



Discarica per rifiuti non pericolosi di Finale Emilia

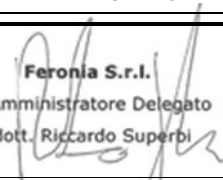



Valutazione di Impatto Ambientale

L.R. 9/99 come integrata ai sensi del D. Lgs. 152/06 e s.m.i.

STUDIO DI IMPATTO AMBIENTALE
Ottimizzazione dell'area tecnologica esistente
con adeguamento della capacità volumetrica

ELABORATO 9.1

Analisi di Rischio di secondo livello (Tier II) per la Salute Umana e per l'Ambiente

| | | | |
|-------------|---|---|------------|
| Approvato | R. Superbi |  Feronia S.r.l. L'Amministratore Delegato dott. Riccardo Superbi | |
| Controllato | C. Faraone |  | |
| Redatto | P. Zoppellari Zoppellari & Associati |   | |
| Rev. | 00 | Data | 29/10/2015 |
| Cod. Doc | | Pagine | 1 di 48 |

zoppellari & associati
società di ingegneria

Via V. Ruffini 37 - 48121 Ravenna
Tel. 0544 402872 - Fax 0544 281136
www.zeiassociati.it - info@zeiassociati.it

| | |
|--|-----------|
| 1. INTRODUZIONE | 4 |
| 1.1. PREMESSA | 4 |
| 1.2. PROCEDURA DI HUMAN HEALTH RISK ASSESSMENT | 6 |
| 1.3. RBCA: STANDARD ASTM E17935-95 E ASTM PS 104-98..... | 7 |
| 2. ANALISI DI RISCHIO RBCA TIER II | 11 |
| 2.1. DEFINIZIONE DEL MODELLO CONCETTUALE DEL SITO | 11 |
| 2.1.1. <i>Inquadramento Territoriale</i> | 13 |
| 2.2. CARATTERIZZAZIONE DELLA SORGENTE | 14 |
| 2.3. IDENTIFICAZIONE E CARATTERIZZAZIONE DEI POTENZIALI CHEMICAL OF CONCERNS (COCS)..... | 15 |
| 2.4. CARATTERIZZAZIONE DEI MEDIA AMBIENTALI | 21 |
| 2.4.1. <i>Parametri per la zona satura</i> | 22 |
| 2.5. INDIVIDUAZIONE DEI POTENZIALI RICETTORI..... | 23 |
| 2.5.1. <i>Punto di conformità</i> | 23 |
| 2.5.2. <i>Percorsi di esposizione</i> | 24 |
| 2.5.3. <i>Caratterizzazione dei potenziali ricettori</i> | 26 |
| 2.5.4. <i>Modellistica di Fate and Transport – Stima dei fattori di trasporto</i> | 27 |
| 2.6. VALUTAZIONE DELL'ESPOSIZIONE..... | 28 |
| 2.6.1. <i>Calcolo della portata effettiva di esposizione</i> | 28 |
| 2.6.2. <i>Valutazione Dose-Risposta</i> | 31 |
| 3. CARATTERIZZAZIONE DEL RISCHIO..... | 33 |
| 3.1. RISCHIO PER LA SALUTE UMANA | 33 |
| 3.1.1. <i>Rischio Cancerogeno</i> | 34 |
| 3.1.2. <i>Rischio Tossico</i> | 35 |
| 3.1.3. <i>Risultati Analisi Rischio Cancerogeno e Pericolo Tossico</i> | 35 |
| 3.1.4. <i>Criteri di calcolo del rischio per più vie di esposizione</i> | 39 |
| 3.1.5. <i>Criteri di accettabilità</i> | 41 |
| 3.2. RISCHIO PER L'AMBIENTE: COMPONENTE AMBIENTALE ACQUIFERO..... | 41 |

| | |
|------------------------------|-----------|
| 4. CONCLUSIONI | 44 |
| 5. BIBLIOGRAFIA | 45 |

1. INTRODUZIONE

1.1. PREMESSA

Il presente rapporto tecnico riguarda l'Analisi di Rischio per la Salute Umana e per l'Ambiente (EHHRA - Environmental and Human Health Risk Assessment) di secondo livello (Tier II), per il sito dell'esistente discarica per rifiuti non pericolosi di Finale Emilia (MO), ubicata in Via Canaletto Quattrina.

L'obiettivo dell'analisi di rischio è quello di verificare l'accettabilità del rischio sanitario ed ambientale per i recettori che potrebbero essere potenzialmente esposti alle concentrazioni di inquinanti presenti nella falda acquifera.

Nel corso dei periodici monitoraggi svolti dal gestore della discarica mediante i piezometri della rete di controllo sono infatti emerse concentrazioni significative, e talvolta superiori alle Concentrazioni Soglia di Contaminazione di cui all'Allegato 5 al Titolo Quinto della Parte Quarta del D.Lgs. n. 152/06 e s.m.i., per alcune sostanze, ed in particolare per alcuni metalli pesanti, senza tuttavia che vi siano evidenze che tali concentrazioni siano da ricondurre alla discarica.

In particolare oggetto della presente analisi è il primo acquifero confinato che si rinviene indicativamente tra gli 8 m ed i 45 m di profondità, costituito prevalentemente da sabbie, sede della falda potenzialmente sfruttata da pozzi per l'emungimento di acqua.

Tale falda viene monitorata mediante piezometri spinti fino alla profondità di circa 15-17 m, indicati come *profondi* per differenziarli da quelli più superficiali (indicati con la sigla "bis"), profondi circa 5 - 7 m e finalizzati a monitorare il sistema di saturazione superficiale (con comportamento di acquitardo) costituito da orizzonti argillosi, argillo-torbosi e limo-argillosi.

Dal novembre 2014, in seguito a quanto previsto dalla Determinazione della Provincia di Modena n. 87 del 30/09/2014, la rete di monitoraggio delle acque sotterranee è stata integrata con piezometri di controllo delle aree esterne, indicati come piezometri Nord, Est, Sud e Ovest, ubicati a distanza significativa dall'impianto di discarica di Finale Emilia e pertanto utili, ai fini del presente studio, per la determinazione di caratteristiche di fondo dell'area.

L'impianto di discarica per rifiuti non pericolosi di Finale Emilia, ubicato in via Canaletto Via Rovere, rappresenta uno degli impianti di smaltimento consolidati nel tessuto territoriale e sociale della Provincia di Modena.

Localizzato nella parte settentrionale del territorio comunale, si è sviluppato nel tempo secondo le esigenze e le condizioni gestionali approvate dall'Amministrazione della Provincia di Modena per la programmazione e gestione integrata dei rifiuti, con successivi interventi di approntamento ed autorizzazione all'esercizio.

Sull'area tecnologica in esame sono presenti due distinti corpi di discarica, entrambi classici esempi di "discarica di pianura" (con struttura fondale individuata a piano campagna ed invaso gestito in rilevato), il primo esaurito nel dicembre 2000 (d'ora in poi denominato discarica esaurita) e coperto con modalità definitive, il secondo attivato ai conferimenti nel gennaio 2012 (d'ora in poi discarica in gestione operativa).

L'analisi di rischio di secondo livello - TIER II viene redatta facendo riferimento ai seguenti standard internazionali:

- D.Lgs 152/2006 e successive modifiche (Parte IV)

- ASTM E1739-95 “*Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites*”, comunemente noto come RBCA (Rebecca) ed ampiamente utilizzato nell'ambito dei siti contaminati di origine industriale con contaminazioni da idrocarburi.
- ASTM PS-104-98 “*Standard Provisional Guide for Risk-Based Corrective Action*”
- ISPRA Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio alle discariche rev. 0 Giugno 2005 (ISPRA 2005)
- ISPRA Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati Revisione Marzo 2008 (ISPRA 2008)
- ISPRA Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati Revisione 2 Marzo 2008 (ISPRA 2008)
- Banca dati ISS;
- IRIS (Integrated Risk Information System);
- HEAST (Health Effects Assessment Summary Tables);
- IUS EPA 1999. IRIS (Integrated Risk Information System) database;
- US EPA 1997. HEAST (Health Effects Assessment Summary Tables);
- OMS 1993. Drinking Water Quality Guidelines;
- Total Petroleum Hydrocarbons Criteria Working Group, 1996;
- NCEA (National Center for Environmental Assessment), US EPA;
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 1999;
- McClure, 1966. Evaluation of a Component-Based Relative Potency Approach to Cancer Risk Assessment for Exposure to PAHs. Poster Presented at the Annual Meeting of the Society of Toxicology, Anaheim, California, March 11, 1996;
- US EPA 1997. TRI (Toxics Release Inventory);
- Californian EPA Office of Environmental Health Hazard Assessment;
- Criteria for Carcinogens 11, 1994;
- Risk Assessment Program – Superfund.

La procedura di Analisi di Rischio per la Salute Umana e per l'Ambiente (EHHRA) descritta nel documento procede nella quantificazione del rischio cancerogeno (Cancer Risk) e del pericolo tossico (Hazard Quotient) determinato dai potenziali rilasci di percolato dal corpo di discarica.

Si tratta di una analisi di tipo multi-percorso di esposizione (ingestione, inalazione e contatto dermale) e multi-contaminante per diversi recettori umani che si trovano o si troveranno ad essere esposti nell'area limitrofa al comparto della discarica in esame.

La quantificazione del rischio secondo la metodologia RBCA viene condotta utilizzando il Software RBCA ToolKit Chemical Releases (Licenza GECOSistema srl) sviluppato e commercializzato da Grounwater Service Inc.

Il software RBCA ToolKit Chemical Releases è indicato come uno dei software di riferimento per l'analisi di rischio di secondo livello dalle linee guida ISPRA citate in precedenza.

La valutazione del rischio ambientale viene condotta a valle degli studi di fate & transport degli inquinanti nei media ambientali falda attraverso il confronto delle concentrazioni attese dei COCs e i relativi standard di qualità vigenti.

1.2. PROCEDURA DI HUMAN HEALTH RISK ASSESSMENT

Per analisi del rischio, *Risk Assessment*, in generale si intende il processo di determinazione della magnitudo e della probabilità di accadimento degli effetti negativi in seguito ad esposizione ad attività antropiche od ad eventi naturali.

Nell'ambito specifico della valutazione del rischio per l'ambiente e la salute umana (Environmental and Human Health Risk Assessment EHHRA), denominato anche come rischio sanitario, il rischio è definito come la frequenza attesa del manifestarsi di eventi indesiderati che determinano danni agli ecosistemi ed alla salute umana risultati dall'esposizione a determinate dosi di agenti chimici, ovvero il rischio è funzione della quantità di sostanza chimica in contatto con l'individuo esposto.

L'obiettivo della procedura è la stima della probabilità che un evento avverso di data magnitudo si manifesti sull'uomo, sugli ecosistemi e sull'ambiente ad un fissato livello d'esposizione di una sostanza chimica.

L'applicazione della procedura di valutazione del rischio per l'ambiente e per la salute umana (EHHRA Environmental and Human Health Risk Assessment) all'interno dei processi di *decision-making* è stata formalizzata per la prima volta negli Stati Uniti attraverso la pubblicazione da parte del *National Academy of Science* del documento *Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process (NRC, 1983)*.

In questo rapporto il NRC definisce una metodologia (*Risk Assessment Paradigm*) strutturata in quattro step ai fini di valutare quantitativamente i rischi cancerogeni ed i pericoli tossici per le popolazioni imputabili ai rilasci (sorgenti antropiche e naturali) e alla presenza di composti chimici cancerogeni e tossici nell'ambiente.

Hazard Assessment

La prima fase della procedura ha i seguenti obiettivi:

- identificazione dei contaminati che potenzialmente possono determinare pericoli per la salute umana, definiti come *Chemicals of Concerns (COCs)*,
- quantificazione delle concentrazioni dei COCs presenti nelle diverse matrici ambientali,
- descrizione delle forme specifiche di tossicità (neurotossicità, cancerogenicità) dei composti,
- valutazione delle condizioni sotto cui tali forme possono manifestarsi nelle popolazioni esposte.

Le principali informazioni necessarie in questa fase sono reperibili da banche dati, da monitoraggi ed analisi in sito, e da studi epidemiologici e tossicologici.

Exposure Assessment

Riguarda la valutazione quantitativa dell'esposizione (dose) umana alle sostanze tossiche o cancerogene presenti nell'ambiente. La dose è funzione di una serie di fattori che riguardano l'età, lo stile di vita, attività, la durata, i percorsi di esposizione, e le caratteristiche delle popolazioni esposte.

Dose-Response Assessment

Analizza ed interpreta le informazioni disponibili sulle potenzialità dei composti chimici di causare effetti negativi sulle popolazioni esposte, valutando la relazione esistente tra la probabilità di avere effetti negativi e i livelli di esposizione quantificati. Gli effetti negativi sulla salute sono distinti in effetti cancerogeni e tossici.

Si tratta di studiare approfonditamente le condizioni sotto cui le proprietà tossiche di un composto potrebbero manifestarsi negli organismi, con particolare enfasi alla determinazione della relazione quantitativa tra la dose e la risposta tossica. Lo sviluppo di tale relazione coinvolge l'utilizzo di modelli matematici necessari per l'estrapolazione dei dati tossicologici condotti su animali da laboratorio.

Risk characterization

É la fase in cui sono integrate e analizzate tutte le informazioni degli step precedenti. I dati che caratterizzano i pericoli sono integrati con le quantificazioni delle esposizioni e le analisi sulle relazioni esistenti tra dose e probabilità di avere effetti negativi, si ottengono stime quantitative del rischio cancerogeno e del pericolo tossico per le popolazioni esposte. Ai fini di trasferire i risultati delle valutazioni del rischio nelle fasi di gestione e decisionali, è necessario includere anche una completa descrizione e discussione delle ipotesi assunte e delle incertezze degli output.

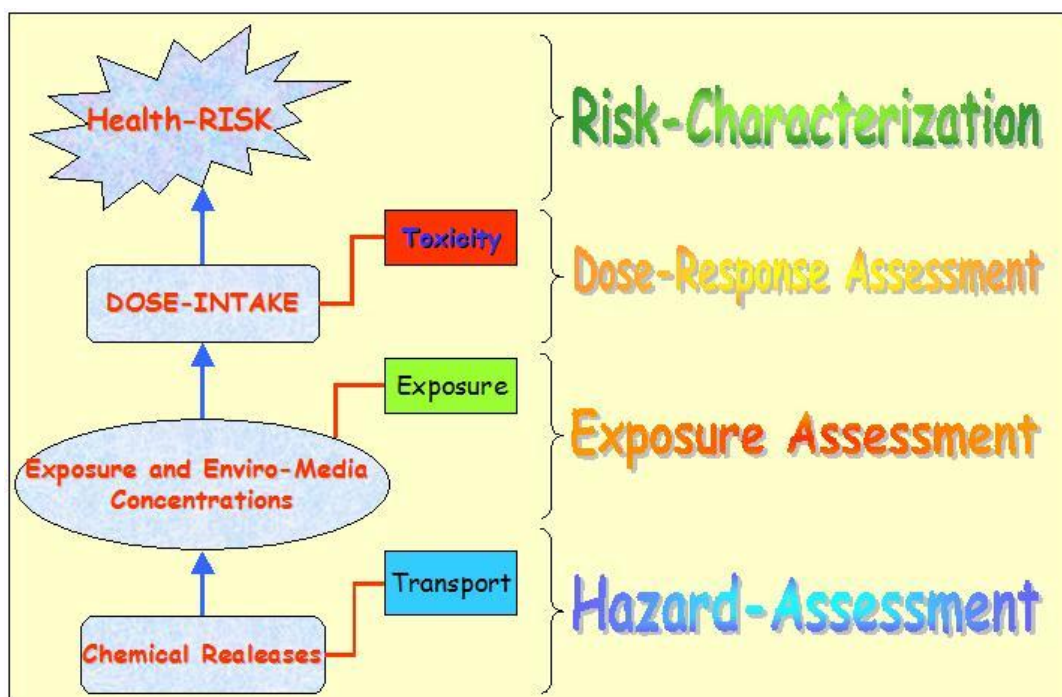


Figura 1 - Risk Assessment Paradigm

1.3. RBCA: STANDARD ASTM E17935-95 E ASTM PS 104-98

Tra le diverse procedure di Risk Assessment sviluppate specificatamente per i siti contaminati e per le discariche, nel presente studio si fa riferimento alla nota procedura RBCA (Rebecca) ormai accettata come standard internazionale.

Lo standard E1739-95 “ *Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites*” definito nel 1995 dalla American Society of Testing Materials (ASTM) delinea una nuova filosofia per il Risk Assessment.

