



Agenzia nazionale per le nuove tecnologie, l'energia
e lo sviluppo economico sostenibile



Ministero dello Sviluppo Economico

RICERCA DI SISTEMA ELETTRICO

Studio del trasporto e diffusione di inquinanti radioattivi nel suolo e sottosuolo

A. Remetti, M. Giangregorio



Report RdS/2012/034

STUDIO DEL TRASPORTO E DIFFUSIONE DI INQUINANTI RADIOATTIVI NEL SUOLO E SOTTOSUOLO

R. Remetti, M. Giangregorio – CIRTEN, Uniroma1

Settembre 2012

Report Ricerca di Sistema Elettrico

Accordo di Programma Ministero dello Sviluppo Economico - ENEA

Area: Governo, gestione e sviluppo del sistema elettrico nazionale

Progetto: Nuovo nucleare da fissione: collaborazioni internazionali e sviluppo competenze in materia nucleare

Responsabile del Progetto: Paride Meloni, ENEA



CIRTEN

Consorzio Interuniversitario per la Ricerca Tecnologica Nucleare

“SAPIENZA”

UNIVERSITY OF ROME

Studio del trasporto e diffusione di inquinanti radioattivi nel suolo e sottosuolo

Autori

Romolo Remetti

Maria Giangregorio

CERSE-UNIROMA1 RL 1184/2012

Roma, Settembre 2012

Lavoro svolto in esecuzione dell'Attività LP2.E2
AdP MSE-ENEA sulla Ricerca di Sistema Elettrico - Piano Annuale di Realizzazione 2011
Progetto 1.3.1 “Nuovo Nucleare da Fissione:
collaborazioni internazionali e sviluppo competenze in materia nucleare”



Indice

Sommario	3
1 Introduzione	4
2 MODELLI DI TRASPORTO	5
2.1 Area sorgente di contaminazione	6
2.1.1 Dimensioni della zona sorgente di contaminazione	8
2.1.2 Selezione degli inquinanti indicatori	9
2.1.3 Concentrazioni da attribuire alla zona sorgente	13
2.1.4 Organizzazione e presentazione dei dati qualitativi	13
2.2 Tipologia dei modelli	14
2.3 Suolo e sottosuolo	17
2.3.1 Parametri sito-specifici del terreno in zona insatura	18
2.3.2 Parametri sito-specifici del terreno in zona satura	25
2.3.3 Meccanismi di trasporto nel sottosuolo	30
2.4 Corpo idrico superficiale	38
2.5 Atmosfera	42
2.5.1 Dati meteorologici	42
2.5.1.1 Precipitazione e temperatura media annuale	42
2.5.1.2 Stabilità atmosferica	43
2.5.1.3 Vento	45
2.6 Localizzazione dei bersagli	47
3 Il codice FRAMES	48
3.1 FRAMES (Framework for Risk Analysis in Multimedia Environmental System)	48
3.1.1 Struttura di modellizzazione ambientale	49
3.1.2 Metodologia di calcolo	49
3.1.3 Interfaccia utente	52
3.2 mepas 5.0 (Multimedia Environmental Pollutant Assessment System)	56
3.3 I moduli MEPAS	57
3.3.1 Caratteristiche del “Source Term Release Module” di Mepas	57



3.3.2	Caratteristiche del “Atmospheric Transport Module” di Mepas	58
3.3.3	Caratteristiche del “Vadose Zone Transport Module” di Mepas	60
3.4	Scheda di composizione del vadose zone module	62
3.4.1	Caratteristiche del suolo: variabili	63
3.4.2	Caratteristiche del “Aquifer Transport Module” di Mepas	66
3.4.3	Caratteristiche del “Groundwater Pathway” di Mepas	69
3.4.4	Equazioni della concentrazione di contaminante	74
3.4.5	Funzioni di Green	74
3.4.6	Concentrazioni del soluto	76
3.4.7	Equazioni del flusso di contaminante	78
3.4.8	Equazioni stazionarie per le acque sotterranee	80
3.4.9	Equazioni della lunghezza di miscelazione	81
3.4.10	Equazioni del tempo di percorrenza e del momento di picco	84
3.4.11	Caratteristiche per uno scenario a campo vicino e lontano	86
3.4.12	Bilancio di massa delle acque sotterranee presso la sorgente	89
3.4.13	Caratteristiche del “Exposure Pathway Module” di Mepas	89
3.4.14	Caratteristiche del “Human Health Impact Module” di Mepas	91
4	Applicazione del codice ad un caso simulato	94
4.1	SIMULAZIONE	94
4.1.1	Studio preliminare	100
4.1.2	Studio parametrico	111
4.1.2.1	Zona vadosa : spessore	111
4.1.2.2	Zona vadosa : coefficiente di partizione o distribuzione (Kd)	118
4.1.2.3	Zona vadosa : classe di suolo	127
4.1.2.4	Zona satura: distanza dal punto di prelievo	147
4.1.2.5	Zona satura : coefficiente di partizione o distribuzione (Kd)	156
4.1.2.6	Zona satura : velocità di Darcy	164
4.1.3	Studio non parametrico : analisi di sensibilità ed incertezza	172
4.1.4	Analisi e discussione	174
5	Conclusioni	184
6	Riferimenti bibliografici	186
7	Breve curriculum scientifico del gruppo di lavoro	187



Sommario

Nel presente lavoro è stato affrontato lo studio del trasporto e della destinazione degli inquinanti radioattivi nel suolo e sottosuolo tramite l'utilizzo della piattaforma software FRAMES ed in particolare del modulo MEPAS.

La prima parte dell'opera è stata dedicata alla trattazione della radioattività, analizzandone gli aspetti generali e soffermandosi sul concetto di rifiuto radioattivo e sulla gestione e sullo smaltimento dello stesso.

Si sono poi analizzati i principali modelli di trasporto per la valutazione del destino dei contaminanti nell'ambiente, fase complessa nella valutazione del rischio o in qualsiasi altra valutazione di impatto ambientale. Lo studio complessivo del problema ha richiesto la suddivisioni in tre momenti distinti, che si riferiscono al modello concettuale di analisi di rischio:



1 Introduzione

Lo studio complessivo del problema ha richiesto la suddivisione in tre momenti distinti, che si riferiscono al modello concettuale di analisi di rischio, per cui sono stati definiti:

1. le sorgenti di contaminazione;
2. le vie di migrazione;
3. i bersagli di contaminazione.

