medio)

Poiché la sezione di passaggio dell'acqua è quella non occupata dai grani di terreno, si dovrà considerare la porosità del terreno stesso ($\eta = V_v/V$, dove V_v = volume dei vuoti e V = volume totale considerato) per calcolare il valore della velocità di filtrazione effettiva dell'inquinante, che è quindi maggiore della velocità apparente di cui all'eq. (1). Risulta:

$$V_{eff} = V_{app}/\eta \quad (2)$$

A seconda della composizione del terreno, i relativi strati saranno caratterizzati da diversi valori di K ed η , come riportato in tabella:

Tipo di terreno	Conducibilità idraulica (cm/s)	Grado di permeabilità	Porosità (%)
Ghiaia	>1	elevata	25÷40
Sabbia	$1 \div 10^{-2}$	buona	25÷40
Sabbia fine	$10^{-3} \div 10^{-4}$	discreta	30÷50
Limo	$10^{-5} \div 10^{-7}$	scarsa	35÷50
Argilla	$<10^{-7}$	nulla	40÷70

Tabella A2.1 - Valori di K ed η per differenti strati di terreno

Per individuare il livello di rischio di contaminazione della falda e del bersaglio naturale, è necessario calcolare il tempo di arrivo verticale e la velocità della successiva migrazione orizzontale relativi all'inquinante. Di seguito si esplicitano i passaggi di tale calcolo.

Tempo di arrivo verticale

Tale parametro è funzione della soggiacenza (S) della falda e della velocità d'infiltrazione nella zona insatura del terreno, ovvero della permeabilità (K).

Si definisce:

$$T = S/V \quad (3)$$

dove

T = tempo di arrivo dell'inquinante in falda [h]

S = soggiacenza [m]

V = velocità di migrazione verticale [m/s]

Considerando in via semplificata la (1) con l'ipotesi di gradiente unitario ($i = 1$), risulta $V=K$.

Si avrà quindi:

$$T = S/K \quad (4)$$

Velocità di migrazione orizzontale

A seguito dell'eventuale raggiungimento della prima falda acquifera (falda freatica) da parte dell'inquinante, occorre procedere al calcolo della velocità di migrazione dell'inquinante stesso trasportato dal flusso naturale dell'acquifero, con prevalente componente orizzontale.

La velocità di migrazione orizzontale è funzione della conducibilità idraulica (K), del gradiente idraulico (i) della falda e della porosità efficace (η). Considerando nuovamente una forma semplificata della legge di Darcy (1) si ha:

$$V = K \Delta h/L / \eta \quad (5)$$

dove Δh è la differenza di quota piezometrica tra due punti $P1$ e $P2$, L è la loro distanza, mentre per i valori di η occorre fare riferimento alla precedente Tabella 3.

ALLEGATO 3

ARA – ADVANCED RISK ASSESSMENT - Metodo di calcolo

Per valutare la contaminazione della falda, è necessario conoscere la dimensione della lente di NAPL e la massa degli inquinanti all'interno della falda.

In sintesi il modello HSSM è composto da tre moduli differenti (Figura A3.1):

- KOPT (Kinetic Oily Pollutant Transport) simula il trasporto dell'inquinante dal suolo alla superficie della falda;
- OILENS simula la formazione e l'evoluzione della lente oleosa sulla superficie della falda;
- TSGPLUME (Transient Source Gaussian Plume), simula il trasporto e la dispersione del contaminante come miscela (ad es. benzina) e di uno dei componenti della miscela stessa (ad es. benzene) nell'acquifero.

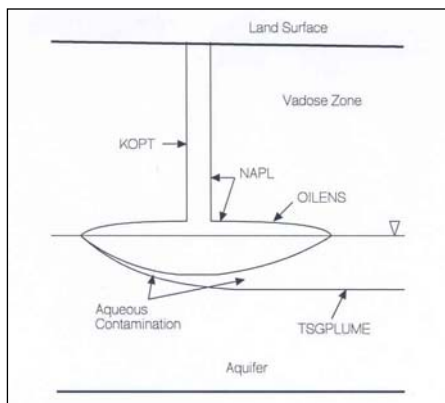


Figura A3.1 - Simulazione del trasporto di inquinante nei diversi moduli di HSSM

Le principali ipotesi di lavoro assunte nel modello sono:

- il rilascio di NAPL avviene in quantità tale da formare una fase fluida distinta dall'acqua;
- il flusso è monodimensionale con direzione verticale: la diffusione capillare è trascurata;
- il terreno è omogeneo;
- il rilascio di NAPL ha forma circolare;
- l'umidità del terreno è uniforme con la profondità;
- le proprietà fisiche dell'NAPL rimangono invariate;
- lo spargimento dell'NAPL sulla superficie della falda è puramente radiale;
- lo spessore della lente oleosa è determinato dalla sola spinta idrostatica.

I primi due moduli del modello HSSM interessano il flusso ed il percolamento dell'LNAPL nella zona insatura del terreno. Tali moduli sono combinati in un unico codice nel computer (HSSM-KO) che fornisce una condizione iniziale, variabile nel tempo, per il terzo modulo del modello.

I moduli KOPT ed OILENS seguono il comportamento dell'inquinante attraverso gli strati di terreno sovrastanti la falda acquifera e forniscono informazioni circa il tempo impiegato dall'inquinante a raggiungere il pelo libero della falda, la velocità di attraversamento degli strati di terreno ed il tempo necessario affinché la pozza di inquinante riversatosi sul terreno si esaurisca (il battente liquido arrivi a zero). Si ipotizza l'omogeneità del sottosuolo; in realtà durante il percolamento il percorso seguito dall'inquinante potrebbe subire delle variazioni a causa dell'eterogeneità dei diversi strati attraversati.

Una volta che l'idrocarburo raggiunge la tavola d'acqua, esso tende a spandersi radialmente sulla superficie della falda, formando una lente. La dissoluzione della lente di LNAPL, influenzata dall'andamento del flusso di falda e dal contatto con l'acqua piovana di ricarica della falda stessa, determina la contaminazione dell'acquifero. Si utilizza quindi la terza parte del modello denominata Transient Source Gaussian Plume (TSGPLUME) ed implementata nel computer con il codice HSSM-T per definire le caratteristiche del trasporto dell'inquinante in falda. Considerando come condizione iniziale il flusso di massa del modello OILENS, variabile nel tempo, gli output del TSGPLUME sono la portata e le concentrazioni di inquinante in punti recettori posti a distanza nota dal punto di rilascio dell'inquinante stesso.

I parametri utilizzati nel modello HSSM per l'intero percorso di modellazione possono essere suddivisi in tre categorie principali: proprietà idrologiche e del terreno; proprietà dell'idrocarburo e di un suo componente chimico; parametri di controllo della simulazione e del modello.

Tali parametri vengono richiamati nell'esposizione del caso studio.