La Risk-Based Corrective Action (RBCA o Rebecca, come è amichevolmente indicata dagli americani) è un processo di valutazione del rischio potenziale, presente e futuro, per l'uomo e l'ambiente dovuto a siti contaminati.

La definizione formale di RBCA data dall'EPA è la seguente:

“A streamlined approach in which exposure and risk assessment practices are integrated with traditional components of the corrective action process to ensure that appropriate and cost-effective remedies are selected, and that limited resources are properly allocated”.

Gli obiettivi di una RBCA sono:

1. Proteggere la salute umana e l'ambiente
2. consentire una applicazione pratica e economicamente attuabile circa i processi di risk-based decision-making
3. garantire processi amministrativi difendibili dal punto di vista tecnico

L'articolazione in fasi rappresenta lo sviluppo della procedura attraverso il percorso logico che va dalle indagini per la valutazione del sito alle scelte di gestione del rischio.

Tale percorso può essere suddiviso nelle seguenti fasi:

- definizione del modello concettuale del sito
- quantificazione della possibile percolazione in falda di inquinanti mediante tecniche di bilancio idrologico
- determinazione delle concentrazioni nel punto di esposizione:
- modellazione della percolazione attraverso la zona insatura
- modellazione della dispersione in falda del contaminante
- stima dell'esposizione e del rischio sui recettori.

L'analisi di rischio può essere approfondita a vari livelli, secondo un approccio graduale di valutazione: in particolare, lo Standard ASTM PS 104 (ASTM, 1998), che ha perfezionato il precedente ASTM E 1739, prevede una procedura, definita con l'acronimo RBCA (Risk-Based Corrective Action), articolata in tre livelli di analisi di rischio.

Il **primo livello** consiste essenzialmente nel confrontare la contaminazione del sito con dei valori di screening (Risk Based Screening Levels **RBSL**) riportati stimati sotto ipotesi conservative. È fondamentalmente finalizzato a determinare eventuali urgenze di intervento, ed in particolare di messa in sicurezza provvisoria, e si concretizza in una raccolta dei valori di concentrazione già esistenti sul sito, messi a confronto con i valori di concentrazione limite, individuati in maniera conservativa come quei valori che non danno luogo a rischi per la salute umana e per l'ambiente. Sulla base di questa impostazione sono stati determinati i Risk-Based Screening Levels (RBSLs) dall'ASTM ed i Soil Screening Levels (SSLs) dall'USEPA; un approccio di questo tipo è stato sviluppato anche in Italia dall'A.N.P.A. (Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente, poi A.P.A.T. e ora I.S.P.R.A.), che ha definito i così detti LAG (Limiti di Accettabilità Generici). I LAG sono derivati nell'ottica di una validità a scala nazionale, in relazione ai diversi usi del territorio, al comportamento ambientale e tossicologico delle sostanze, alle vie di esposizione più critiche secondo i principi dell'analisi di rischio. Nel caso non si rilevi alcun superamento delle concentrazioni limite previste, si può procedere ad un eventuale monitoraggio, ma non sono richieste specifiche azioni di risanamento. Per contro, nell'eventualità che alcuni valori di

riferimento siano superati, il sito viene definito "inquinato" e si determina l'obbligo di intervento con un approfondimento della procedura di valutazione del rischio.

In questo livello si ipotizza che il punto di esposizione (Point of Exposure POE) sia localizzato in corrispondenza della sorgente di contaminazione.

Il **secondo livello** consiste in un'analisi di rischio con codici analitici semplificati, in cui i dati di input sono in parte ricavati da indagini specifiche condotte sul sito, mentre per i parametri non noti si ricorre a dati validati ed aggiornati da banche dati presenti in letteratura, massimizzando la conservatività dei valori in gioco, in modo da sbilanciare, sempre in favore della tutela dell'ambiente e della salute umana, qualsiasi elaborazione di calcolo. Oltre all'impiego di dati site-specific, il livello 2 di analisi di rischio prevede di localizzare il punto di esposizione (o punto di conformità) al di fuori della sorgente di inquinamento e non immediatamente al di sopra di essa, come invece previsto nel livello 1.

Le concentrazioni limite derivanti da un'analisi di rischio di secondo livello (Site Specific Target Levels **SSTL**) saranno evidentemente meno conservative e più vicine alla realtà, grazie all'impiego di dati propri dello scenario di rischio in esame.

Nella analisi di rischio di secondo livello si ipotizza che il POE sia localizzato in corrispondenza dell'effettivo o potenziale punto in cui il recettore umano può entrare in contatto con le sostanze contaminate.

Il **terzo livello** rappresenta uno stadio più approfondito di analisi di rischio, in cui vengono utilizzati codici di calcolo più sofisticati (per lo più modelli numerici e probabilistici), la cui applicabilità è consentita grazie alla disponibilità di dati chimici, fisici e biologici specifici del sito e sufficienti ad una completa caratterizzazione sperimentale del sistema.

Oltre a definire il rischio conseguente alla presenza di una sorgente di rilascio, nel secondo e terzo livello possono essere definiti i limiti di accettabilità, ossia la concentrazione massima tollerabile di ciascun contaminante presente nella sorgente, affinché non venga superato il valore di rischio ritenuto accettabile. In questo caso detti limiti di accettabilità, definiti all'interno della procedura RBCA "Site-Specific Target Levels" (SSTLs), a differenza dei limiti di accettabilità definiti nel primo livello (es. RBSLs), sono specifici del sito in quanto sono calcolati sulla base dei parametri propri dello scenario di inquinamento in esame. Trattasi in definitiva dei valori di concentrazione che definiscono gli obiettivi di bonifica di un sito contaminato. È chiaro che ulteriori approfondimenti non possono essere esclusi e conseguono ad un progressivo miglioramento della caratterizzazione sperimentale del sito, che può consentire una valutazione del rischio in termini sempre meno conservativi e maggiormente vicini alla realtà.

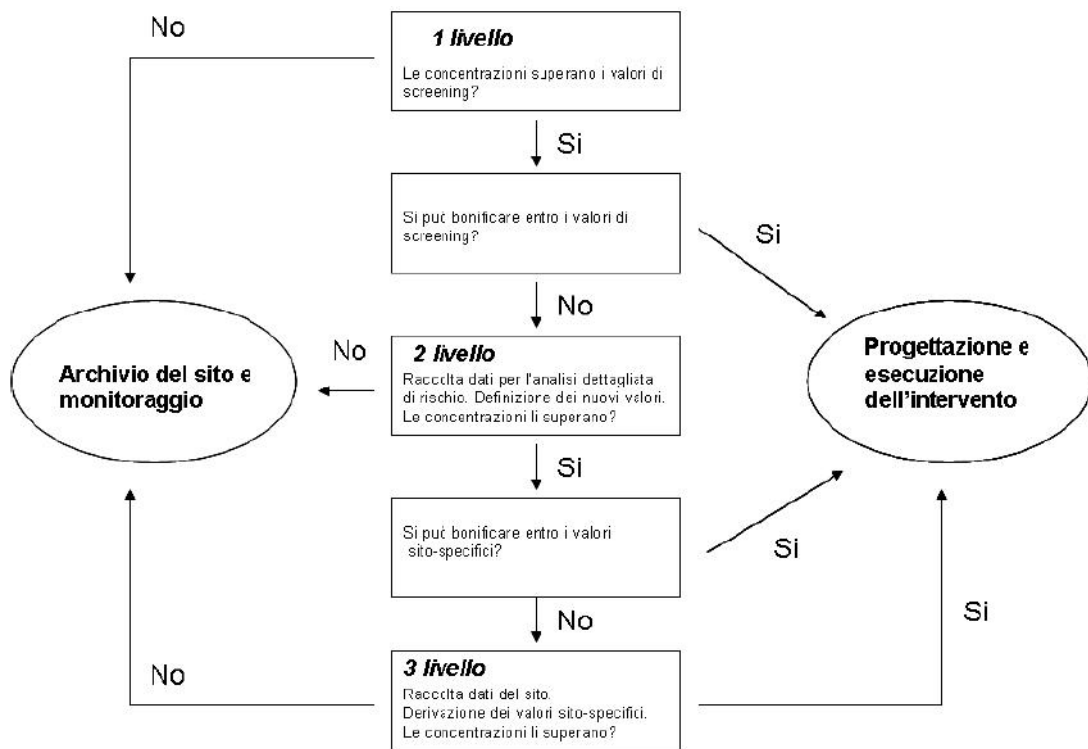


Figura 2 – Procedura RBCA ASTM

A livello normativo nazionale l'applicazione dell'analisi di rischio alle discariche risulta prevista dai seguenti testi:

- D.lgs 152/2006 Titolo V in caso di contaminazioni del suolo/sottosuolo con livelli di concentrazione superiori ai CSC (Concentrazioni Soglia Art. 240)
- DM 27/09/2010 (artt. 7 e 10) valutazione del rischio finalizzata a consentire l'innalzamento dei limiti di accettabilità dei rifiuti in discarica. Si deve verificare che 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)

La presente analisi seguirà la metodica ed il grado di dettaglio di II° Livello.

2. ANALISI DI RISCHIO RBCA TIER II

In questo paragrafo sono descritte le diverse fasi della procedura di RBCA Tier II per la discarica di rifiuti speciali non pericolosi Feronia ubicata nel comune di Finale Emilia, come risultante dal completamento in progetto, redatta prendendo in considerazione le recenti linee guida ISPRA(2) e ISPRA(1) (ISPRA 2005, ISPRA 2008).

L'analisi di rischio (ADR) viene di seguito condotta sulla base dei dati rilevati nelle diverse campagne di monitoraggio della falda profonda svolte nel periodo Novembre 2014 – Agosto 2015.

Tale orizzonte temporale viene definito in relazione all'entrata in esercizio, dal novembre 2014, dei piezometri di controllo delle aree esterne (nord, sud, ovest, est); in questo modo è possibile confrontare gli esiti dell'analisi di rischio svolta sui dati rilevati piezometri della rete di monitoraggio della discarica con quelli dell'analisi svolta sui dati rilevati piezometri di controllo delle aree esterne.

Scopo della presente ADR è quello di verificare se i rischi sanitari ed ambientali incrementali determinati dalla potenziale contaminazione della falda nei pressi della discarica sia accettabile presso alcuni punti rappresentativi interni ed esterni al sito.

Si assume quindi l'ipotesi cautelativa che le concentrazioni rilevate nella falda profonda possano essere riconducibili alla presenza delle discariche, sebbene non vi sia alcuna evidenza di ciò.

Trattandosi di una analisi di rischio di secondo livello si procede nella definizione ed assegnazione di parametri univoci e costanti per il sito; si procederà nel caso in esame ad una caratterizzazione dei parametri che rappresentano la situazione maggiormente conservativa per il ciclo di vita della discarica.

2.1. DEFINIZIONE DEL MODELLO CONCETTUALE DEL SITO

Il primo step di una Analisi di Rischio è rappresentato dalla definizione del modello concettuale.

Il modello concettuale del sito (CSM) non è altro che una rappresentazione semplificata che descrive in modo chiaro e sintetico la situazione di contaminazione in esame e tutte le caratteristiche necessarie per la procedura di valutazione del rischio.

In una analisi di rischio di secondo livello il modello concettuale sebbene sia sempre una semplificazione della realtà è sviluppato in modo da rappresentare mediante ipotesi semplificate e conservative le condizioni sito specifiche e deve essere idoneo al fine di descrivere e simulare il trasporto dei contaminanti mediante modelli di tipo analitico.

Il CSM comprende quindi la descrizione del sistema:

discarica (sorgente) – acquifero/atmosfera (trasporto) – recettori (pozzi, residenti):

- le sorgenti di contaminazione: falda o suolo contaminato
- l'ubicazione delle potenziali sorgenti di rilascio inquinanti;
- i percorsi di migrazione dei contaminanti (dispersione atmosferica, volatilizzazione, percolamento, liscivazione, ruscellamento.);
- i soggetti recettori potenzialmente esposti all'azione del contaminante.

È possibile rappresentare graficamente il legame tra i dati necessari per la costruzione del CSM nel modo seguente:

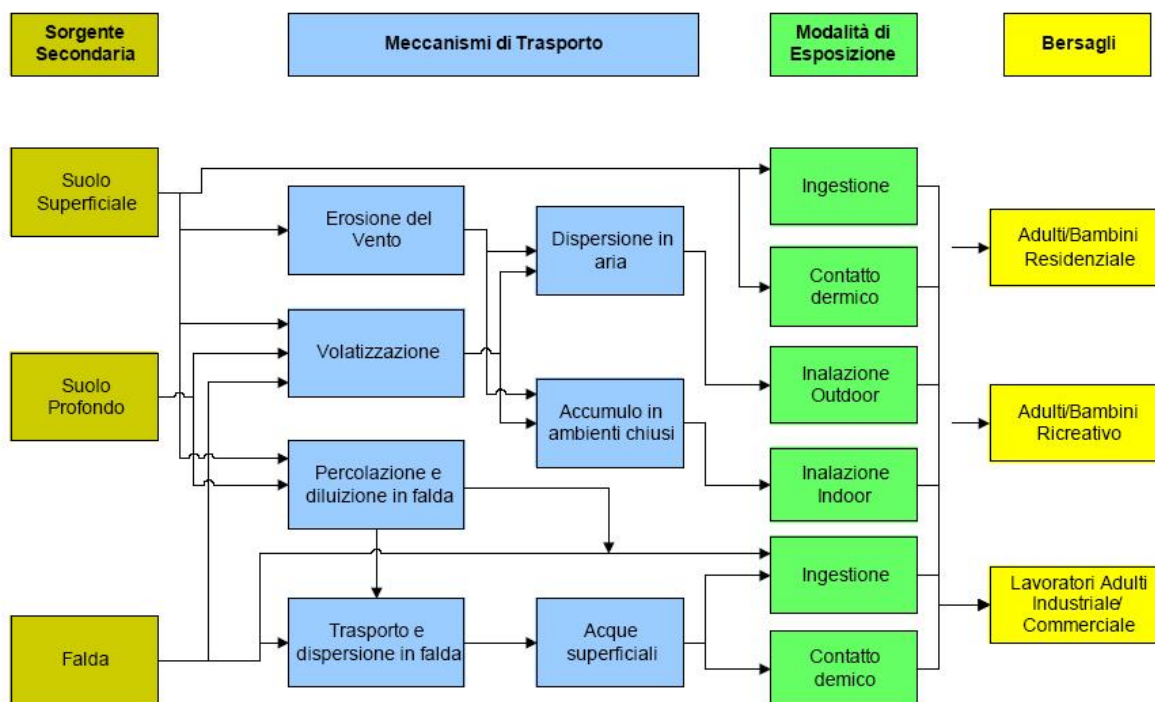


Figura 3 – Modello Concettuale (ISPRA 2006)

L'individuazione dei possibili soggetti recettori e delle vie di esposizione deve tener conto dell'uso attuale del suolo come anche delle future destinazioni, essendo il fenomeno di rilascio di contaminanti da una sorgente inquinante un fenomeno di tipo dinamico.

Una volta individuati i soggetti recettori e le possibili vie di esposizione, il modello concettuale richiede di definire tutte le vie (o percorsi) di effettiva migrazione, attraverso la quale gli inquinanti possono raggiungere i punti di esposizione.

I percorsi di trasporto dei contaminanti interessati da uno studio di analisi di rischio possono essere sintetizzati nei seguenti: acque sotterranee, acque superficiali, aria, suolo e catena alimentare.

In funzione del particolare contesto ambientale in cui il sito si colloca, non necessariamente tutti i percorsi risultano di fatto "attivi". Va osservato che lo scenario acque sotterranee-ingestione di acqua potabile si presenta, nella maggioranza dei casi, come quello di maggior gravità, allorquando siano presenti rilasci di sostanze inquinanti mobili.

L'esecuzione di una dettagliata valutazione del rischio estesa a tutte le sostanze chimiche comunque rinvenute su un'area potenzialmente contaminata richiederebbe un processo di elaborazione dei dati molto oneroso, complicando inutilmente i risultati della valutazione.

Si ritiene pertanto opportuno focalizzare lo studio sui contaminanti indice, ovvero su un gruppo di sostanze che si stima possano essere ritenute le responsabili dell'impatto totale della sorgente inquinante, in termini di rischio tossico e cancerogeno.

La scelta dei contaminanti indice (COCs) del sito costituisce uno degli aspetti fondamentali di una metodica di valutazione del rischio, soprattutto quando la situazione di degrado nasce dalla contemporanea presenza di più specie chimiche.