Il percorso secondo cui si muove il contaminante dalla sorgente verso il bersaglio individua i modelli da utilizzare. Ciascun modello necessita di dati che caratterizzano il media (aria, suolo, falda, ecc..) per valutare la distribuzione spaziale e temporale degli inquinanti. Mentre, la tipologia del bersaglio (uomo, fauna, etc..) deve essere specificata a seconda dello scopo dello studio. Per ciascuna tipologia si devono precisare il punto ove si ipotizza possa esserci contatto, la frequenza di presenza e se esistono particolari fattori che possono attenuare il pericolo. Successivamente si è studiato il codice di calcolo FRAMES versione 1.7, analizzandone i moduli in esso presenti e le variabili richieste. Particolari difficoltà sono state affrontate durante l'installazione infatti, questa fase è di fondamentale importanza per il corretto funzionamento del programma. Il lavoro si è poi soffermato sulla descrizione dei due gruppi di modelli presenti in FRAMES, ossia MEPAS 5.0 e GENII 2.0.

Particolare interesse è stato dedicato al MEPAS indicandone i numerosi pregi che lo rendono un punto di riferimento per quanto riguarda il calcolo dell'impatto ambientale dovuto ai rilasci di inquinanti chimici, radioattivi, organici ed inorganici nelle acque sotterranee. Sono state elencate anche alcune limitazioni dovute alla sua origine americana, che provocano problemi di incompatibilità con i sistemi operativi italiani, come precedentemente accennato.

Dopo aver studiato le potenzialità del codice, si è proceduto con una simulazione di rilasci di isotopi radioattivi nel suolo e nel sottosuolo. La parte riguardante la simulazione è stata più complessa, sia per quanto riguarda l'analisi dello scenario che l'interpretazione dei risultati. Si è scelto di effettuare sia uno studio parametrico che non parametrico, per verificare quali parametri influenzano maggiormente la destinazione e il trasporto di inquinanti radioattivi nelle acque sotterranee. Poiché non si avevano a disposizione i dati relativi a uno scenario reale di rilascio nel sottosuolo si è fatto riferimento ad una configurazione geologica tipica.

Si è simulato un rilascio di radionuclidi, per un periodo di 100 anni, da una discarica per via vadosa in un acquifero dove l'acqua è pompata da un pozzo ed ingerita da un possibile individuo. I contaminanti si propagano con moto verticale nella zona insatura omogenea ed isotropa composta da un solo strato. All'interfaccia tra insaturo ed acquifero sono stati monitorati il flusso massimo e l'attività cumulativa che passano attraverso essa. Dopo aver attraversato la superficie di interfaccia, i contaminanti si immettono nell'acquifero, nel quale si muovono seguendo l'equazione advettiva-dispersiva. Essi formano un pennacchio nel quale la concentrazione non è uniforme ed è massima lungo l'asse del pennacchio. Per effettuare una stima conservativa si è considerato un punto di prelievo situato sull'asse del pennacchio e a profondità nulla nell'acquifero. In corrispondenza del punto di prelievo si è studiato l'andamento della concentrazione. La concentrazione nei pozzi risulta essere un parametro importante, perché costituisce il punto di partenza per l'analisi radioprotezionista relativa all'ingestione di acqua contaminata e all'irraggiamento esterno.

Oggetti dello studio, sono stati il tempo impiegato dai contaminanti per giungere dalla sorgente al punto di prelievo, il flusso massimo, l'attività cumulativa e la concentrazione massima in



funzione dei parametri geologici. Sono state poi effettuate considerazioni sull'accumulo di contaminanti nella matrice porosa.

Nell'approccio non parametrico oltre alla massima concentrazione al punto di prelievo, si è considerata anche la dose equivalente di picco, che permette di misurare gli effetti biologici e il danno provocato dall'assorbimento di radiazioni su un organismo o su un determinato organo o tessuto.

2 MODELLI DI TRASPORTO

La valutazione del destino dei contaminanti nell'ambiente è una fase complessa nella valutazione del rischio o in qualsiasi altra valutazione di impatto ambientale. Lo studio complessivo del problema richiede la suddivisioni in tre momenti distinti, che si riferiscono al modello concettuale di analisi di rischio:

Sorgente $\Rightarrow$ **Trasporto** $\Rightarrow$ **Bersaglio**

per cui devono essere definiti:

1. le sorgenti di contaminazione;
2. le vie di migrazione;
3. i bersagli di contaminazione.

Lo studio necessita quindi inizialmente di dati che caratterizzano la sorgente inquinante sia nell'estensione spaziale che temporale per cui sussiste la contaminazione.

Il percorso secondo cui si muove il contaminante dalla sorgente verso il bersaglio individuerà i modelli da utilizzare. Ciascun modello necessita di dati che caratterizzano il media (aria, suolo, falda, ecc..) per valutare la distribuzione spaziale e temporale degli inquinanti. I tipi di modelli, a seconda del livello di analisi, potranno essere:

- deterministici o stocastici;
- matematici o empirici;
- analitici o numerici;
- monodimensionali, bidimensionali o tridimensionali.

Infine, la tipologia del bersaglio (uomo, fauna, etc.) deve essere specificata a seconda dello scopo dello studio. Per ciascuna tipologia si devono precisare il punto ove si ipotizza possa



esserci contatto, la frequenza di presenza e se esistono particolari fattori che possono attenuare il pericolo.

2.1 Area sorgente di contaminazione

Per applicare una procedura di analisi di rischio su una zona contaminata, è necessario eseguire una schematizzazione concettuale e fisica degli elementi del mondo reale tra i quali, principalmente, la geometria del sito e della sorgente di contaminazione. Inoltre bisogna essere in grado di localizzare l'estensione della contaminazione che può interessare il suolo-sottosuolo, le acque sotterranee, le acque superficiali e l'aria e le modalità di rilascio del contaminante nell'ambiente. Le principali sorgenti di inquinamento sono:

- le aree di stoccaggio incontrollato di residui di lavorazione (es. cumuli, vasche);
- materiale di riporto, spesso inquinato per mescolanza con residui di lavorazione;
- le perdite da tubazioni lineari (es. pipe-line, fogne oleose, fogne chimiche, fogne bianche) o puntuali (es. perdite da cisterne o da serbatoi sopra e sotto-terra);
- gli sversamenti accidentali di prodotti chimici o petroliferi nel suolo-sottosuolo;
- le discariche incontrollate;
- la ricaduta sul suolo di polveri da emissioni in atmosfera.