Generalmente la scelta tiene conto dei seguenti fattori:

- superamento della concentrazione limite accettabile definita dalla normativa vigente in una o più delle matrici interessate del fenomeno di inquinamento;
- superamento dei valori di fondo naturali;
- presenza, in una o più delle matrici ambientali, di sostanze direttamente collegabili all'attività svolta sul sito;
- livello di tossicità;
- grado di mobilità e persistenza.

La costruzione del modello concettuale richiede la raccolta e l'analisi di tutti i dati e gli studi disponibili per la discarica e nel caso siano necessarie la programmazione di piani di monitoraggio ed investigazione specifici.

L'identificazione delle potenziali sorgenti in grado di rilasciare nei diversi media ambientali composti chimici con caratteristiche tossiche e cancerogene e di determinare un rischio per la salute umana dei recettori esposti è una fase cruciale nella definizione del modello concettuale.

Ai fini della presente AR si considera come sorgente primaria potenzialmente responsabile del rilascio di COCs nell'ambiente la discarica esistente per rifiuti non pericolosi di Finale Emilia.

2.1.1. Inquadramento Territoriale

Il sito che ospita la discarica di Feronia, oggetto della presente analisi di rischio, è localizzato nel territorio comunale di Finale Emilia (MO).

Il sito di discarica, compreso tra Via Canaletto via Rovere ed il Canale Diversivo di Burana a Nord e il canale Dogale Uguzzone Superiore ad Est, ricade interamente all'interno di un'area di forma pressoché quadrata destinata dal vigente strumento urbanistico ad impianti di smaltimento di rifiuti.

All'interno del sito sono oggi presenti la cosiddetta *vecchia discarica*, esaurita nel corso dell'anno 2000, e la cosiddetta *nuova discarica*, la cui realizzazione è stata autorizzata dalla provincia di Modena con D.G.P. n. 68 del 23/02/2010. La *nuova discarica* è attualmente in fase di gestione operativa..

Il territorio circostante è costituito in prevalenza da zone agricole nelle quali è possibile individuare i seguenti centri abitati:

- Finale Emilia, a circa 2,7 km di distanza dall'area di intervento in direzione sud;
- Canaletto a circa 3,5 km di distanza dall'area di intervento in direzione sud-sud-ovest;
- Massa Finalese a circa 4,7 km di distanza dall'area di intervento in direzione sud-ovest;
- Scortichino a circa 3,7 km di distanza dall'area di intervento in direzione nord-est.

Si riporta di seguito l'estratto di una tavola con l'ubicazione dei lotti di discarica esistenti (in giallo la discarica esaurita, in rosso la discarica in fase di gestione operativa secondo l'assetto autorizzato).

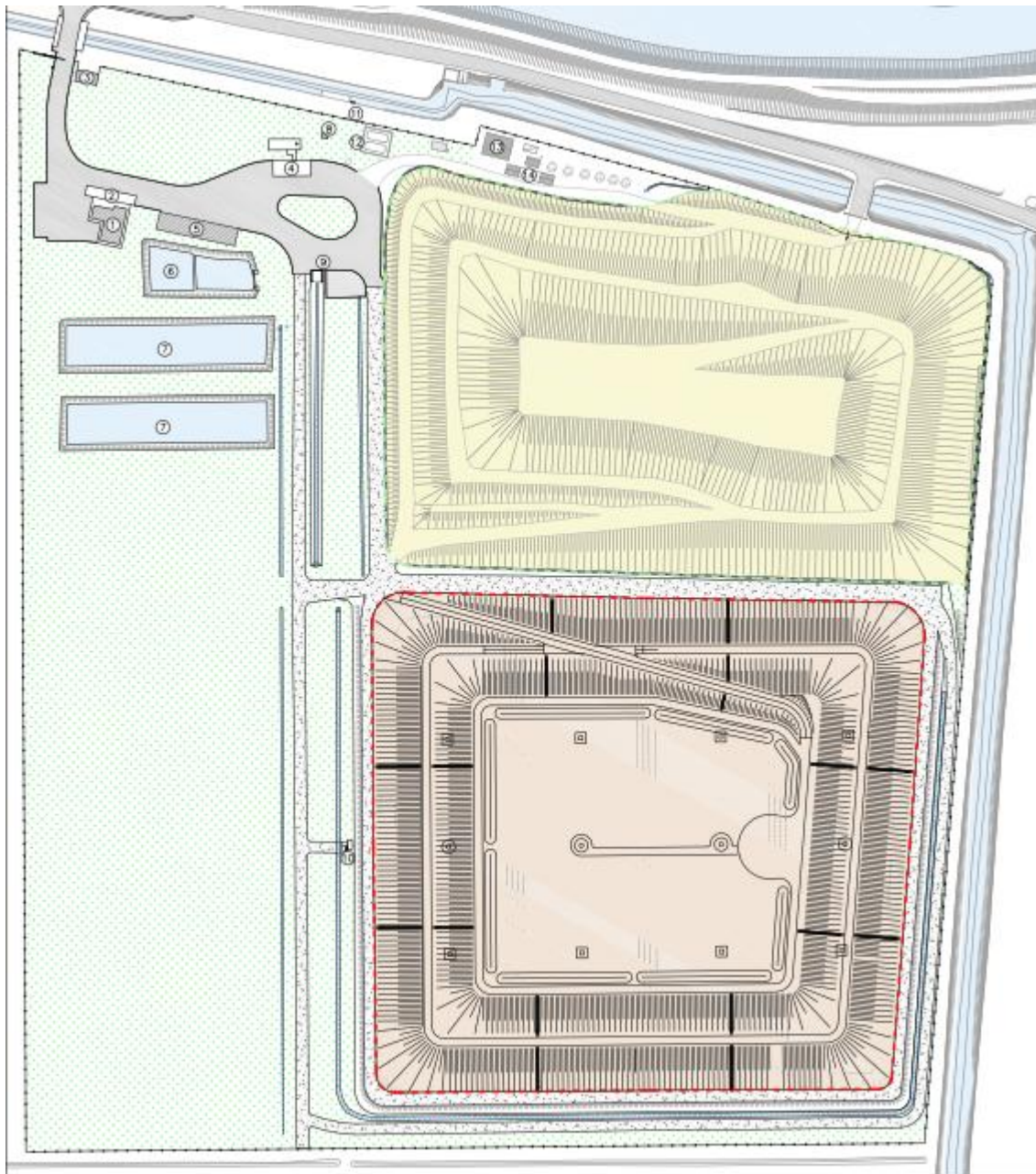


Figura 4 – Discariche presenti nel sito di Finale Emilia

L'area della discarica Feronia ha attualmente una superficie autorizzata pari a circa 3,6 ettari (più circa 4 ha della vecchia discarica), ed è collocata all'interno di un territorio caratterizzato principalmente da terreni ad uso agricolo, case sparse a bassa densità abitativa, e dalla presenza di aree a vocazione produttiva.

2.2. CARATTERIZZAZIONE DELLA SORGENTE

Nell'ambito dell'analisi di rischio occorre distinguere tra sorgente primaria, ovvero l'elemento che determina il rilascio (es. serbatoio), e la sorgente secondaria ovvero il comparto ambientale oggetto della contaminazione (insaturo, saturo, aria, etc.).

Un significato importante riveste invece l'RfD (Reference Dose), che è la stima del livello di esposizione giornaliera per la popolazione umana che non comporta rischi apprezzabili, essa viene stimata mediante la seguente espressione:

$$RfD(\frac{mg}{kg} - BW * day) = \frac{NOAEL}{UF * MF} \text{ or } \frac{LOAEL}{UF * MF}$$

Dove UF (Uncertainty Factor) ed MF (Modifying Factor) sono fattori di incertezza relativamente all'estrapolazione dei dati dall'animale all'uomo e ed alle incertezze legate agli studi tossicologici.

Per quanto riguarda le sostanze cancerogene, si utilizza la classificazione USEPA basata su una metodologia a tre passi, sotto riportata, del grado di potenza cancerogena delle sostanze.

| Gruppo | Descrizione | Esempio |
|---------|--|----------------------------------|
| A | Cancerogeno per l'uomo, con sufficiente evidenza da studi epidemiologici | Benzene |
| B1 o B2 | Probabile cancerogeno per l'uomo: B1-con limitate evidenze da studi epidemiologici; B2-con sufficiente evidenza da studi su animali e non adeguata evidenza o in assenza di dati da studi epidemiologici | Benzo(a)pirene |
| C | Possibile cancerogeno per l'uomo, con limitate evidenze da studi su animali in assenza di studi sull'uomo | PCE |
| D | Non classificabile come cancerogeno per l'uomo, in possesso di inadeguate evidenze sull'uomo e sugli animali | Etilbenzene Toluene Xileni |
| E | Evidenze di non cancerogenicità per l'uomo. | |

Per le sostanze cancerogene, a differenza delle tossiche, non esiste una SOGLIA al di sotto della quale una esposizione anche prolungata non comporta effetti (avversi) sulla salute; in questo caso la relazione dose-effetto si manifesta a qualsiasi concentrazione.

In pratica si può dire che non esiste una dose soglia; se la dose è maggiore di zero (anche piccolissima) allora vi è una risposta sulla salute dell'organismo.

La relazione dose-risposta non è facilmente ottenibile da studi epidemiologici sull'uomo, mentre la si può ricavare da studi su roditori pianificati a tre dosaggi, il più elevato dei quali è la dose massima tollerabile dall'animale.

La relazione dose-risposta si ottiene pertanto per estrapolazione dai risultati ottenuti da studi tossicologici sugli animali da cavia, dalle alte dosi somministrate alle basse dosi dell'esposizione ambientale per l'uomo.

La scelta dei COCs nel percolato nel caso in oggetto viene fatta analizzando lo storico delle analisi chimico-fisiche dei campioni di percolato, in particolare si procede nella determinazione del valore della concentrazione iniziale CL0 per ciascuna delle specie chimiche presenti nel percolato.

Si procede nella identificazione dei Chemical of Concerns COCs attraverso il confronto delle analisi chimiche con l'elenco dei composti potenzialmente tossici e cancerogeni pubblicati dai diversi organismi internazionali.

Le CSC sono definite come concentrazioni di soglia per i media ambientali che rappresentano valori al di sopra dei quali occorre procedere con una analisi di rischio ambientale.

Nella tabella che segue si riporta l'elenco dei composti chimici rilevati durante le campagne di monitoraggio della falda (Nov 2014 - Ago 2015) il corrispondente valore delle CSC in falda, così come definite dal D.lgs 152/06, o altri riferimenti tecnici.

| | Drink & Freshwater Fish (mg/L) | CSC mg/L | RBCA MCL mg/L |
|--|---|-----------------|----------------------|
| Ammonia | - | nd | - |
| Antimonio | 0.014 | 5.00E-03 | 0.006 |
| IRON | - | 2.00E-01 | - |
| Manganese | - | 5.00E-02 | - |
| Nickel | 0.61 | 2.00E-02 | 0.1 |
| Arsenic | 0.05 | 1.00E-02 | 0.01 |
| Chromium VI | 0.1 | 5.00E-03 | 0.1 |
| Chromium (III) (total chromium) | - | 5.00E-02 | 0.1 |

Tabella 1 - Confronto con I valori di riferimento internazionale e normativi italiani

Di seguito si riporta la tabella con i valori statistici delle concentrazioni di COC rilevate durante le campagne di monitoraggio della falda (Nov 2014- Ago 2015) e rappresentative di 3 tipologie di punti di monitoraggio, ossia:

- POE1-ONSITE: piezometri profondi di monitoraggio della discarica ubicati internamente alla diaframmatura che circonda il sito di discarica (che comunque si immorsa nei primi strati impermeabili; i piezometri in oggetto sono quindi più profondi del diaframma): Pz1 e Pz7;
- POE-POC: piezometri profondi di monitoraggio della discarica ubicati esternamente alla diaframmatura che circonda il sito di discarica: Pz2, Pz3, Pz4 / Pz4 14, PzA / PzA14, PzD / PzD14, PzF / PzF14, PzG / PzG14;
- POE2-FONDO: piezometri di controllo delle aree esterne: Nord, Sud, Ovest, Est.

Nelle seguenti figure si riporta l'ubicazione dei piezometri di monitoraggio della discarica e dei piezometri di controllo delle aree esterne.

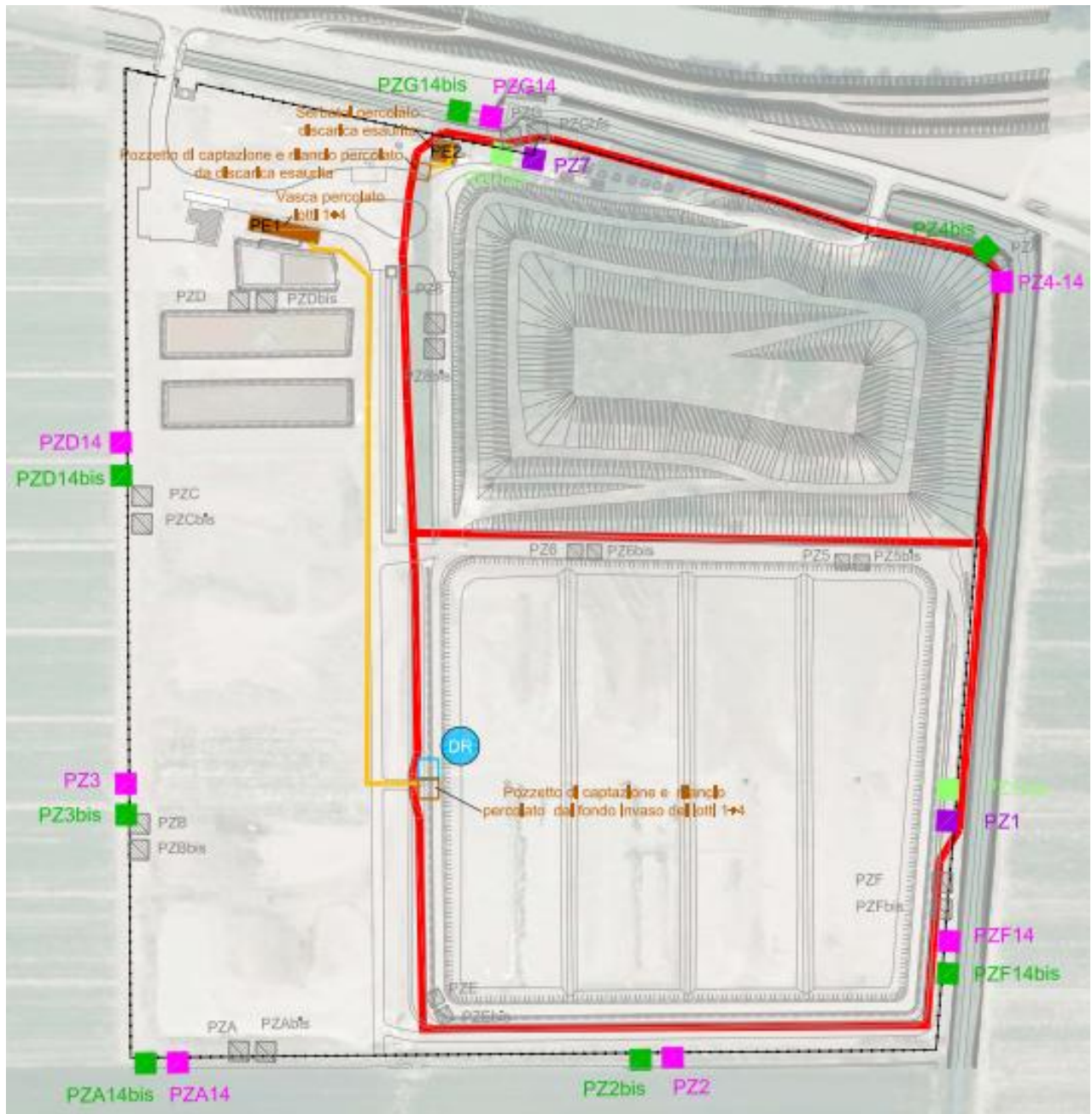


Figura 6 – Piezometri di monitoraggio della discarica
(i Pz bis sono i piezometri superficiali non considerati ai fini della presente analisi di rischio)

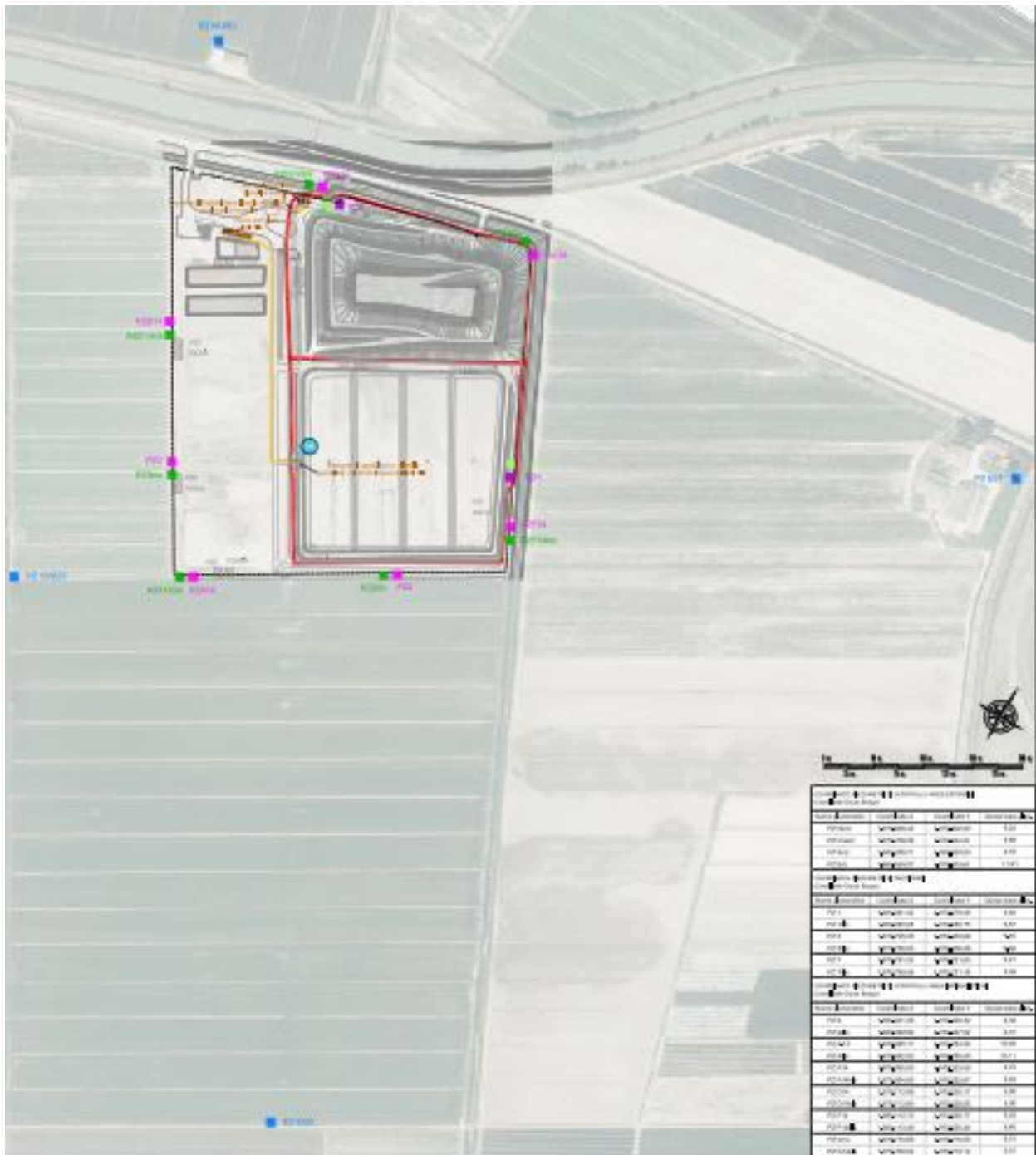


Figura 7 – Piezometri di monitoraggio della discarica e di controllo delle aree esterne

| Solfati (mg/l) | Pz1 | Pz7 | POE1 | nord | sud | ovest | est | POE2 |
|---------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|---------------|
| 95° percentile | 94.0 | 134.5 | 114.2 | 116.5 | 174.0 | 85.0 | 134.7 | 127.5 |
| UCL95 | 92.53 | 132.1 | 112.3 | 166.8 | 249.9 | 121.9 | 210.2 | 182.5 |
| Azoto ammoniacale (mg/l) | Pz1 | Pz7 | POE1 | nord | sud | ovest | est | POE2 |
| 95° percentile | 7.8 | 8.6 | 8.2 | 7.2 | 7.4 | 7.5 | 6.8 | 7.0 |
| UCL95 | 9.19 | 9.8 | 9.26 | 5.97 | 6.57 | 6.48 | 6.13 | 6.28 |
| Antimonio (µg/l) | Pz1 | Pz7 | POE1 | nord | sud | ovest | est | POE2 |
| 95° percentile | 0.4 | 1.1 | 0.7 | 1.4 | 1.0 | 1.9 | 1.1 | 1.2 |
| UCL95 | 0.55 | 0.83 | 0.71 | 1.01 | 0.84 | 1.69 | 0.85 | 1.06 |
| Ferro filtrato (µg/l) | Pz1 | Pz7 | POE1 | nord | sud | ovest | est | POE2 |
| 95° percentile | 2770.2 | 2195.7 | 2467.9 | 2809.0 | 4234.5 | 3849.5 | 2264.0 | 2838.0 |
| UCL95 | 3089 | 2285 | 2600 | 2596 | 3349 | 2940 | 1725 | 2216 |
| Manganese filtrato (µg/l) | Pz1 | Pz7 | POE1 | nord | sud | ovest | est | POE2 |
| 95° percentile | 232.9 | 150.8 | 171.3 | 267.0 | 308.5 | 273.0 | 291.5 | 234.9 |
| UCL95 | 231.6 | 154.1 | 177 | 30.7 | 235.9 | 225.5 | 217.2 | 278.7 |
| Nichel filtrato (µg/l) | Pz1 | Pz7 | POE1 | nord | sud | ovest | est | POE2 |
| 95° percentile | 2.7 | 1.5 | 2.0 | 6.6 | 9.9 | 6.4 | 7.3 | 5.7 |
| UCL95 | 2.88 | 1.67 | 2.38 | 3.99 | 8.25 | 4.23 | 5.42 | 3.96 |
| Arsenico filtrato (µg/l) | Pz1 | Pz7 | POE1 | nord | sud | ovest | est | POE2 |
| 95° percentile | 6.0 | 9.2 | 6.0 | 4.7 | 10.9 | 7.1 | 14.3 | 6.9 |
| UCL95 | 6.49 | 9.89 | 5.88 | 4.39 | 10.24 | 4.57 | 11.17 | 5.14 |
| Cromo VI filtrato (µg/l) | Pz1 | Pz7 | POE1 | nord | sud | ovest | est | POE2 |
| 95° percentile | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.7 | 0.3 | 0.4 | 0.9 | 0.6 |
| UCL95 | n.d. | n.d. | n.d. | 0.47 | n.d. | 0.34 | 0.86 | 0.43 |
| Cromo tot filtrato (µg/l) | Pz1 | Pz7 | POE1 | nord | sud | ovest | est | POE2 |
| 95° percentile | 3.6 | 1.2 | 2.4 | 1.5 | 1.4 | 2.7 | 2.0 | 1.8 |
| UCL95 | 3.62 | 1.19 | 2.37 | 0.96 | 0.89 | 2.36 | 1.64 | 1.11 |

Tabella 2 – Valori statistici rappresentativi dei COC nel POE1-ONSITE e POE2-FONDO

| Solfati (mg/l) | Pz2 | Pz3 | Pz4 / Pz4 14 | PzA / PzA14 | PzD / PzD14 | PzF / PzF14 | PzG / PzG14 | POC |
|---------------------------|--------|--------|--------------|-------------|-------------|-------------|-------------|--------|
| 95° percentile | 1.6 | 5.4 | 176.0 | 157.5 | 102.8 | 99.1 | 83.8 | 89.2 |
| UCL95 | 1.052 | 5.29 | 261.4 | 239.7 | 145.4 | 139.2 | 119.7 | 67.51 |
| Azoto ammoniacale (mg/l) | Pz2 | Pz3 | Pz4 / Pz4 14 | PzA / PzA14 | PzD / PzD14 | PzF / PzF14 | PzG / PzG14 | POC |
| 95° percentile | 8.8 | 8.1 | 12.7 | 9.4 | 8.1 | 9.7 | 8.3 | 9.1 |
| UCL95 | 8.06 | 8.55 | 11.34 | 6.68 | 6.68 | 7.92 | 15.05 | 7.98 |
| Antimonio (µg/l) | Pz2 | Pz3 | Pz4 / Pz4 14 | PzA / PzA14 | PzD / PzD14 | PzF / PzF14 | PzG / PzG14 | POC |
| 95° percentile | 0.4 | 0.4 | 1.4 | 3.7 | 2.0 | 2.3 | 1.2 | 1.4 |
| UCL95 | 0.24 | 0.41 | 0.97 | 2.86 | 1.5 | 1.86 | 0.78 | 1.67 |
| Ferro filtrato (µg/l) | Pz2 | Pz3 | Pz4 / Pz4 14 | PzA / PzA14 | PzD / PzD14 | PzF / PzF14 | PzG / PzG14 | POC |
| 95° percentile | 2577.5 | 3333.4 | 2692.0 | 2269.5 | 2045.0 | 2706.0 | 3666.5 | 2069.0 |
| UCL95 | 2288 | 3539 | 1930 | 1939 | 1212 | 2205 | 2753 | 2343 |
| Manganese filtrato (µg/l) | Pz2 | Pz3 | Pz4 / Pz4 14 | PzA / PzA14 | PzD / PzD14 | PzF / PzF14 | PzG / PzG14 | POC |
| 95° percentile | 165.0 | 186.8 | 214.0 | 228.0 | 382.0 | 272.5 | 188.5 | 232.4 |
| UCL95 | 141.8 | 189.6 | 272.8 | 276.4 | 312.7 | 226.5 | 223.7 | 205.1 |
| Nichel filtrato (µg/l) | Pz2 | Pz3 | Pz4 / Pz4 14 | PzA / PzA14 | PzD / PzD14 | PzF / PzF14 | PzG / PzG14 | POC |
| 95° percentile | 1.8 | 0.9 | 9.1 | 4.4 | 6.2 | 18.4 | 9.6 | 5.9 |
| UCL95 | 1.29 | 0.94 | 6.07 | 3.2 | 4.42 | 11.74 | 8.87 | 4.26 |
| Arsenico filtrato (µg/l) | Pz2 | Pz3 | Pz4 / Pz4 14 | PzA / PzA14 | PzD / PzD14 | PzF / PzF14 | PzG / PzG14 | POC |
| 95° percentile | 3.6 | 4.0 | 5.4 | 4.6 | 2.6 | 5.9 | 4.0 | 3.2 |
| UCL95 | 3.32 | 3.96 | 4.39 | 3.12 | 2.16 | 4.47 | 2.84 | 3.1 |
| Cromo VI filtrato (µg/l) | Pz2 | Pz3 | Pz4 / Pz4 14 | PzA / PzA14 | PzD / PzD14 | PzF / PzF14 | PzG / PzG14 | POC |
| 95° percentile | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 28.8 | 3.4 | 4.9 | 0.9 | 5.3 |
| UCL95 | n.d. | n.d. | n.d. | 44.94 | 2.49 | 4.76 | 0.91 | 4.31 |
| Cromo tot filtrato (µg/l) | Pz2 | Pz3 | Pz4 / Pz4 14 | PzA / PzA14 | PzD / PzD14 | PzF / PzF14 | PzG / PzG14 | POC |
| 95° percentile | 1.4 | 1.1 | 1.1 | 35.0 | 3.7 | 9.4 | 8.0 | 8.2 |
| UCL95 | 0.89 | 1.22 | 0.83 | 50.85 | 2.83 | 7.55 | 6.91 | 6.2 |

Tabella 3 – Valori statistici rappresentativi dei COC nel POE-POC

La conoscenza delle caratteristiche chimico-fisiche-tossicologiche dei COCs individuati è di fondamentale importanza al fine delle successive analisi sia di Destino e Trasporto (Fate and Transport) nei diversi media ambientali che per la quantificazione del rischio cancerogeno e del pericolo tossico.

Per un dettaglio sulle caratteristiche chimico-fisiche e tossicologiche dei COCs selezionati si rimanda all'appendice O del manuale ISPRA 2008 ed al database ISS/ISPELS¹.

2.4. CARATTERIZZAZIONE DEI MEDIA AMBIENTALI

In questa fase della formulazione del modello concettuale si descrivono i media ambientali interessati, sia direttamente che indirettamente, dal rilascio delle sorgenti definite al punto precedente.

Nel caso del sito in esame il media ambientale interessato dalla contaminazione è l'acquifero (zona satura).

¹ http://www.apat.gov.it/site/_files/Suolo_Territorio/Banca_dati_ISS_ISPELS_Maggio_2009.xls

Per la caratterizzazione dei parametri della zona insatura e della falda si fa riferimento a quanto riportato nelle relazioni geologiche relative al sito in esame.

2.4.1. Parametri per la zona satura

Nella tabella sono elencati i principali parametri di caratterizzazione dell'acquifero utilizzati nei calcoli di Analisi di Rischio.

| Tabella 28. Dati relativi alla caratterizzazione dell'acquifero | | | |
|---|---|--|--|
| dati | definizioni | effetti | |
| parametri geometrici | <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> |
| parametri idraulici | <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>conduttività idraulica a saturazione</i> | <i>capacità di un terreno poroso sano 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 chimico-fisici | <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 è 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 sano</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 aeração</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

Dall'esame delle cartografie piezometriche che si sono rese disponibili analizzando i vari studi bibliografici risulterebbe che nel settore di studio l'andamento generale delle acque sotterranee, riferite al primo sistema acquifero confinato principale (identificato nei depositi prevalentemente sabbiosi posti sotto gli 8.4 m di profondità) e mediamente verso Est o Est-Nord Est, con gradiente idraulico molto basso tipico di questa zona di bassa pianura

Analizzando le mappe del flusso della falda acquifera compresa fra quota 8,4 m da p.c. e quota 45 m da p.c. si osserva come non sia identificabile una direzione del flusso prevalente e costante nel tempo. Le indagini piezometriche per l'anno 2011 hanno evidenziato un massimo piezometrico all'interno della falda con direzione radiale del flusso a partire da esse.

Ai fini della presente ADR, si procede nella valutazione del rischio determinato dai valori rappresentativi delle concentrazioni rilevate in falda i corrispondenza dei punti della rete di monitoraggio. Non si procede in valutazioni del destino e trasporto degli inquinanti per quanto concerne il media ambientale acquifero, si ipotizza infatti che esse siano rappresentative di una contaminazione esistente. Si stima invece il fenomeno della volatilizzazione per l'unico composto volatile rilevato in falda ovvero l'NH3.

2.5. INDIVIDUAZIONE DEI POTENZIALI RICETTORI

Nel caso del sito in esame, l'obiettivo della presente ADR è quello di verificare se le attuali condizioni di potenziale contaminazione della falda del sito siano accettabili, si individuano come potenziali recettori direttamente i punti di oggetto del monitoraggio della falda ed in particolare tre tipologie:

- POE1-ONSITE Pozzi interni al diaframma – falda profonda: Pozzi Pz1 e Pz7
- POE-POC Pozzi esterni al diaframma – falda profonda Pozzi Pz2,Pz3,Pz4 / Pz4 14,PzA / PzA14,PzD / PzD14, PzF / PzF14, PzG / PzG14
- POE2-FONDO Pozzi rappresentativi del fondo dell'area: Pozzi Nord, Est, Sud, Ovest (NESO)

Per una rappresentazione planimetrica si rimanda alle precedenti Figura 6 e Figura 7.

Nell'identificazione dei potenziali recettori umani il Risk assessor si preoccupa di identificare e localizzare le popolazioni potenzialmente interessate ai rilasci dei composti, ponendo particolare attenzione alla individuazione delle popolazioni che potranno essere in un futuro prossimo coinvolte sia per effetto del cambiamento di destinazione d'uso di siti sia per effetto dei fenomeni di migrazione dei composti nell'ambiente.

Particolare attenzione deve essere rivolta nell'identificazione di tutte le sotto popolazioni particolarmente sensibili alla contaminazione, a tal fine occorre localizzare scuole, ospedali, asili, aree residenziali con bambini, centri commerciali, laghi da pesca, fattorie ed aree industriali.

In tabella sono elencate alcune delle sotto popolazioni sensibili raccomandate dalla USEPA:

| |
|---|
| Residenziali (Adulti e Residenti) |
| Industriali |
| Ricreazionali (Bambini) |
| Agricola sussistente (adulti e bambini) |
| Pescatori sussistenti (adulti e bambini) |
| Malati |

Nel caso in esame si prende come categoria di riferimento per i recettori potenzialmente esposti dalle emissioni della discarica quella rappresentata da Adulti e Bambini Residenti.