Una sorgente di inquinamento può “impattare” direttamente (recettori primari dell'inquinamento) o indirettamente (recettori secondari dell'inquinamento) i diversi media ambientali e può quindi differenziarsi in sorgente primaria o secondaria. La sorgente primaria è rappresentata dall'elemento che è causa di inquinamento (es. accumulo di rifiuti); quella secondaria è identificata con il comparto ambientale oggetto di contaminazione (suolo, acqua, aria). La sorgente secondaria può trovarsi in due comparti ambientali, ovvero:

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



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

Un inquinamento non resta quasi mai circoscritto alla sorgente, ma tende a migrare secondo i principali vettori di flusso idrico nella porzione insatura e satura del terreno, e di flusso gassoso negli spazi interstiziali del terreno e in atmosfera.

La migrazione del contaminante da una sorgente primaria avviene principalmente (Figura 2.1):

- 1) per lisciviazione del contaminante dal terreno, arrivo in falda e successivo trasporto secondo la direzione di flusso idrico sotterraneo;
- 2) per formazione di polveri e sostanze volatili dal suolo superficiale contaminato; vapori da suolo profondo contaminato e da acque sotterranee; successivo trasporto secondo la direzione del vento.

Il rilascio di contaminante dalla sorgente può essere di tipo:

- **continuo**: il rilascio di contaminante nell'ambiente avviene con continuità temporale. Si ipotizza in questo caso una sorgente con quantità infinità di contaminante;
- **in riduzione**: il rilascio di contaminante diminuisce progressivamente nel tempo per diminuzione della massa inquinante a causa di vari processi (es. degradazione chimica e biologica, azzeramento dell'apporto diretto); la sorgente inquinante è in questo caso di massa finita;
- **pulsante**: il rilascio di contaminante è intermittente nel tempo.

L'emissione dalla sorgente di contaminazione viene generalmente considerata continua e costante nel tempo (condizione conservativa a favore della sicurezza del recettore); questa condizione è sicuramente vera nel caso in cui l'inquinamento sia legato a specie chimiche non degradabili, la massa inquinante sia molto elevata e lo studio copra un intervallo di tempo breve.

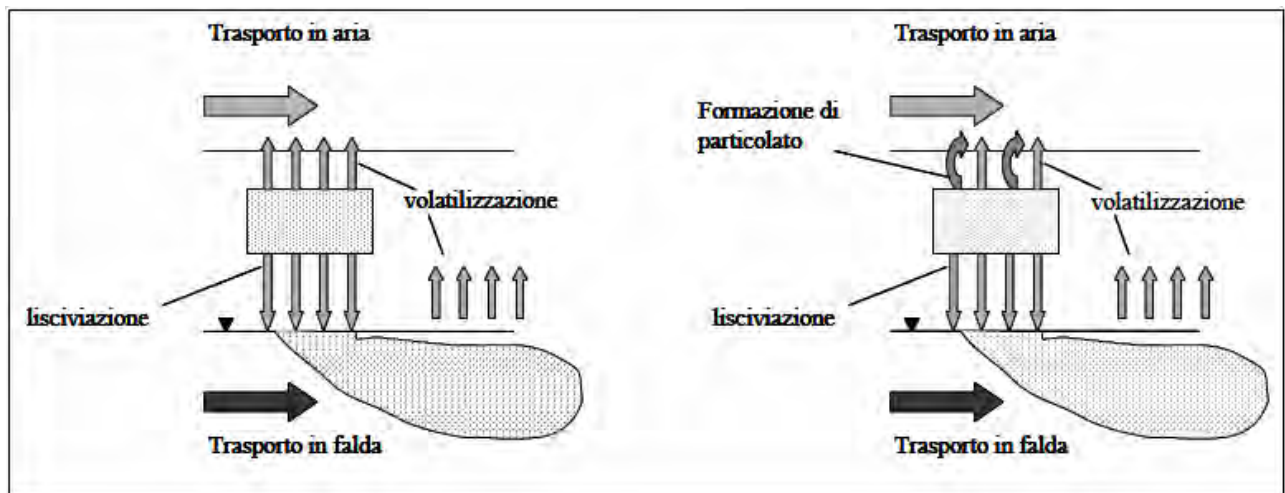


Figura 2.1 - Principali meccanismi di migrazione di un inquinante immesso nel terreno.

2.1.1 Dimensioni della zona sorgente di contaminazione

Uno degli scopi dello studio di caratterizzazione è il dimensionamento di una o più zone sorgenti di

contaminazione. Le grandezze dimensionali che possono essere prese in considerazione sono:

- la superficie totale interessata dalla contaminazione;
- la lunghezza della sorgente parallela alla direzione di flusso idrico sotterraneo;
- la lunghezza della sorgente parallela alla direzione prevalente del vento;
- la profondità da piano campagna del top e della base dello strato contaminato.

La sorgente di contaminazione viene generalmente schematizzata con una forma geometrica rettangolare di area pari a quella del sito reale. Le lunghezze parallele alla direzione del flusso idrico sotterraneo (W_1) e alla direzione prevalente del vento (W_2) devono essere poste uguali a quelle “sito-specifiche” (Figura 2.2). Nel caso non siano disponibili informazioni sulle direzioni dei vettori di flusso, le due lunghezze devono essere poste uguali a quelle massime del sito (condizione conservativa). I modelli numerici, invece, permettono di approssimare la forma della sorgente a quella reale. La profondità del top e della base dello strato inquinato devono essere definite in base ai risultati qualitativi emersi dallo studio di caratterizzazione. La porzione di terreno contaminato può interessare il suolo superficiale insaturo, il suolo profondo insaturo, o quello saturo (Figura 2.3.). Lo studio di caratterizzazione ambientale dovrebbe fornire tutte le informazioni per capire se la contaminazione interessa anche le acque sotterranee. In questo caso



è importante verificare se le concentrazioni di inquinanti in falda sono legate alla situazione di degrado dei terreni o ad altre situazioni di degrado esistenti a monte del sito in studio. Per questo sarebbe importante ricostruire i “plume” di contaminazione in falda, relativamente ai diversi inquinanti individuati, per verificare la loro effettiva origine ed estensione.

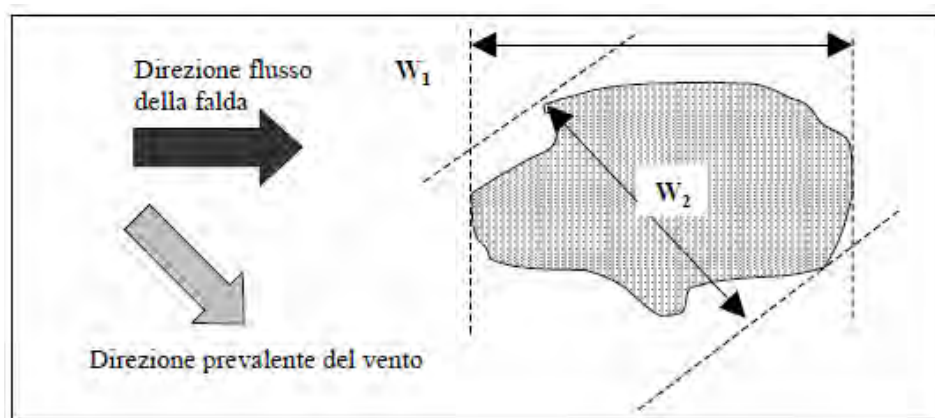


Figura 2.2 - Dimensionamento della sorgente di contaminazione.