Tale tipologia fa riferimento a recettori particolarmente esposti alle sostanze inquinanti potenzialmente rilasciate, si ipotizza infatti che essi entrino in contatto con tali sostanze sia per l'ingestione diretta di acqua contaminata che l'inalazione di aria contaminata per volatilizzazione di NH3 presente in falda.

2.5.1. Punto di conformità

L'Allegato 1 al Titolo V del D.Lgs. 152/06 indica che il Punto di conformità: "*rappresenta il punto tra la sorgente ed il punto di esposizione dove le concentrazioni delle sostanze contaminanti nelle acque sotterranee devono essere inferiori alle CSR calcolate con l'analisi di rischio*". La definizione della distanza del punto di conformità dalla zona sorgente è una valutazione da esaminare sulla base delle caratteristiche del sito: in generale può essere ubicato all'interno di un range di distanze dalla zona sorgente compreso tra 0 (coincidente con la zona sorgente) e il potenziale recettore del

fenomeno di contaminazione in esame più vicino alla zona sorgente. Il D.Lgs. 152/06 prevede espressamente che *"il punto di conformità dovrà essere necessariamente al di fuori del sito contaminato, indicativamente ad una distanza variabile tra 50 e 500 metri dalla sorgente di contaminazione"* (Allegato 1).

ISPRA suggerisce che il punto di conformità può essere definito come il punto "teorico" o "reale" di valle idrogeologico, in corrispondenza del quale l'Ente di Controllo deve richiedere il rispetto degli obiettivi di qualità delle acque sotterranee. Tale punto deve essere posto coincidente con il più vicino pozzo ad uso idropotabile o, qualora all'interno del sito non siano presenti pozzi ad uso idropotabile, in corrispondenza del limite di proprietà dell'area.

In questa analisi il punto di conformità è stato considerato in corrispondenza del limite di proprietà del sito, a valle idraulica del flusso di falda, in coerenza con le disposizioni del D.Lgs. 4/2008.

Analizzando i recettori potenziali individuati all'interno dell'area di studio si osservano come essi siano tutti localizzati al di fuori del limite di stabilimento. Al fine di ottemperare a quanto stabilito dal Dlgs 152/06 (allegato 1 Parte IV) il rispetto dei limiti di accettabilità del rischio cancerogeno e del pericolo tossico devono essere rispettati in corrispondenza del punto di conformità che deve essere localizzato in corrispondenza dei confini di stabilimento.

Il **punto di conformità (POC)** su cui si procede nella verifica del rispetto dei limiti di legge è localizzato sul confine di stabilimento immediatamente a valle del diaframma idraulico ed è rappresentato dai Pozzi esterni al diaframma – falda profonda Pozzi Pz2,Pz3,Pz4 / Pz4 14,PzA / PzA14,PzD / PzD14, PzF / PzF14, PzG / PzG14.

In conclusione si considerano i seguenti recettori in cui viene calcolato il rischio cancerogeno e tossico:

- **POE-onsite: insieme dei pozzi falda profonda interni al diaframma**
- **POE1-POC : insieme dei pozzi falda profonda esterni al diaframma.**
- **POE2-FONDO insieme dei pozzi rappresentativi del fondo**

2.5.2. Percorsi di esposizione

L'identificazione dei potenziali Percorsi di Esposizione (Exposure Pathways) si articola nella descrizione dei meccanismi che mettono in contatto la sorgente (Source Area) del COC con il recettore umano.

Un percorso di esposizione è generalmente costituito da quattro elementi:

- (1) una sorgente ed un meccanismo di rilascio del COC,
- (2) un mezzo di ritenzione o trasporto,
- (3) un punto di contatto (*Point of Exposure POE*) tra il ricettore e il mezzo contaminato,
- (4) una via di esposizione (Exposure Route: Ingestione, Inalazione, Contatto Dermico).

In Figura 8 è raffigurato un esempio di percorso di esposizione dove il serbatoio (corpo percolante discarica) è la sorgente del rilascio chimico, il suolo costituisce l'area sorgente, il meccanismo di trasporto è il percolamento dal suolo alla falda mentre l'ingestione di acqua contaminata rappresenta la via di esposizione per il ricettore umano.

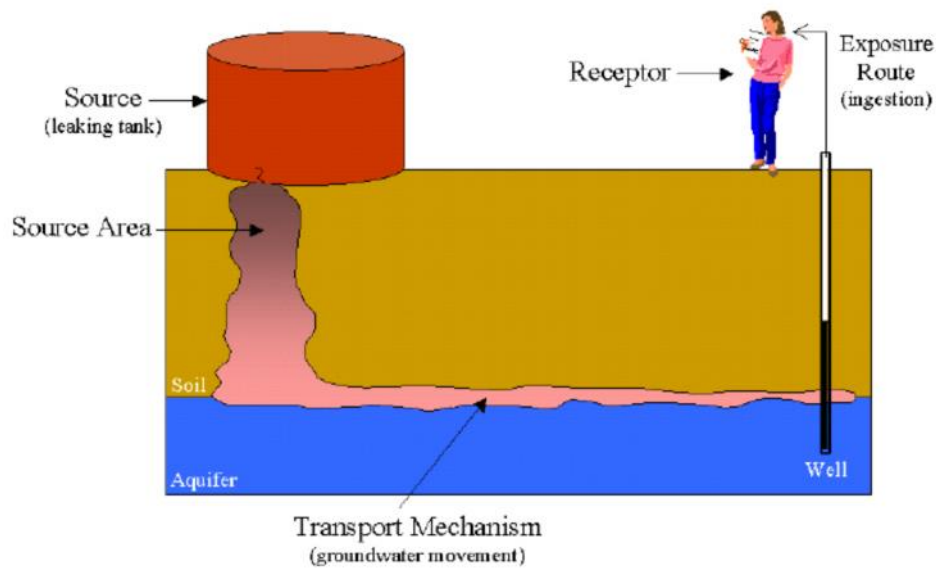


Figura 8 - Percorso di Esposizione (Exposure Pathway)

Le vie di esposizione (Exposure Route) sono rappresentate da tre principali meccanismi di contatto tra ricettore e composto chimico:

1. Ingestione
2. Inalazione
3. Contatto dermale

Per il sito della discarica Feronia di Finale Emilia (MO) si considerano come principali vie di esposizione l'ingestione di acqua contaminata e l'inalazione indoor ed outdoor dei composti volatili presenti in falda.

In Figura 9 si riporta il diagramma di flusso dei percorsi di esposizione per la discarica Feronia.

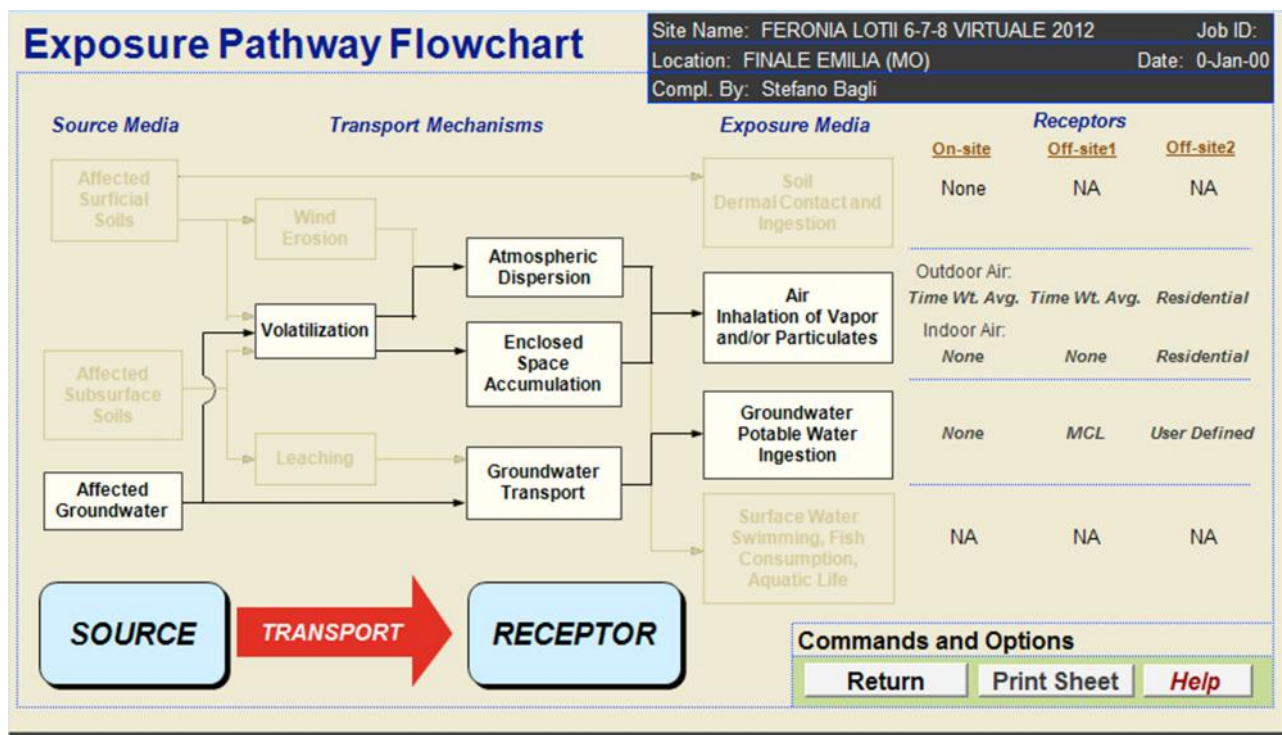


Figura 9 - Exposure Routes RBCA

Come evidenziato nella figura precedente si sono ipotizzati i seguenti percorsi di esposizione per i 3 recettori oggetto della presente AR:

- **POE-ONSITE: Inalazione Outdoor/Indoor + Ingestione Acqua falda (recettore adulto e bambino residenziale)**
- **POE1-POC Inalazione Outdoor/Indoor + Ingestione Acqua falda (recettore adulto e bambino residenziale)**
- **POE2-FONDO Inalazione Outdoor/Indoor + Ingestione Acqua falda (recettore adulto e bambino residenziale)**

2.5.3. Caratterizzazione dei potenziali ricettori

Come evidenziato in precedenza si sottolinea come i 3 POE (Punti di Esposizione) localizzati nelle immediate vicinanze siano del tutto virtuali in quanto non esistono recettori al confine di sito, sia residenziali che industriali, che possono essere esposti ai contaminanti rilasciati nella falda o nelle acque superficiali.


Il recettore POE2 è considerato come rappresentativo per i recettori realmente presenti nell'area di studio e localizzati in corrispondenza dei pozzi di controllo Nord, Est, Sud, Ovest limitrofi al sito della discarica

Le caratteristiche dei recettori selezionati utilizzati nella AR sono rappresentati nella Figura 10 dove riportati i valori di default suggeriti dalla procedura RBCA ASTM PS-104 per i recettori di tipo residenziale.

Exposure Factors and Target Risk Limits

Site Name: FERONIA LOTII 6-7-8 VIRTUALE 2012
 Location: FINALE EMILIA (MO)
 Compl. By: Stefano Bagli
 Job ID: _____ Date: 0-Jan-00

| 1. Exposure Parameters ? | Residential Receptors | | | Commerical Receptors | | User |
|---|-----------------------|------------|-------|----------------------|-----------|---------|
| | Child | Adolescent | Adult | Adult | Construc. | Defined |
| Averaging time, carcinogens (yr) | 70 | | | | | 70 |
| Averaging time, non-carcinogens (yr) | 6 | 12 | 30 | 25 | 1 | 6 |
| Body weight (kg) | 15 | 35 | 70 | 70 | 70 | 15 |
| Exposure duration (yr) | 6 | 12 | 30 | 25 | 1 | 6 |
| Averaging Time for Vapor Flux (yr) | 30 | | | | | 30 |
| Exposure frequency (df/yr) | 350 | | | 250 | 180 | 350 |
| Dermal exposure freq. (d/yr) | 350 | | | 250 | 180 | 350 |
| Seasonal-avg skin surface area (cm ² /d) | 2023 | 2023 | 3160 | 999 | 3160 | 2023 |
| Soil dermal adherence factor (mg/cm ²) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 |
| Water ingestion rate (L/d) | 1 | 1 | 2 | 1 | 1 | 1 |
| Soil ingestion rate (mg/d) | 200 | 200 | 100 | 50 | 100 | 200 |
| Swimming exposure time (hr/event) | 1 | 3 | 3 | | | |
| Swimming event frequency (events/yr) | 12 | 12 | 12 | | | |
| Swimming water ingestion rate (L/hr) | 0.5 | 0.5 | 0.05 | | | |
| Skin surface area, swimming (cm ²) | 3500 | 8100 | 23000 | | | |
| Fish consumption rate (kg/d) | 0.025 | 0.025 | 0.025 | | | |
| Vegetable ingestion rate (kg/d) | | | | | | |
| Above-ground vegetables | 0.002 | 0.002 | 0.006 | | | |
| Below-ground vegetables | 0.001 | 0.001 | 0.002 | | | |
| Contaminated fish fraction (-) | 1 | | | | | |



2. Age Adjustment for Carcinogens ?

(residential receptor only)

| Adjustment Factor | Value | Unit |
|--|--------|--------------------------|
| <input checked="" type="checkbox"/> Seasonal skin surface area, soil contact | 1022.3 | (cm ² -yr/kg) |
| <input checked="" type="checkbox"/> Water ingestion | 1.0857 | (mg-yr/L-day) |
| <input type="checkbox"/> Soil ingestion | 165.71 | (mg-yr/kg-day) |
| <input checked="" type="checkbox"/> Swimming water ingestion | 4.56 | (L/kg) |
| <input checked="" type="checkbox"/> Skin surface area, swimming | 80640 | (cm ² -yr/kg) |
| <input checked="" type="checkbox"/> Fish consumption | 0.0229 | (kg-yr/kg-day) |
| <input checked="" type="checkbox"/> Below-ground vegetable ingestion | 0.38 | (kg-yr/kg-day) |
| <input checked="" type="checkbox"/> Above-ground vegetable ingestion | 0.88 | (kg-yr/kg-day) |

3. Non-Carcinogenic Receptor ?

(residential receptor only)

Child

4. Target Health Risk Limits ?

| | Individual | Cumulative |
|--|------------|------------|
| Target Cancer Risk (Carcinogens) | 1.0E-6 | 1.0E-5 |
| Target Hazard Quotient/Index (non-Carc.) | 1.0E+0 | 1.0E+0 |

5. Commands and Options

[Return to Exposure Pathways](#)

[Use/Set Default Values](#) [Print Sheet](#)

[Help](#)

Figura 10 - Caratteristiche recettori

2.5.4. Modellistica di Fate and Transport – Stima dei fattori di trasporto

Nel caso dell'ADR in esame non si procede nella stima del trasporto dei contaminanti nei media ambientali interessati dalla contaminazione (**Modellistica di Fate and Transport – Stima dei fattori di trasporto**) in quanto si ipotizza che i dati di contaminazione della falda acquifera profonda in corrispondenza dei POE siano rappresentativi di un potenziale rilascio continuo proveniente dal sito della discarica esistente.

2.6. VALUTAZIONE DELL'ESPOSIZIONE

2.6.1. Calcolo della portata effettiva di esposizione

Nota la concentrazione nel punto di esposizione in corrispondenza dei media di esposizione considerati (acqua, suolo, cibo) è possibile stimare la dose giornaliera con cui i potenziali recettori vengono a contatto.

Per esposizione si definisce il contatto tra un organismo (umano nel caso del rischio per la salute) ed un composto chimico o un'agente fisico (USEPA, 1988).

La valutazione della magnitudo dell'esposizione consiste nella quantificazione (misura o stima) della dose, ovvero della quantità (massa nel caso di composto chimico) di agente che entra in contatto con l'organismo umano attraverso i propri organi di scambio con l'ambiente (polmoni, pelle, intestino, etc..) all'interno di uno specifico intervallo di tempo.

$$E = \int_{t_1}^{t_2} C(t) dt$$

La stima quantitativa della magnitudo dell'esposizione, è espressa in termini di massa di sostanza in contatto con l'organismo normalizzata nell'unità di tempo e per unità di peso corporeo (mg COC per kg peso corporeo per giorno, mg/(kg*d)).

Si osserva come l'intake rappresenti una stima conservativa rispetto alla massa che effettivamente viene assorbita dagli organi dei ricettori, essa rappresenta la massa che entra in contatto con il recettore.

Ipotizzando che la concentrazione nel media di esposizione e i parametri anatomici che definiscono il contatto con esso rimangano costanti per l'intera durata dell'esposizione si ottiene:

$$I = \frac{C^{em} \bullet CR \bullet EF \bullet ED}{BW \bullet AT}$$

I=Intake quantità di COC in contatto con il ricettore in (mg/kg-giorno)

C^{em}=Concentrazione del COC mediata nel periodo di esposizione (mg/kg, mg/Nm³, mg/L)

CR= Massa di mezzo di esposizione contaminato ingerito, inalato o assorbito per unità di tempo (mg/giorno)

EF= Frequenza Annuale dell'esposizione (giorni/anno)

ED= Durata dell'esposizione (anni)

BW=Peso Corporeo del recettore (kg)

AT= Durata in cui viene effettuata la media dell'esposizione (giorni),

Il valore di AT definisce la durata temporale su cui viene normalizzata la dose assorbita, esso si differenzia a seconda della tipologia di composti oggetto della stima.

Composti classificati come tossici

AT= durata del periodo di esposizione Intake

I=Dose Media Giornaliera (*Average Daily Dose ADD*).

Composti Cancerogeni

AT= Life Time (durata media della vita del ricettore umano esposto).

Intake I= Dose Media Giornaliera nell'arco di durata della Vita (*Lifetime Average Daily Dose LADD*).

Di seguito si riportano i dettagli delle equazioni di stima degli Intake per i diversi percorsi di esposizione selezionati:

INGESTIONE DI SUOLO

$$I_{soil} = \frac{C_{soil} \cdot CR_{sol} \cdot F_{soil} \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT \cdot 365day / yr}$$

dove:

Csoil =Concentrazione del COC nel suolo(mg/kg)

CRsoil= Ingestione accidentale di suolo giornaliera (mg/day)

EF= Frequenza dell'esposizione (days/yr)

ED= Durata dell'esposizione (yr)

Fsoil= Frazione del exposure medium (suolo) contaminato

BW=peso corporeo (kg)

AT= Durata dell'esposizione o LifeTime

INGESTIONE DI ACQUA CONTAMINATA

$$I_{dw} = \frac{C_{dw} \cdot CR_{dw} \cdot F_{dw} \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT \cdot 365day / yr}$$

dove:

Cdw= Concentrazione del COC in acqua(mg/L)

CRdw=Consumo giornaliero (L/day)

EF= Frequenza dell'esposizione (days/yr)

ED= Durata dell'esposizione (yr)

Fdw= Frazione del exposure medium (acqua) contaminato

BW=peso corporeo (kg)

AT= Durata dell'esposizione o LifeTime

ASSORBIMENTO DERMAL E CON COC nel SUOLO

$$ADD = \frac{DA_{event} \times EF \times ED \times SA}{BW \times AT} \quad (\text{Eqn. 6-2})$$

where:

| | | |
|---------------------|---|---|
| ADD | = | average daily dose (mg/kg-day); |
| DA _{event} | = | absorbed dose per event (mg/cm ² -event); |
| SA | = | skin surface area available for contact (cm ²); |
| EF | = | exposure frequency (events/year); |
| ED | = | exposure duration (years); |
| BW | = | body weight (kg); and |
| AT | = | averaging time (days), for non-carcinogenic effects, AT = ED, and for carcinogenic effects, AT = 70 years or 25,550 days. |

Il parametro DAevent è stimato considerando:

- La concentrazione del COC nel suolo
- Il fattore di aderenza suolo pelle
- La frazione di absorption (% assorbita di COC dalla pelle)

INALAZIONE DI VAPORI E POLVERI OUTDOOR E INDOOR

| | |
|--|--|
| <p>▪ Inalazione di vapori e polveri outdoor</p> | $EM \left[\frac{m^3}{Kg \times giorno} \right] = \frac{B_o \times EF_g \times EF \times ED}{BW \times AT \times 365 \frac{giorni}{anno}}$ |
| <p>▪ Inalazione di vapori e polveri indoor</p> | $EM \left[\frac{m^3}{Kg \times giorno} \right] = \frac{B_i \times EF_g \times EF \times ED}{BW \times AT \times 365 \frac{giorni}{anno}}$ |

Dove:

B_o= tasso di inalazione outdoor

B_i= tasso di inalazione indoor

2.6.2. Valutazione Dose-Risposta

La determinazione della curva dose-risposta nel caso della procedura di valutazione del rischio, consiste nella stima della relazione esistente tra la dose di un agente chimico o il livello di esposizione ad una sostanza, con la stessa probabilità di sviluppare degli effetti negativi sulla specie animale test. Essa comprende una descrizione quantitativa di tale relazione dose-risposta, ma anche una discussione sulle incertezze e sulla validità dei risultati ottenuti.

Per ottenere i dati necessari all'analisi di rischio vengono utilizzate due tipi di estrapolazione:

- Estrapolazione da specie a specie (animale – uomo);
- Estrapolazione dalle alte (nei test su animali) alle basse dosi (nell'ambiente);

Pertanto molto importante è il modello di estrapolazione utilizzato per ricavare i dati.

Come già detto è essenzialmente diversa la curva dose-risposta fra sostanze tossiche e sostanze cancerogene; per le prime è prevista una soglia al di sotto della quale la risposta è nulla (ossia per esposizioni anche prolungate non si manifestano risposte nel soggetto esposto), per le seconde invece esiste sempre una risposta per qualsiasi dose non nulla.

Emerge quindi la necessità di utilizzare modelli matematici statistici per predire le risposte alle basse dosi derivandole da quelle riscontrate alle alte dosi.

Per questo motivo viene definita la risposta come "Probabilità $P(d)$ di sviluppo di un tumore nel corso della vita di un individuo se esso è esposto ad un agente cancerogeno ad una dose d " mentre la risposta di background è la "Probabilità $P(d_{bg})$ di sviluppo di un tumore nel corso della vita di un individuo se esso è esposto ad un agente cancerogeno alla dose di background d_{bg} ".

Si ottiene il modello Dose-Response di Background:

$$P(d) = p + (1 - p) * F(d)$$

Da cui la funzione eccesso di rischio:

$$R(d) = \frac{P(d) - p}{1 - p} = F(d)$$

Definito come il rischio di sviluppare effetti avversi in seguito ad una dose d , oltre il rischio di background.

Per quanto riguarda il caso in oggetto per quanto riguarda i parametri necessari alla valutazione del rischio, si è fatto riferimento a due banche dati on-line ed in particolare:

OEHHA; Toxicity criteria database;

IRIS; Integrated Risk Information System (USEPA).

I parametri indicati all'interno di tale database sono estrapolati con diverse metodologie, indicate sul database.

In questi modelli il fattore di potenza cancerogena viene stimato interpolando i dati degli studi animali, utilizzando modelli LMS (Linear Multi-Stage):

$$P(d) = 1 - e^{-(K_0 + K_1 * d + K_2 * d^2 + \dots + K_n * d^n)}$$

Nel modello multistage, gli esponenti delle dosi sono prefissati mentre i coefficienti sono calcolati, mediante elaboratore, sulla base dei coefficienti sperimentali.

Per linearizzare questo modello nell'ambito della zona delle dosi basse si utilizza il limite di confidenza superiore (Upper Confidence Limit, UCL) della componente lineare (il coefficiente K1) della formulazione matematica.

L'UCL è in pratica la potenza cancerogena o l'unità di rischio (UR-CPF).

Supponendo di stimare i coefficienti K con un livello di confidenza superiore del 95% interpolando i dati sui saggi tossicologici sugli animali si ottiene dalla semplificazione:

$$P(d) = 1 - e^{-(K_0^* + K_1^*d)}$$

$$P(0) = 1 - e^{-K_1^*d}$$

da cui si ottiene l'Eccesso di Rischio:

$$R(d) = 1 - e^{-K_1^*d}$$

Il parametro K1* stimato con un livello di confidenza all'estremo superiore del 95% (95-esimo percentile), è definito come Cancer Slope Factor (CSF) o fattore di potenza cancerogena del COC.

Il CSF rappresenta dunque l'incremento del rischio da cancro per effetto di una dose unitaria (Unità di Rischio).

3. CARATTERIZZAZIONE DEL RISCHIO

3.1. RISCHIO PER LA SALUTE UMANA

I potenziali effetti nocivi sulla salute delle popolazioni, sottoposta all'esposizione di sostanze contaminanti in corrispondenza del punto di esposizione, possono essere definiti utilizzando i dati pubblicati dall'U.S. EPA Integrated Risk Information System (IRIS) e da altri centri di ricerca e documentazione, essenzialmente statunitensi.

Lo studio di analisi di rischio sanitario ambientale prende in considerazione le sostanze tossiche croniche, valutando i rischi che l'inquinamento dell'ambiente con tali sostanze può causare sulla salute degli individui a seguito di un'assimilazione cronica. I parametri che caratterizzano la tossicità e la cancerogenicità dei composti individuati sono i seguenti:

- 1) Chronic Reference Dose (RfD) per gli effetti tossici, non cancerogeni.
- 2) Slope Factor (SF) per gli effetti cancerogeni

1) Chronic Reference Dose (RfD) per gli effetti tossici, non cancerogeni.

$$RfD = \frac{NOAEL}{UF \cdot MF} \quad , \quad \frac{mg}{Kg \cdot d}$$

La dose di riferimento RfD rappresenta la dose media giornaliera soglia, al di sotto della quale non si ha alcun effetto negativo sulla salute umana durante l'intera vita.

Per tener conto della sensibilità della popolazione, i valori di RfD sono significativamente più bassi dell'effettivo livello di tolleranza determinato sulla base di studi sull'uomo o sugli animali (NOAEL = No Observed Adverse Effect Level).

Il NOAEL viene convertito in RfD sulla base di un fattore di incertezza UF ed di un fattore di modificazione MF. UF, in particolare, rappresenta il livello di incertezza e assume valori compresi fra 10 e 10000.

Il valore di MF è invece compreso fra 0 e 10 e dipende dal grado di incertezza professionale circa gli studi e le banche dati utilizzati nelle sperimentazioni; in mancanza di indicazioni puntuali, si assume MF = 1.

- 2) Slope Factor (SF) per gli effetti cancerogeni

Per le sostanze cancerogene, che coinvolgono il DNA e sono causa di effetti genotossici (mutagenesi, teratogenesi, cancerogenesi, ...) si verifica invece una correlazione di tipo lineare nel diagramma dose-risposta.

In realtà, l'assunzione della linearità per basse dosi costituisce un'ipotesi conservativa in assenza di dati reali; in ogni caso, per tali sostanze si assume che non esista una soglia di non effetto

Il fattore SF è usualmente misurato in $(\text{mg/kg/d})^{-1}$ e corrisponde al limite superiore di confidenza 95% del modello lineare dose-effetto, valido per le basse dosi.

3.1.1. Rischio Cancerogeno

Il Rischio Cancerogeno Individuale è definito dalla misura dell'aumento di probabilità che un singolo recettore umano ha di sviluppare il cancro nell'arco dell'intera durata della sua vita, in seguito all'esposizione ad agenti chimici cancerogeni. In tal caso si parla anche di Eccesso di rischio cancerogeno individuale oltre il valore di background.

$$\text{Individual_CancerRisk} = LADD_i \cdot CSF_i$$

$$LADD_i = I_i \Leftrightarrow AT = \text{Life} - \text{Time}$$

dove:

CSF_i = Fattore di Potenza Cancerogena (Cancer Slope Factor) del i-esimo COC $(\text{mg/kg-day})^{-1}$

$LADD_i$ = Intake Totale normalizzato nell'arco della durata della vita per ogni singolo ricettore e composto i, ottenuto sommando il contributo di tutti i k percorsi di esposizione. (mg/kg-day) .

L'utilizzo del coefficiente CSF è valido solo nell'ipotesi di esposizione alle basse dosi, che risulta accettabile nell'ambito delle esposizioni a cancerogeni rilasciati nell'ambiente con rischi non superiori a 10^{-2} .

Nelle condizione tipiche della contaminazione ambientale è molto probabile che una popolazione di individui sia esposta contemporaneamente a più agenti chimici cancerogeni, in queste condizioni, sotto determinate ipotesi, la stima quantitativa del rischio cancerogeno individuale si ottiene sommando i rischi individuali associati alle singole sostanze.

Le ipotesi riguardano:

- Indipendenza di azione dei composti chimici cancerogeni (non si considerano le sinergie e gli effetti antagonisti),
- Indipendenza di distribuzione dei rischi relativi ai singoli composti

si ha:

$$\text{TotalIndividual_CancerRisk} = \sum_i \text{Individual_CancerRisk}_i$$

Le limitazioni insite in questo approccio sono:

- Elevata conservatività;
- Impossibilità di considerare le interazioni tra le sostanze.

3.1.2. Rischio Tossico

Le sostanze tossiche classiche non cancerogene hanno una relazione tra dose e risposta (effetto sull'organismo) caratterizzata dalla presenza di una soglia di non effetto, ovvero gli effetti negativi si manifestano sugli organismi esposti solo se la dose supera un certo valore di soglia. La caratterizzazione del pericolo associato all'esposizione a sostanze tossiche avviene attraverso la stima del Quoziente di Pericolo.

Il Quoziente di Pericolo non è una misura probabilistica come il rischio cancerogeno, ma piuttosto, una misura della magnitudo dell'esposizione a sostanze tossiche classiche rispetto ai rispettivi livelli di esposizione standard (RfD Reference Dose) a cui corrispondono effetti non negativi anche per le popolazioni deboli.

Quoziente di Pericolo mediante un confronto tra il livello di esposizione standard relativo al composto i e la dose totale assorbita da un generico individuo appartenente al recettore umano k riferite entrambe rispetto al medesimo intervallo temporale di esposizione:

$$HQ_{ij}(x, y) = \frac{ADD_{ij}(x, y)}{RfD_i}$$

$$ADD_{ij} = I_{ij} \Leftrightarrow AT_{jk} = \text{Durata} _ \text{Esposizione}$$

dove:

$ADD_{ij}(x, y)$ = Dose media Giornaliera mediata nella durata dell'esposizione relativa al tossico i per il ricettore j ottenuta sommando il contributo dei k percorsi di esposizione j (mg/kg-d)

RfD_i = Dose di Riferimento (Reference Dose) per il COC i -esimo al di sotto della quale non si hanno effetti (mg/kg-d)

Il Quoziente di Pericolo (HQ) è stimato singolarmente per ogni COC a cui i recettori sono esposti, ed è quindi possibile stimare il Quoziente di Pericolo totale sommando gli HQi:

$$HQ_{i_Tot_j}(x, y) = \sum_i HQ_{ij}$$

Una volta definiti le stime del rischio è necessario definire i criteri di accettabilità di un rischio (Target Level).

Nel caso di esposizioni acute e croniche per inalazione a sostanze tossiche sono stati definiti in letteratura (HWIR e OEHA) alcune concentrazioni di riferimento che garantiscono la salvaguardia della salute umana. La verifica del rispetto di tali standard stimati mediante approccio risk-based garantisce la salvaguardia dei recettori più sensibili da possibili effetti negativi di tipo acuto.

3.1.3. Risultati Analisi Rischio Cancerogeno e Pericolo Tossico

Nelle tabelle che seguono sono riportati i risultati delle valutazioni del rischio condotte secondo la metodologia RBCA Tier II implementata nei software RBCA ToolKit e Risk-net.

I risultati dell'analisi sono esposti secondo la modalità diretta (*forward mode*) per il calcolo del rischio sanitario causato dalle sorgenti di contaminazione nelle acque sotterranee.

In particolare, nota la **concentrazione rappresentativa della sorgente**, ottenuta calcolando il **95-esimo percentile delle concentrazioni di ogni COC per le 3 tipologie di recettori**

individuati, i valori del rischio cancerogeno e del pericolo tossico sono quantificati analizzando il contributo dei singoli COCs e dei diversi percorsi di esposizione rispetto al valore totale.

Nella tabella seguente si riportano i valori del Cancer Risk (CR) e dell'Hazard Quotient (HQ) per l'esposizione ad inalazione di aria contaminata da volatilizzazione ed ingestione di acqua contaminata da falda acquifera.