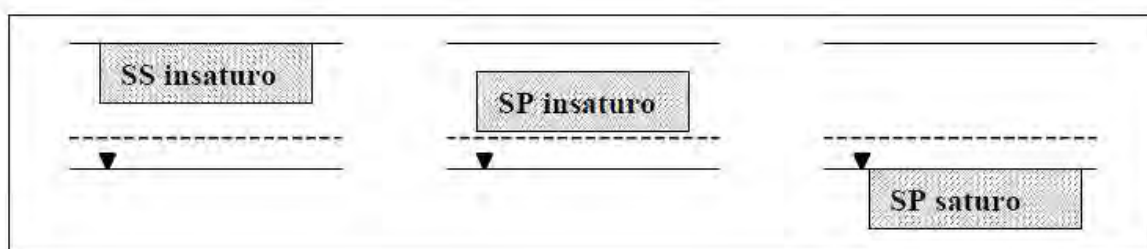


Figura 2.3 - Tipi di sorgenti di contaminazione nel terreno.

2.1.2 Selezione degli inquinanti indicatori

In alcuni casi, può accadere che il numero di specie chimiche inquinanti indagate nell’ambito di una campagna di indagine diretta, e/o che i valori di concentrazione nel suolo o in falda siano nettamente superiori rispetto ai valori di riferimento indicati dalla normativa vigente. L’applicazione della procedura di analisi di rischio sanitario a tutte queste sostanze può spesso risultare complessa e dispendiosa sia per il tempo impiegato sia per le risorse da investire. Inoltre, la trattazione dell’intero insieme può portare all’ottenimento di risultati di difficile comprensione, se non addirittura fuorvianti rispetto al rischio dominante presente nel sito.



Per evitare che ciò accada è necessario quindi ridurre il numero di specie chimiche da inserire nella procedura di analisi, selezionando quelle più importanti, ossia quelle alle quali è associato un rischio maggiore per l'uomo; tali sostanze prendono il nome di "inquinanti indicatori". In linea teorica quindi, tra tutti gli inquinanti rinvenuti nel sito in esame, gli inquinanti indicatori sono quelli che, per: valori di concentrazione, tossicità, frequenza di rilevamento, mobilità nei comparti ambientali, persistenza e capacità di bioaccumulo, presentano il rischio maggiore per l'uomo.

La lista degli inquinanti indicatori da utilizzare in una procedura di analisi di rischio può essere ottenuta attraverso le seguenti fasi:

1. ordinare e organizzare i dati chimici per popolazioni omogenee. I dati devono essere suddivisi, a seconda della profondità di prelievo e in base allo strato geologico che rappresentano o in funzione di altri criteri di accorpamento, per popolazioni omogenee. L'organizzazione deve essere eseguita per i campioni di terreno, per le acque ed eventualmente, se disponibili, per gli eluati dei test di cessione;
2. eliminare dalla lista gli inquinanti risultati, su tutti i punti campionati dei diversi media ambientali, inferiori ai limiti di rilevabilità strumentale o ad un background naturale;
3. eseguire un'analisi per stimare i principali indici statistici d'interesse relativamente ad ogni popolazione omogenea di dati individuata con i due criteri precedenti;
4. selezionare le specie chimiche che in almeno un campione analizzato presentano una concentrazione superiore ai limiti tabellari (del DM 471/99) o a un background naturale, ed escludere le restanti.

Non per tutte le sostanze presenti in un sito è possibile individuare le proprietà chimico-fisiche e tossicologiche e, quindi, per alcuni composti è necessario ricorrere ad un raggruppamento per classi. Secondo la procedura EPA (RAGS, 1989), il raggruppamento per classi può essere eseguito

attraverso le seguenti operazioni:

1. Raggruppamento delle specie chimiche in classi – L'insieme di specie chimiche rilevate nel sito in esame deve essere suddiviso in classi differenziate in funzione della tipologia della sostanza in esame. A titolo esemplificativo è possibile fare riferimento alla suddivisione per tipologia di sostanze mostrata in Tabella 2.1;



Tabella 2.1 - Raggruppamento delle specie chimiche in classi.

Suddivisione in classi
Aromatici
Aromatici policiclici
Alifatici clorurati
Alifatici alogenati
Nitrobenzeni
Clorobenzeni
Fenoli non clorurati
Fenoli clorurati
Ammine aromatiche
Fitofarmaci
Diossine e furani
Idrocarburi

- Raggruppamento delle specie chimiche in sottoclassi – Ogni classe di sostanze, individuata come descritto nella precedente fase, deve essere ulteriormente suddivisa in due sottoclassi, in modo da raggruppare in una sottoclasse le sostanze che hanno effetti cancerogeni (categorie A, B1, B2, C) e in un'altra sottoclasse le sostanze non cancerogene (categorie D ed E) che hanno effetti tossici. Le sostanze che hanno effetti sia cancerogeni che tossici vanno inserite in entrambe le sottoclassi.
- Selezione dell'inquinante indicatore – In corrispondenza ad ogni sottoclasse si identifica l'inquinante indicatore in funzione della concentrazione misurata in sito e della sua tossicità. Tali fattori sono infatti ritenuti tra tutti più importanti nel calcolo del potenziale effetto di una specie chimica sulla salute umana. Ad ogni sostanza i , di cui è possibile conoscere il valore di tossicità, si assegna un fattore di rischio individuale R_{ij} , determinato sulla base della sua concentrazione in un determinato comparto ambientale j e della tossicità, secondo la formula:



Per la sottoclasse delle sostanze cancerogene

$$R_{ij} = C_{ij} \times T_i \quad \text{in cui}$$

R_{ij} è il fattore di rischio della specie "i" nella matrice "j"

C_{ij} è la concentrazione della specie "i" nella matrice "j"

T_i è il valore di Slope Factor della specie "i".