Il calcolo del rischio cancerogeno e del pericolo tossico in modalità diretta viene condotto in corrispondenza dei 3 recettori individuati ovvero:

- **POE1-onsite localizzato all'interno del sito della discarica e caratterizzato da COC pari al 95-esimo percentile delle concentrazioni rilevate nei pozzi Pz1 e Pz7 nel periodo Nov.2014-Ago. 2015.**
- **POE-POC localizzato immediatamente a valle del sito e site caratterizzato da COC pari al 95-esimo percentile delle concentrazioni rilevate nei pozzi Pz2, Pz3, Pz4/Pz4 14, PzA/PzA14, PzD/PzD14, PzF/PzF14, PzG/PzG14 nel periodo Nov.2014-Ago. 2015.**
- **POE2-FONDO localizzato esternamente al sito e caratterizzato da COC pari al 95-esimo percentile delle concentrazioni rilevate nei pozzi N,S,E,O nel periodo Nov.2014-Ago. 2015.**

Nelle tabelle che seguono si riportano i valori del CR e HQ per i percorsi di esposizione individuati e per ciascun COC.

| Pz1Pz7 – POE1 ONSITE | HQ_GW | CR_GW | HQ_OUT | CR_OUT | HQ_IN | CR_IN |
|----------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| Ammonia | | | 2.34E-04 | | 3.20E-02 | |
| Antimonio | 1.20E-01 | | | | | |
| Ferro | 5.20E-01 | | | | | |
| Manganese | 7.80E-02 | | | | | |
| Nichel | 6.40E-04 | | | | | |
| Arsenico | 1.30E+00 | 1.30E-04 | | | | |
| Cromo VI | 5.30E-03 | | | | | |
| Cromo Tot | 1.00E-04 | | | | | |
| TOT | 2.02E+00 | 1.30E-04 | 2.34E-04 | 0.00E+00 | 3.20E-02 | 0.00E+00 |

Tabella 4 - Risultati CR e HQ per il POE1-ONSITE

| PozziNESO POE2-FONDO | HQ_GW | CR_GW | HQ_OUT | CR_OUT | HQ_IN | CR_IN |
|----------------------|----------|----------|----------|--------|----------|----------|
| Ammonia | | | 1.94E-04 | | 2.70E-02 | |
| Antimonio | 1.90E-01 | | | | | |
| Ferro | 6.00E-01 | | | | | |
| Manganese | 1.10E-01 | | | | | |
| Nichel | 1.80E-02 | | | | | |
| Arsenico | 1.50E+00 | 1.50E-04 | | | | |
| Cromo VI | 1.20E-02 | | | | | |
| Cromo Tot | 7.70E-05 | | | | | |
| TOT | 2.43E+00 | 1.50E-04 | 1.94E-04 | | 2.70E-02 | 0.00E+00 |

Tabella 5 - Risultati CR e HQ per il POE2-FONDO

| POE-POC | HQ_GW | CR_GW | HQ_OUT | CR_OUT | HQ_IN | CR_IN |
|------------------|----------|----------|----------|--------|----------|----------|
| Ammonia | | | 2.50E-04 | | 3.50E-02 | |
| Antimonio | 2.10E-01 | | | | | |
| Ferro | 4.40E-01 | | | | | |
| Manganese | 1.10E-01 | | | | | |
| Nichel | 1.90E-02 | | | | | |
| Arsenico | 6.90E-01 | 7.20E-05 | | | | |
| Cromo VI | 1.10E-01 | | | | | |
| Cromo Tot | 3.50E-04 | | | | | |
| TOT | 1.58E+00 | 7.20E-05 | 2.50E-04 | | 3.50E-02 | 0.00E+00 |

Tabella 6 - Risultati CR e HQ per il POE-POC

| POE-POC VS FONDO | HQ_GW | CR_GW | HQ_OUT | CR_OUT | HQ_IN | CR_IN |
|------------------|-----------|-----------|----------|----------|----------|----------|
| Ammonia | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 1.60E-05 | 0.00E+00 | 3.00E-03 | 0.00E+00 |
| Antimonio | 9.00E-02 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 |
| Ferro | -8.00E-02 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 |
| Manganese | 3.20E-02 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 |
| Nichel | 1.84E-02 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 |
| Arsenico | -6.10E-01 | -5.80E-05 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 |
| Cromo VI | 1.05E-01 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 |
| Cromo Tot | 2.50E-04 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 |
| TOT | -4.45E-01 | -5.80E-05 | 1.60E-05 | 0.00E+00 | 3.00E-03 | 0.00E+00 |

Tabella 7 - Risultati CR e HQ incrementale rispetto al FONDO per il POE-POC

| POE1-ONSITE VS_FONDO | HQ_GW | CR_GW | HQ_OUT | CR_OUT | HQ_IN | CR_IN |
|----------------------|-----------|-----------|----------|----------|----------|----------|
| Ammonia | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 4.00E-05 | 0.00E+00 | 5.00E-03 | 0.00E+00 |
| Antimonio | -7.00E-02 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 |
| Ferro | -8.00E-02 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 |
| Manganese | -3.20E-02 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 |
| Nichel | -1.74E-02 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 |
| Arsenico | -2.00E-01 | -2.00E-05 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 |
| Cromo VI | -6.70E-03 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 |
| Cromo Tot | 2.30E-05 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 |
| TOT | -4.06E-01 | -2.00E-05 | 4.00E-05 | 0.00E+00 | 5.00E-03 | 0.00E+00 |

Tabella 8 - Risultati CR e HQ incrementale rispetto al FONDO per il POE1-ONSITE

Analizzando i risultati relativi al CR e HQ in corrispondenza dei POE si osserva come i valori totali cumulativi determinati dai percorsi di esposizione analizzati (ingestione acqua di falda, inalazione outdoor ed indoor) siano influenzati per la maggior parte dal peso dell'ingestione di acqua di falda contaminata.

Nelle figure seguenti sono riportati i valori percentuali dei contributi dei singolo COCs alla determinazione del CR e HQ per il percorso di esposizione principale ovvero l'ingestione della acqua di falda contaminata

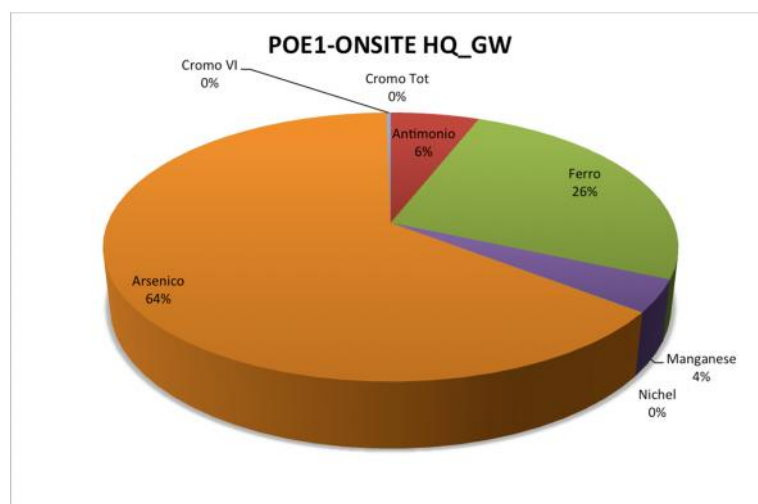


Figura 11 - Contributo dei COC sul Pericolo Tossico per POE1

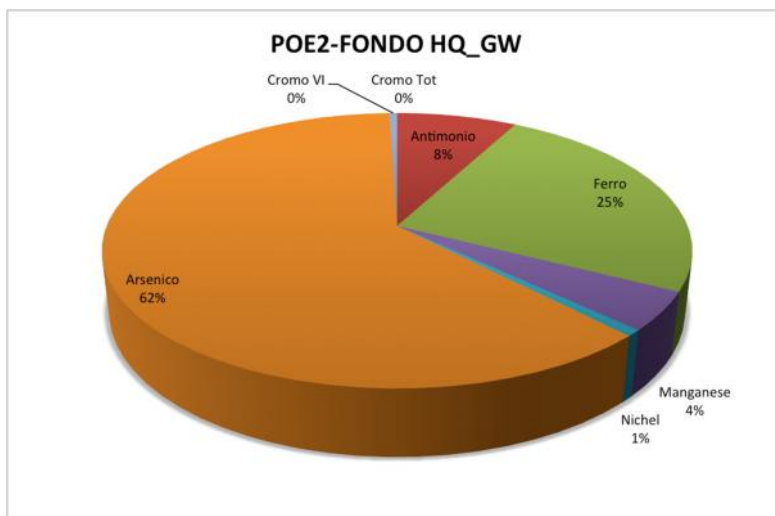


Figura 12 - Contributo dei COC sul Pericolo Tossico per POE2-FONDO

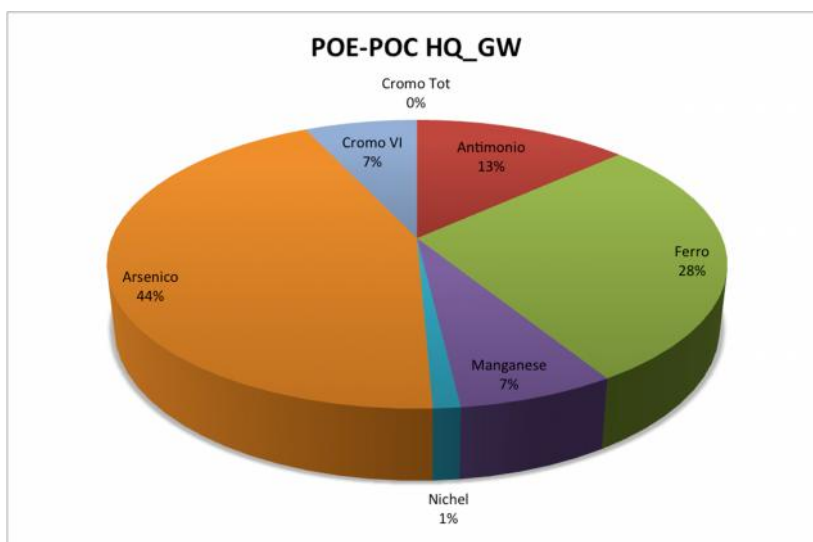


Figura 13 - Contributo dei COC sul Pericolo Tossico per POE-POC

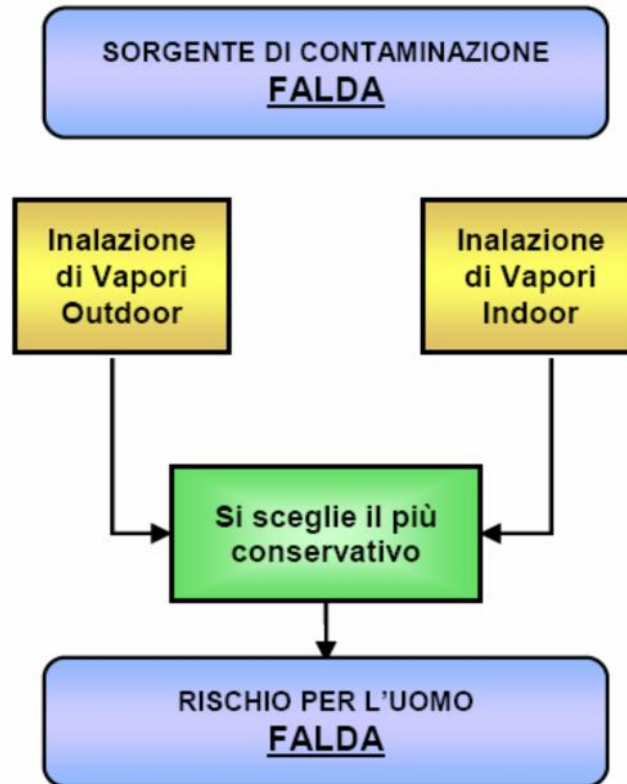
Per quanto riguarda il contributo sul HQ da ingestione di acqua di falda si rileva come l'Arsenico e il Ferro siano i principali contribuenti.

Nel caso del rischio cancerogeno CR l'unico COC presente è l'Arsenico.

3.1.4. Criteri di calcolo del rischio per più vie di esposizione

Per quanto concerne il criterio di cumulazione delle concentrazioni individuali dovute a più vie d'esposizione, si fa riferimento all'approccio ISPRA 2008 simile a quello adottato nel documento Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites [ASTM,1995]. Il calcolo del Rischio per la salute umana viene svolto in funzione delle sorgenti di contaminazione considerate, che sono: suolo superficiale, suolo profondo, falda e prodotto libero.

Per la falda il rischio viene stimato scegliendo il valore più conservativo tra il rischio derivante dalle modalità di esposizione che hanno luogo in ambienti confinati (indoor) e il rischio derivante dalle modalità di esposizione che hanno luogo in ambienti aperti (outdoor). In Figura vengono riportati i criteri di calcolo del rischio da suolo profondo derivante da più vie d'esposizione per l'ambito residenziale ed industriale.



Nel caso in cui vi sia anche l'esposizione da ingestione di acqua contaminata si somma al rischio più conservativo da inalazione (outdoor e indoor) il rischio determinato dalla ingestione di acqua contaminata.

Nel caso della discarica Feronia in oggetto si hanno i seguenti risultati:

- $CR\ TOTALE = CR\ Ingestione\ Acqua + \max(CR\ Inalazione\ out + CR\ Inalazione\ Ind)$
- $HQ\ TOTALE = HQ\ Ingestione\ Acqua + \max(HQ\ Inalazione\ out + HQ\ Inalazione\ Ind)$

| | CR_TOT | HQ_TOT |
|------------------|-----------|-----------|
| POE1-ONSITE | 1.30E-04 | 2.06E+00 |
| POE2-FONDO | 1.50E-04 | 2.46E+00 |
| POE-POC | 7.20E-05 | 1.61E+00 |
| DIFF_POE1VSFONDO | -2.00E-05 | -4.01E-01 |
| DIFF_POCVSFONDO | -7.80E-05 | -8.43E-01 |

Tabella 9 - Rischio cancerogeno (CR_TOT) e pericolo tossico (HQ_TOT) per i POE e valori differenziali rispetto al fondo naturalmente esistente

Analizzando la tabella riportata in precedenza si osserva come i valori di rischio cancerogeno e pericolo tossico totali presenti considerando le concentrazioni di fondo presenti nella falda

profonda, sono leggermente superiori rispetto ai medesimi valori stimati in corrispondenza dei POE1-onsite e POC localizzati all'interno e immediatamente all'esterno del sito in esame.

I valori incrementali sia per CR che per HQ sono pertanto negativi, di conseguenza si può affermare come, anche nell'ipotesi cautelativa che le concentrazioni in falda immediatamente in adiacenza alla discarica siano determinate dalla presenza della discarica stessa, non sia evidente un contributo del rischio sanitario determinato dalla presenza del sito discarica in esame.

3.1.5. Criteri di accettabilità

I limiti di accettabilità del rischio cancerogeno e del pericolo tossico definiti dalla normativa nazionale vigente (Dlgs 152/2006 e s.m.i.) prevede i seguenti limiti:

- Rischio cancerogeno singola sostanza < 1E-06
- Rischio cancerogene multipla sostanza < 1E-05
- Rischio tossico singola sostanza < 1
- Rischio tossico multipla sostanza < 1

I limiti di accettabilità del rischio cancerogeno e del pericolo tossico sono superati in tutti i POE analizzati.

Tuttavia si sottolinea come le concentrazioni rappresentative dei valori naturali di fondo stimate per il POE2-FONDO determinano valori di HQ e CR che superano gli stessi valori stimati per il POE-onsite e POC. Pertanto si rileva come il rischio sanitario incrementale indotto dalla discarica risulta essere negativo e comunque in linea con i valori di fondo.

3.2. RISCHIO PER L'AMBIENTE: COMPONENTE AMBIENTALE ACQUIFERO

Il rischio per la risorsa idrica sotterranea si calcola ponendo a confronto il valore di concentrazione del contaminante in falda, in corrispondenza del punto di conformità. (GW POE C) con i valori di riferimento per la falda (Concentrazioni Soglia di Contaminazione, CSCGW) previsti dalla normativa vigente per i siti contaminati o proposti dall'ISS.