(1)

Per la sottoclasse delle sostanze non cancerogene

$$R_{ij} = C_{ij} / T_i \quad \text{in cui}$$

R_{ij} è il fattore di rischio della specie "i" nella matrice "j"

C_{ij} è la concentrazione della specie "i" nella matrice "j"

T_i è il valore di Reference Dose della specie "i".

(2)

Si calcola il fattore di rischio totale R_j di ogni matrice contaminata j come somma dei fattori di rischio individuali R_{ij} :

$$R_j = R_{1j} + R_{2j} + R_{3j} + \dots + R_{ij}$$

(3)

Infine, si calcola il rapporto relativo $\frac{R_{ij}}{R_j}$ per ogni sostanza i nel mezzo j. Si seleziona quale

inquinante indicatore della sottoclasse la sostanza a cui corrisponde il rapporto relativo $\frac{R_{ij}}{R_j}$ maggiore.

4. Calcolo della concentrazione rappresentativa dell'inquinante indicatore – Per ogni campione, si attribuisce a ciascun inquinante indicatore la concentrazione totale di ogni sottoclasse.
5. Calcolo del Rischio e dell'Indice di Pericolo– il calcolo del Rischio va effettuato considerando la concentrazione rappresentativa dell'inquinante indicatore riferita alla sottoclasse dei composti cancerogeni; il calcolo dell'Indice di Pericolo va effettuato considerando la concentrazione



rappresentativa dell'inquinante indicatore riferita alla sottoclasse dei composti tossici non cancerogeni.

6. Calcolo degli obiettivi di bonifica sitospecifici (CSR) – una volta calcolata la CSR relativa ad ogni inquinante indicatore, le concentrazioni da attribuire a ciascun inquinante della medesima sottoclasse, vengono determinate mediante ripartizione della concentrazione totale, sulla base dei fattori di rischio individuale.

2.1.3 Concentrazioni da attribuire alla zona sorgente

Le concentrazioni da attribuire alla zona sorgente devono essere individuate mediante l'applicazione di un'analisi statistica ai dati chimici raggruppati in popolazioni omogenee di dati. L'analisi deve permettere di individuare i principali indici statistici delle diverse popolazioni di dati ed in particolare: minimo (min), massimo (max), media aritmetica ($\bar{x}$), deviazione standard (s^2), 95% percentile (u), UCL 95% (per distribuzione normale e lognormale), frequenza di superamento (FREQ) dei limiti del DM 471/99, frequenza di superamento dei limiti di detezione analitica ($>IL$).

UCL 95% (Upper Confidential Limit al 95 %) è il valore di concentrazione corrispondente al limite superiore dell'intervallo di confidenza del valore medio della popolazione di dati, con una probabilità del 95% che all'interno di esso ricada il valore della media vero.

Il 95% percentile non è un indice statistico di riferimento corretto, in quanto il valore ottenuto può risultare in alcuni casi eccessivamente conservativo ed in altri casi decisamente non conservativo rispetto alla distribuzione della popolazione di dati e alla situazione sito-specifica.

Nel caso di modelli stocastici sono necessarie le informazioni inerenti la forma della curva di probabilità.

2.1.4 Organizzazione e presentazione dei dati qualitativi

Scelta la modalità d'organizzazione dei dati più idonea per il sito in esame, il materiale raccolto dovrà essere sottoposto ad una revisione critica finalizzato ad accertare la qualità e la quantità delle informazioni. La revisione può essere quantitativa, nel senso che deve essere accertato che nessun dato sia sfuggito alla rilevazione o che vi siano ripetizioni di una stessa misura, e qualitativa, nel senso che deve essere accertato che le informazioni utilizzate siano state correttamente acquisite e siano tutte confrontabili fra loro. Ad esempio, per dati inerenti alla qualità di un terreno o di un'acqua sotterranea dovranno essere verificate:



- le modalità di esecuzione delle analisi di laboratorio e la possibilità di analizzare statisticamente dati determinati con metodiche di analisi differenti;
- le caratteristiche del campione per cui è espressa l'analisi. Ad esempio, per un terreno non possono essere confrontate analisi espresse sul tal quale con analisi espresse sul secco o analisi eseguite sul fine (es. frazione <2 mm) con analisi riferite all'intero campione;
- analogamente, per i test di cessione non bisogna accorpare analisi eseguite in acido acetico con analisi eseguite in CO₂;
- i limiti di rilevabilità strumentale, che generalmente presentano una considerevole variabilità, soprattutto quando ci si trova ad elaborare dati acquisti da laboratori diversi.

L'analisi statistica dovrà essere eseguita per tutti i campioni analizzati relativamente ad ogni singolo strato. Le informazioni inerenti le caratteristiche della zona sorgente e i dati chimici strutturati e revisionati per ogni serie/sottoserie omogenea dovrebbero essere riassunti in tabelle. Nelle tabelle dovranno essere riportati gli indici statistici precedentemente indicati e il tipo di distribuzione seguita dalla popolazione di dati. Con tale organizzazione/elaborazione sarà possibile avere a disposizione tabelle di sintesi dello stato di contaminazione del sito, con rapida individuazione dei livelli minimi e massimi di contaminazione (eventualmente per ogni area e sottoarea individuata) e della distribuzione/dispersione dei dati; d'immediata lettura sarà anche la frequenza di superamento di ogni singola specie chimica rispetto ai limiti tabellari imposti. I risultati potranno essere sintetizzati anche con rappresentazioni grafiche per agevolare ulteriormente la lettura dell'informazione.

2.2 Tipologia dei modelli

I modelli di trasporto sono degli strumenti per rappresentare una versione semplificata del processo di trasporto in termini matematici. I modelli risultanti sono tanto più buoni quanto maggiore è la nostra conoscenza del problema. Il fine di tutti i modelli di trasporto è di predire la concentrazione di un determinato inquinante in un certo punto e in un certo istante. La formulazione matematica del modello concettuale dei fenomeni di trasporto è costituita da una serie di equazioni differenziali e da condizioni al contorno, che esprimono il bilancio di conservazione della materia in un determinato volume di controllo, secondo la seguente espressione:



$$\begin{aligned} \left(\begin{array}{c} \text{accumulo nel} \\ \text{sistema} \end{array} \right) &= \left(\begin{array}{c} \text{entrata attraverso} \\ \text{i confini del sistema} \end{array} \right) - \left(\begin{array}{c} \text{uscita attraverso} \\ \text{i confini del sistema} \end{array} \right) + \\ &+ \left(\begin{array}{c} \text{produzione} \\ \text{nel sistema} \end{array} \right) - \left(\begin{array}{c} \text{consumo} \\ \text{nel sistema} \end{array} \right) \end{aligned}$$

Se sono utilizzati metodi analitici, la soluzione è costituita da un *modello analitico*. Le soluzioni analitiche sono possibili solo per geometrie semplici, parametri omogenei nello spazio e costanti nel tempo e condizioni al contorno semplici. Se si considerano parametri anisotropi (ad esempio la dispersione D_x , D_y , D_z) si dovranno utilizzare modelli multi-dimensional (2-D e 3-D) che necessitano di più dati.

Se sono utilizzati metodi numerici, la soluzione del problema è un *modello numerico*. In questi modelli lo spazio è discretizzato in elementi spaziali diversi a seconda del metodo utilizzato (alle differenze finite o agli elementi finiti). I vantaggi di questi metodi sono:

- la geometria del problema è meglio rappresentata dal modello;
- si possono tenere conto di parametri non omogenei nello spazio, come ad esempio la permeabilità negli acquiferi;
- le condizioni al contorno possono essere più complesse ed adattarsi meglio alle condizioni del problema.

Di contro questi modelli necessitano di molti dati e possono essere instabili.

A seconda poi che le incertezze vengano incluse o meno nel modello, si distingueranno modelli deterministici o stocastici.

I modelli deterministici assumono un unico valore puntuale statistico (media, valore massimo o minimo, etc.) per ogni parametro da utilizzare nel modello. Il risultato pertanto non terrà conto del grado di “ignoranza” sul problema. Spesso la soluzione fornirà soluzioni non realistiche per il fatto di aver utilizzato valori troppo conservativi. Ad esempio nella figura che segue si può notare come assumere un valore uniforme per la permeabilità idraulica in un acquifero porta alla determinazione di un valore di concentrazione di contaminante lontano dal valore reale.

I modelli stocastici, molto sviluppati negli ultimi anni, tengono conto dell'impossibilità di conoscere la fenomenologia del problema nel dettaglio, e forniscono soluzioni più aderenti alla realtà evidenziando, inoltre, l'ignoranza sul problema. Tuttavia, necessitano di una mole più



ampia di dati, come la densità probabilistica dei parametri aleatori e le loro correlazioni stocastiche.

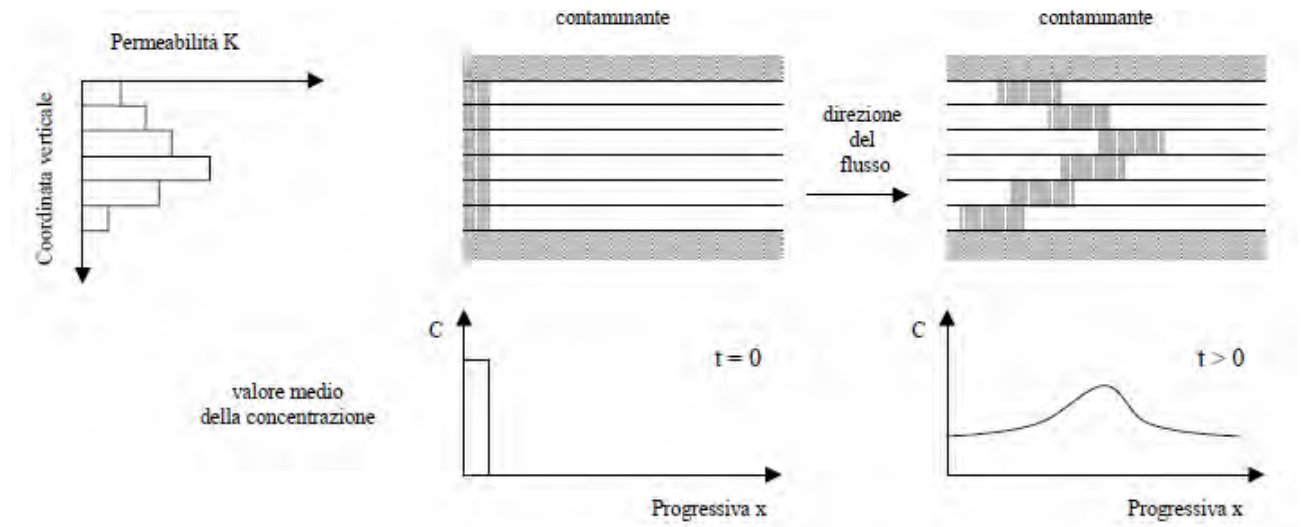


Figura 2.4 - Incertezze sull'eterogeneità dei materiali porosi.

Nella Tabella 2.2 sono riportati i modelli analitici più utilizzati nei software di analisi di rischio per simulare il trasporto di contaminanti in falda ed in aria.

Tabella 2.2 - Modelli analitici utilizzati nei software di analisi di rischio.



MEDIA	ESPRESSIONE ANALITICA	PARAMETRI
FALDA ¹	$C(x, y, z, t) = \frac{C_0}{8} \cdot \exp\left\{\frac{x}{2\alpha_x} \left[1 - \sqrt{1 + \frac{4\lambda\alpha_x}{v}}\right]\right\} \cdot \operatorname{erfc}\left[\frac{x - vt}{2\sqrt{\alpha_x vt}} \cdot \sqrt{1 + \frac{4\lambda\alpha_x}{v}}\right] \cdot \left\{\operatorname{erf}\left[\frac{y + y_0}{2\sqrt{\alpha_y \cdot x}}\right] - \operatorname{erf}\left[\frac{y - y_0}{2\sqrt{\alpha_y \cdot x}}\right]\right\} \cdot \left\{\operatorname{erf}\left[\frac{z + z_0}{2\sqrt{\alpha_z \cdot x}}\right] - \operatorname{erf}\left[\frac{z - z_0}{2\sqrt{\alpha_z \cdot x}}\right]\right\}$	C è la concentrazione di contaminante in falda (mg/l); t è il tempo di simulazione; x, y, z rappresentano la direzione parallela, trasversale e verticale rispetto la direzione della falda; y₀ e z₀ rappresentano la dimensioni trasversale e verticale della sorgente rispetto la direzione della falda; v è la velocità del contaminante; α_x, α_y e α_z rappresentano rispettivamente le dispersività longitudinale, trasversale e verticale; λ è la costante di decadimento del primo ordine per sostanze non conservative;
INSATURO ²	$q_a = q_{a,0} \cdot e^{-kt}$	q_a è il flusso alla base della zona insatura (mg/l); q_{a,0} è il flusso al di sopra della zona insatura (mg/l); t è il tempo che impiega il contaminante per attraversare la zona insatura (d); k è il coefficiente di degradazione (d⁻¹).
ATMOSFERA ³	$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} \cdot \exp\left[-\frac{1}{2} \cdot \left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right] \cdot \left\{\exp\left[-\frac{1}{2} \cdot \left(\frac{z - H}{\sigma_z}\right)^2\right] + \exp\left[-\frac{1}{2} \cdot \left(\frac{z + H}{\sigma_z}\right)^2\right]\right\}$	C è la concentrazione di contaminante (mg/m³); x, y, z rappresentano la direzione parallela, trasversale e verticale rispetto la direzione del vento; Q è la portata della sorgente gassosa; H è l'altezza della linea centrale del plume data dalla somma tra altezza del camino e risalita del pennacchio; u è la velocità media del vento; σ_y e σ_z rappresentano i coefficienti di diffusione trasversale e verticale rispetto la direzione del vento e dipendono dalle condizioni di stabilità atmosferiche.