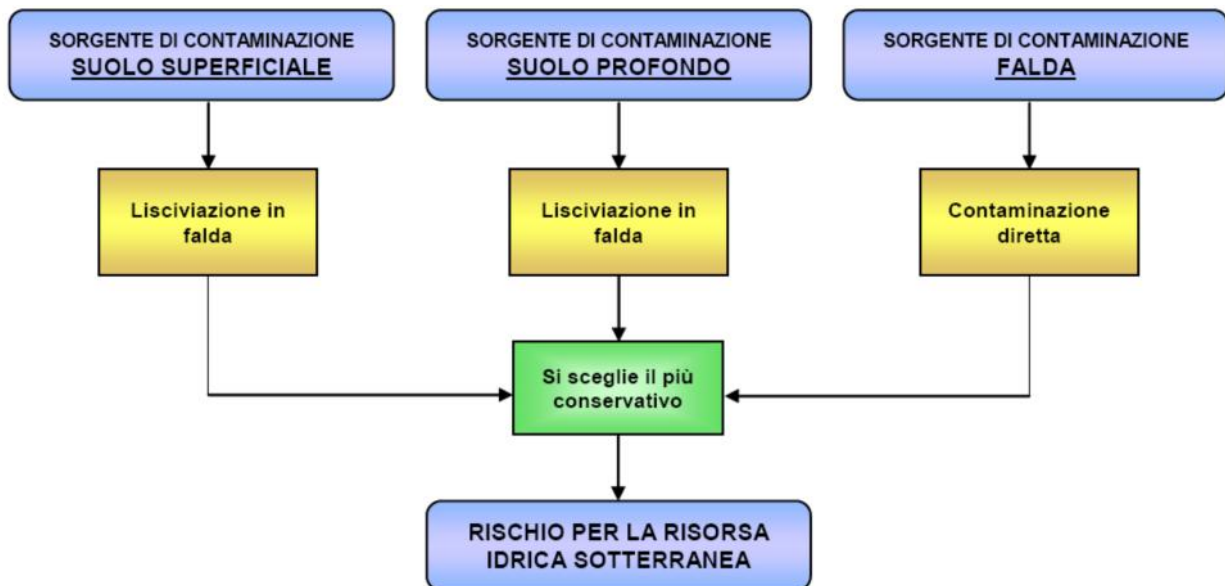
Il punto di conformità è definito come il punto "teorico" o "reale" di valle idrogeologico, in corrispondenza del quale è richiesto il rispetto degli obiettivi di qualità delle acque sotterranee. Tale punto deve essere posto coincidente con il più vicino pozzo ad uso idropotabile o, qualora all'interno del sito non siano presenti pozzi ad uso idropotabile, in corrispondenza del limite di proprietà dell'area o, nel caso di siti di grandi dimensioni, in corrispondenza del confine della singola subarea identificata.

Il rapporto tra la concentrazione del contaminante in falda in corrispondenza del punto di conformità. (GW POE C) e i valori di riferimento per la falda (Concentrazioni Soglia di Contaminazione, CSCGW) previsti dalla normativa vigente per i siti contaminati o proposti dall'ISS definisce numericamente il "rischio per la risorsa idrica sotterranea" (RGW) e per essere accettabile deve assumere valori pari o inferiori all'unità:

$$R_{GW} = \frac{C_{POE}^{GW}}{CSC_{GW}}$$

$$R_{GW(\text{accettabile})} \leq 1$$

Il calcolo del rischio per la risorsa idrica sotterranea si differenzia in funzione della possibile sorgente di contaminazione (suolo insaturo, falda,) e le stime di rischio non vengono cumulate (Figura seguente). In tale ambito, come valore di concentrazione rappresentativa per il suolo insaturo si assume il maggiore dei valori di concentrazione individuati per il suolo superficiale e profondo.



Nella tabella che segue si riporta il calcolo del rischio per la falda secondo la metodologia ISPRA 2008. Il calcolo viene condotto in corrispondenza del punto di conformità localizzato a 15m dalla discarica Feronia sul confine del sito.

Si rileva come i valori delle concentrazioni dei COC attese nel punto di conformità POC localizzato a 15 m dalla discarica Feronia in direzione della falda siano sempre inferiori di diversi ordini di grandezza rispetto ai valori delle CSC definite per la falda dal D.lgs 152/06.

Si riportano i valori rappresentativi delle concentrazioni dei COC in falda nei POE individuati in precedenza: POE1-onsite, POC e POE2-fondo ottenuti analizzando statisticamente (95-esimo percentile, UCL95) i dati provenienti dai punti di monitoraggio della falda profonda.

| | | | | |
|---------------------------|-----------------------|---------------|---------------|---------------|
| Solfati (mg/l) | CSC D.Lgs 152/06 mg/l | POE1 | POC | POE2 |
| 95° percentile | 250 | 114.2 | 89.2 | 127.5 |
| UCL95 | | 112.3 | 67.51 | 182.5 |
| Azoto ammoniacale (mg/l) | CSC D.Lgs 152/06 mg/l | POE1 | POC | POE2 |
| 95° percentile | nd | 8.2 | 9.1 | 7.0 |
| UCL95 | | 9.26 | 7.98 | 6.28 |
| Antimonio (µg/l) | CSC D.Lgs 152/06 µg/l | POE1 | POC | POE2 |
| 95° percentile | 5 | 0.7 | 1.4 | 1.2 |
| UCL95 | | 0.71 | 1.67 | 1.06 |
| Ferro filtrato (µg/l) | CSC D.Lgs 152/06 µg/l | POE1 | POC | POE2 |
| 95° percentile | 200 | 2467.9 | 2069.0 | 2838.0 |
| UCL95 | | 2600 | 2343 | 2216 |
| Manganese filtrato (µg/l) | CSC D.Lgs 152/06 µg/l | POE1 | POC | POE2 |
| 95° percentile | 50 | 171.3 | 232.4 | 234.9 |
| UCL95 | | 177 | 205.1 | 278.7 |
| Nichel filtrato (µg/l) | CSC D.Lgs 152/06 µg/l | POE1 | POC | POE2 |
| 95° percentile | 20 | 2.0 | 5.9 | 5.7 |
| UCL95 | | 2.38 | 4.26 | 3.96 |
| Arsenico filtrato (µg/l) | CSC D.Lgs 152/06 µg/l | POE1 | POC | POE2 |
| 95° percentile | 10 | 6.0 | 3.2 | 6.9 |
| UCL95 | | 5.88 | 3.1 | 5.14 |
| Cromo VI filtrato (µg/l) | CSC D.Lgs 152/06 µg/l | POE1 | POC | POE2 |
| 95° percentile | 5 | 0.3 | 5.3 | 0.6 |
| UCL95 | | n.d. | 4.31 | 0.43 |
| Cromo tot filtrato (µg/l) | CSC D.Lgs 152/06 µg/l | POE1 | POC | POE2 |
| 95° percentile | 50 | 2.4 | 8.2 | 1.8 |
| UCL95 | | 2.37 | 6.2 | 1.11 |

Tabella 10 - Rischio per la falda acquifera

Il rischio per la risorsa idrica sotterranea risulta non essere rispettato per i parametri Ferro e Manganese in tutti i punti POE analizzati.

Si osserva come i valori più elevati si hanno in corrispondenza dei punti POE2 rappresentativi del fondo.

4. CONCLUSIONI

Scopo della presente analisi di rischio era quello di verificare l'accettabilità del rischio sanitario ed ambientale per i recettori che potrebbero essere potenzialmente esposti alle concentrazioni di inquinanti presenti nella falda acquifera.

Nel corso dei periodici monitoraggi svolti dal gestore della discarica mediante i piezometri della rete di controllo sono infatti emerse concentrazioni significative, e talvolta superiori alle Concentrazioni Soglia di Contaminazione di cui all'Allegato 5 al Titolo Quinto della Parte Quarta del D.Lgs. n. 152/06 e s.m.i., per alcune sostanze, ed in particolare per alcuni metalli pesanti, senza tuttavia che vi siano evidenze che tali concentrazioni siano da ricondurre alla discarica.

Ciò nonostante si è verificato se, assumendo l'ipotesi cautelativa che tali concentrazioni fossero riconducibili all'attività della discarica, questa inducesse un rischio per la salute e per l'ambiente non accettabile.

I risultati della quantificazione del RISCHIO PER LA SALUTE UMANA DI SECONDO LIVELLO, condotta secondo lo standard ASTM PS-104 implementato nel software RBCA ToolKit in coerenza con le linee guida ISPRA (ISPRA 2005, ISPRA 2006, ISPRA 2008) e con il DLgs 152/06, evidenziano valori del rischio cancerogeno e del pericolo tossico che risulterebbero superiori ai valori soglia degli standard internazionali ed ai limiti di legge vigenti, per quanto applicabili in corrispondenza dei punti di esposizione POE localizzati esternamente, internamente ed al confine del sito oggetto di studio.

Tuttavia si sottolinea come le concentrazioni rappresentative dei valori di fondo stimate per il POE2-FONDO, ossia determinate sulla base degli esiti dei monitoraggi svolti presso i piezometri di controllo delle aree esterne ubicati a significativa distanza dal sito Feronia, determinano valori di HQ e CR che superano gli stessi valori stimati per il POE-onsite e POC.

Pertanto si rileva come il rischio sanitario ed ambientale incrementale indotto dalle concentrazioni rilevate in falda nei pressi della discarica risulta essere negativo e comunque in linea con i valori naturali di fondo.

In conclusione, anche nell'ipotesi cautelativa che le suddette concentrazioni siano riconducibili all'attività della discarica, elemento per cui non vi sono evidenze, è possibile concludere che queste inducono un rischio accettabile in quanto non incrementano quello già indotto dalla presenza di fondo delle sostanze di interesse.

5. BIBLIOGRAFIA

- ISPRA (2005) ["Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio alle discariche"](#)
- ISPRA (2006) ["Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati"](#)
- A.S.T.M. (1995) E-1739 Emergency standard guide for Risk-Based Corrective Action applied at petroleum release sites, American Society for Testing and Materials, West Conshohocken, PA 19428.
- A.S.T.M. (1998) *PS.104 Standard provisional guide for Risk-Based Corrective Action*, American Society for Testing and Materials, West Conshohocken, PA 19428.
- CONNOR J.A., BOWERS R.L., PAQUETTE S.M., NEWELL C.J. (1997) *Soil attenuation model for derivation of risk-based soil remediation standards*, Groundwater Services Inc., Houston, Texas, pagg. 1-34.
- CONNOR J.A., BOWERS R.L., NEVIN J.P., FISHER R.T. (1998) *Guidance manual for RBCA TOOL KIT for Chemical Releases*, Groundwater Services Inc., Houston, Texas. DI
- MOLFETTA A., AGLIETTO I. (1999) "La procedura di analisi di rischio sanitario ambientale" IGEA, *Ingegneria e Geologia degli Acquiferi*, n. 12, pagg. 67-78.
- DOMENICO P.A. (1997) "An analytical model for multidimensional transport of a decaying contaminant species", *Journal of Hydrology*, v. 91, pagg. 49-58.
- DOMENICO P.A., SCHWARTZ F.W. (1998) *Physical and Chemical Hydrogeology*, 2° ed., Wiley & Sons, New York, 1998.
- E.P.A. (1989) Risk assessment guidance for superfund (RAGS). Vol. 1 Human Health Evaluation Manual, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC.
- E.P.A. (1996) *Soil Screening Guidance. User's Guide*, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC 20460.
- DTSC, (1993). "CalTOX, A Multimedia Total Exposure Model for Hazardous Waste Sites";
- Harbaugh, A.W. and M. G. McDonald, 1996a, User's documentation for MODFLOW-96, an update to the U.S. Geological Survey modular finite-difference ground-water flow model, USGS Open-File Report 96-485.
- Zheng, C., 1990, MT3D, a modular three-dimensional transport model, S.S. Papadopoulos & Associates, Inc., Rockville, Maryland.
- Zheng, C. and P. P. Wang, 1998, MT3DMS, A modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion and chemical reactions of contaminants in groundwater systems. Documentation and user's guide. Departments of Geology and Mathematics, University of Alabama.
- Xu, M., Eckstein, Y., Use of weighted least square method in evaluation of the relationship between dispersivity and scale, *Ground Water*, vol 33 n 6 pp 905-908, 1995

Gelhar, LW, Welty, C., Rehfeldt, KR, A critical review of data on field scale dispersion in aquifers
WatResRes vol 28 n 7 pp 1955-1974, 1992

USEPA, Water quality assessment, a screening procedure for toxic and conventional pollutants in
surface and ground water, Part II, EPA600/6-85/002b, 444 pp, ERL Athens, GA, 1985

Marsily, G.de, Quantitative Hydrogeology – Groundwater Hydrology for engineers, Academic
Press, NY, 1986, 380 pp

US EPA, (1989). "Guidelines for Risk Characterization in Risk Assessment Guidance for
Superfund, Volume 1, Human Health Evaluation Manual (Part A)", Interim Final.;

US EPA, (1992). "Dermal Exposure Assessment: Principles and Applications";

USEPA (1997). "Health Effects Assessment Summary Tables (HEAST)": Annual Update, FY 1997.
National Center for Environmental Assessment (NCEA), Office of Research and Development and
Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC.

USEPA (1998b). "Superfund Exposure Assessment Manual", Office of Emergency and Remedial,
Response. Washington, D.C. 1988b;

USEPA (1999a). "Human Exposure Module for HWIR99 Multimedia, Multipathway, and
Multireceptor Risk Assessment (3MRA) Model". Office of Solid Waste, Washington, DC.

USEPA, (1984). "Risk Assessment and Management: Framework for Decisionmaking";

USEPA, (1986a). "Guidelines for Carcinogen Risk Assessment". 51 Federal Register 33992.;

USEPA, (1986b). "Guidelines for Exposure Assessment". 51 Federal Register 34042.;

USEPA, (1986c). "Guidelines for the Health Risk Assessment of Chemical Mixtures". 51 Federal
Register 34014

USEPA, (1988). "Guidance for Conducting Remedial Investigations and Feasibility Studies Under
CERCLA. Interim Final. Office of Emergency and Remedial Response. (OSWER Directive 9355.3-
01);

USEPA, (1989). "Exposure Factor Handbook". Office of Health and Environmental Assessment

USEPA, (1989). "Risk Assessment Guidance for Superfund: Environmental Evaluation Manual".
Interim Final. Office of Emergency and Remedial Response. EPA/540/1-89/001A. (OSWER
Directive 9285.7-01);

USEPA, (1989). "Risk Assessment Guidance for Superfund", Volume I, Human Health evaluation
Manual, part A, Washington DC, 1989;

USEPA, (1993), "MULTIMED: The Multimedia Exposure Assessment Model for Evaluating the
Land Disposal of Wastes-Model Theory – ProjectSummary", USEPA Environmental Research
Laboratory, Athens GA.

USEPA, (1993). "Guidance for Assessing Health Risks of Emissions from Hazardous Waste
Incineration Facilities", Attachment 9;

USEPA, (1994). "Estimating Exposure to Dioxin-Like Compounds, Volume III: Site-Specific Assessment Procedures". Review Draft;

USEPA, (1994a). "Methods for derivation of inhalation reference concentrations and application of inhalation dosimetry", Washington (DC): Office of Research and Development; 1994;

USEPA, (1995). "Exposure Factors Handbook", Review Draft;

USEPA, (1995). "Identification and Listing of Hazardous Wastes: Hazardous Waste Identification Rules (HWIR)";

USEPA, (1995). "User's guide for the Industrial Source Complex (ISC3) Dispersion Models". Office of Air Quality Planning and Standards..

USEPA, (1996). "Soil Screening Guidance: User's Guide, Attachment C: Chemical Properties for SSL Development", July 1996;

USEPA, (1997). "Exposure Factors Handbook". Office of Research and Development. NCEA;

USEPA, (1998). "Framework for Ecological Risk Assessment", 1998

USEPA, (1998). "Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities" - Peer Review Draft, dated July 1998, <http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/combust/risk.htm>;

USEPA, (1998). "Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities". Peer Review Draft 1998

USEPA, (1998). "Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities". Peer Review Draft;

USEPA, (1998). "Integrated Risk Information System (IRIS)". Duluth, MN

USEPA, (1999). "Environmental Technology Verification Report Environmental Decision Support Software", Office of research and Development, October 1999;

USEPA. (1989). "Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume I. Human Health Evaluation Manual" (Part A). OERR. Washington, D.C. OERR 9200 6-303-894

USEPA. (1992a). "Dermal Exposure Assessment: Principles and Applications". Interim Report. EPA/600/8-91/011B. Office of Research and Development, Office of Health and Environmental Assessment, Exposure Assessment Group, Washington, D.C. January.

USEPA. (1995b). "Health Effects Assessment Summary Tables" FY-1995 Annual. EPA/540/R-95/036. 9200.6-303(95-1). PB95-921199. Office of Research and Development, Office of Solid Waste and Emergency Response, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, D.C. May.

USEPA. (1996a). "Soil Screening Guidance: Technical Background Document". EPA/540/R-95/128. 9355.4-17A. PB96-963502. Office of Solid Waste and Emergency Response, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, D.C. May.

USEPA. (1998c). "Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities", Volume Two. Appendix A. Peer Review Draft. EPA530-D-98-001B. Office of Solid Waste and Emergency Response. July.