2.3 Suolo e sottosuolo

I software di rischi di analisi di rischio generalmente schematizzano il sottosuolo di un sito con un modello di terreno a 2 strati (strato insaturo e strato saturo) come rappresentata in Figura 2.5.

Lo strato insaturo corrisponde a quella porzione di terreno che si estende fra la superficie terrestre e la zona freatica sottostante. In tale zona i pori tra i granuli di terreno sono parzialmente riempiti con acqua o da liquido che filtra lentamente verso il basso per gravità; il restante spazio dei pori libero dall'acqua è occupato dall'aria. Lo strato saturo si trova immediatamente al di sotto di quello insaturo ed in esso l'acqua riempie tutti i pori



intercomunicanti del terreno e fluisce, secondo la legge di Darcy, con un movimento (filtrazione) a componente essenzialmente orizzontale.

Al contatto tra la zona insatura e la zona satura, fenomeni di capillarità determinano la risalita dell'acqua lungo i canalicoli formati dalla successione dei pori: l'altezza di risalita è differente in funzione della diversa dimensione dei canalicoli; l'insieme dell'acqua risalita al di sopra del limite superiore della zona satura costituisce la "frangia capillare".

Ai fini delle simulazioni modellistiche e relativamente allo strato insaturo del terreno devono essere definite le caratteristiche geometriche dello strato (soggiacenza falda e altezza frangia capillare), le caratteristiche chimico-fisiche (pH del comparto suolo/acque e contenuto di carbonio organico) e le caratteristiche fisico-volumetriche (granulometria, porosità totale, contenuta volumetrica di acqua e aria nei pori della zona vadosa e della zona capillare, permeabilità verticale). Per lo strato saturo è necessario definire le caratteristiche geometriche dello strato (spessore dell'acquifero saturo), le caratteristiche chimico-fisiche (pH delle acque e contenuta di carbonio organico dei terreni) e le caratteristiche idrauliche (permeabilità, gradiente idraulico, porosità efficace e coefficienti di dispersione idrodinamica).

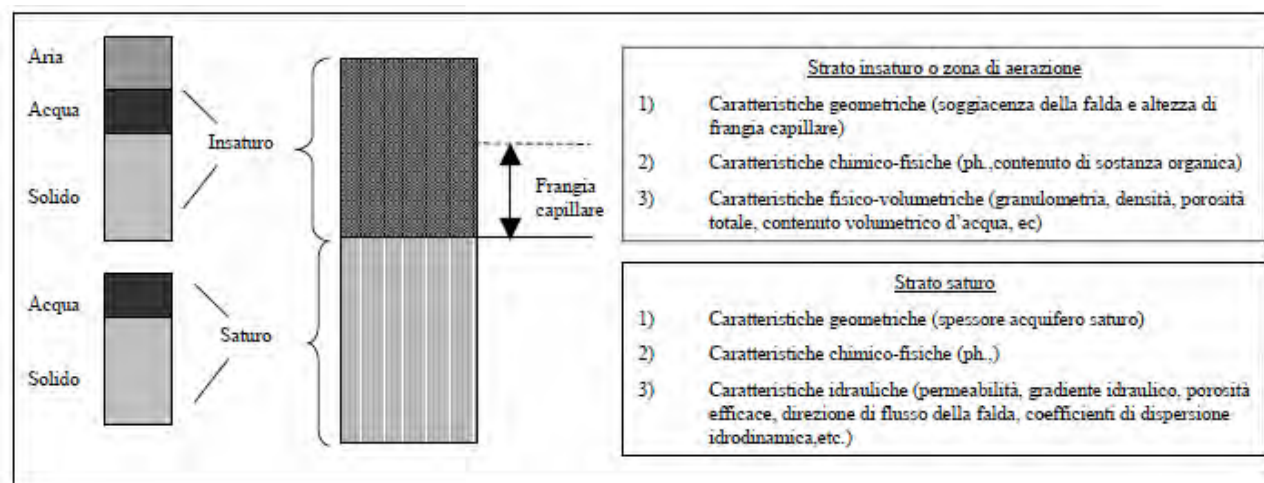


Figura 2.5 - Colonna di terreno a 2 strati e grandezze caratteristiche.

2.3.1 Parametri sito-specifici del terreno in zona insatura

Un mezzo poroso insaturo può essere considerato come un sistema multifase costituito da uno scheletro di particelle solide (grani del terreno), da una fase liquida (acqua circolante nei pori) e da una fase gassosa (aria che riempie i pori nel terreno). Lo studio di tale complesso avviene attraverso la valutazione dei parametri fisico-chimici caratteristici del terreno nella zona insatura (Tabella 2.3).

*Tabella 2.3 – Parametri del terreno in zona insatura.*

Simbolo	Parametro	Unità
ρ_s	Densità del suolo	g/cm^3
θ_T	Porosità totale del terreno in zona insatura	adim.
θ_e	Porosità effettiva del terreno in zona insatura	adim.
θ_w	Contenuto volumetrico di acqua	adim.
θ_a	Contenuto volumetrico di aria	adim.
θ_{wcap}	Contenuto volumetrico di acqua nella frangia capillare	adim.
θ_{acap}	Contenuto volumetrico di aria nella frangia capillare	adim.
f_{oc}	Frazione di carbonio organico nel suolo insaturo	adim.
I_{ef}	Infiltrazione efficace	cm/anno
pH	pH del suolo insaturo	adim.

- **Spessore degli strati e soggiacenza della falda**

Sono parametri che si ottengono direttamente dagli elaborati stratigrafici dei sondaggi geognostici eseguiti per la caratterizzazione del sito. Dalle statigrafie è possibile ottenere le informazioni inerenti le litologie predominanti nel suolo-sottosuolo e il top e la base di ogni singolo strato d'interesse.

La soggiacenza della falda (espressa in m/p.c.) è una misura ottenuta da una o più campagne di monitoraggio piezometrico. Dato che la soggiacenza della falda presenta una forte variabilità stagionale e, in alcune situazioni idrologiche, anche una forte variabilità ciclica pluriennale, sarebbe utile ottenere informazioni sulle oscillazioni piezometriche annuali utilizzando, in caso di assenza di misure sito-specifiche, studi idrogeologici eseguiti in aree limitrofe.

- **Granulometria del terreno**

La granulometria del terreno non entra direttamente nelle equazioni utili per il calcolo dei fattori di trasporto, nonostante ciò, la sua determinazione risulta spesso utile per stimare i valori di molte delle proprietà fisiche del suolo saturo ed insaturo. La granulometria permette innanzitutto, di caratterizzare il mezzo roccioso in funzione della dimensione dei granuli che lo



compongono. Essa consente, inoltre, di determinare indirettamente le caratteristiche dei vuoti presenti nella roccia, se è possibile conoscere l'assetto reciproco dei grani.

La granulometria di un terreno dovrebbe sempre essere verificata mediante analisi di laboratorio per setacciatura (terreni incoerenti) e sedimentazione (terreni coerenti). L'analisi per sedimentazione dovrebbe essere eseguita anche per la frazione fine passante al setaccio 200 mesh (diametro particelle terreno $< 0,074$ mm) per i terreni incoerenti, al fine di valutare le percentuali di argilla e limo presenti. Questi dati non sono sempre disponibili e pertanto si deve ricorrere spesso ad

estrapolazioni della granulometria dagli elaborati stratigrafici che sono influenzati dalla sensibilità e

competenza del geologo di campo che ne ha curata la redazione. Analisi granulometriche dovrebbero essere sempre eseguite per ogni singolo strato riconosciuto nella successione litostratigrafica del suolo-sottosuolo. I campioni da prelevare per le analisi geotecniche di laboratorio dovrebbero essere in numero sufficiente per coprire arealmente l'intera area di studio e per avere a disposizione un discreto numero di dati su cui eseguire un'analisi statistica. L'analisi granulometrica deve permettere di classificare un terreno in funzione delle diverse frazioni granulometriche che lo compongono (ghiaia, sabbia, limo e argilla). Dalla classificazione del terreno in base alle diverse percentuali granulometriche è possibile ottenere informazioni inerenti alcune proprietà medie del terreno (es. porosità totale, contenuto volumetrico d'acqua del terreno) che altrimenti, per terreni incoerenti, possano essere ottenute solo con apposite misure in sito.

- **Massa volumica apparente o densità del terreno o peso di volume**

Esprimono i rapporti fra il peso e il volume delle diverse fasi che compongono il terreno. Il peso di volume (o peso specifico apparente o densità apparente) è il peso dell'unità di volume della massa totale composta dalle particelle solide e liquide contenute negli spazi interstiziali. L'unità di misura è il KN/m^3 che può essere trasformata in Kg forza/m^3 .

A seconda del contenuto d'acqua e della struttura allo stato naturale, il peso di volume varia fra un valore minimo rappresentato dal peso di volume del terreno secco, dove tutti i vuoti sono occupati da aria, ed un valore massimo, rappresentato dal peso di volume saturo, dove tutti i vuoti sono occupati da acqua.

- **Porosità totale ed effettiva del terreno in zona insatura**



La porosità totale (θ_t) è una grandezza che esprime la quantità degli spazi vuoti all'interno di un mezzo poroso ed è quindi definita come rapporto dei vuoti ed il volume totale di suolo:

$$\theta_t = \frac{V_{vuoti}}{V_{totale}} \quad (4)$$

Come è noto, il contenuto volumetrico di acqua a saturazione è uguale alla porosità effettiva. A sua volta la porosità effettiva (θ_e) deriva dalla porosità totale (θ_t) escludendo da essa il volume dei pori non interconnessi (θ_p) ed il contenuto volumetrico d'acqua residuo (θ_r):

$$\theta_e = \theta_t - (\theta_p + \theta_r) \quad (5)$$

Infatti, nei mezzi naturali porosi non tutti i pori sono idraulicamente interconnessi tra di loro. Poiché tale volume di pori non interconnessi è spesso trascurabile, in accordo con Mc Cuen (1981) possiamo scrivere che:

$$\theta_e = \theta_t - \theta_r \quad (6)$$

- **Contenuto volumetrico di acqua**

Il contenuto volumetrico di acqua di terreno (θ_w), è dato dal rapporto tra il volume dell'acqua contenuta nel suolo e il volume totale di suolo. Relativamente a questo parametro occorre sottolineare che è variabile stagionalmente e può essere influenzato da eventuali precipitazioni meteoriche avvenute nel periodo precedente al prelievo del campione. Pertanto la misura sito-specifica eseguita in campo oppure in un laboratorio geotecnica deve essere utilizzata con cautela. Si suggerisce nel caso di stima diretta, di verificare che il valore rappresentativo ricada all'interno del range dei valori riportati in Tabella 2.4. Per la stima indiretta si fa invece riferimento ai valori riportati nella Tabella 2.5.

Tabella 2.4 – Range di valori di θ_w in funzione della distribuzione granulometrica.



<i>Tessitura</i>	θ_w (massimo)	θ_w (minimo)	θ_w (varianza)
Sand	0,08	0,05	1,62E-04
Loamy Sand	0,12	0,05	1,34E-03
Sandy Loam	0,23	0,04	9,54E-03
Sandy Clay Loam	0,24	0,06	9,89E-03
Loam	0,26	0,06	1,20E-02
Silt Loam	0,30	0,07	2,76E-02
Clay Loam	0,26	0,08	1,64E-02
Silty Clay Loam	0,31	0,09	2,42E-02
Silty Clay	0,34	0,11	1,62E-02
Silt	0,30	0,05	1,93E-02
Sandy Clay	0,31	0,12	1,08E-02
Clay	0,38	0,10	2,26E-02

- **Contenuto volumetrico di aria**

Il contenuto volumetrico di aria θ_a può essere calcolato indirettamente come differenza tra la porosità totale (assunta coincidente con la porosità effettiva) ed il contenuto volumetrico di acqua:

$$\theta_a = \theta_t - \theta_w \quad (7)$$

Per la stima indiretta del parametro θ_a si fa riferimento ai valori riportati in Tabella 2.5.

Tabella 2.5 – Valori di θ_b , θ_r , θ_e , θ_w e θ_a in funzione della distribuzione granulometrica.



<i>Tessitura</i>	θ_T	θ_r	θ_s	θ_w	θ_a
Sand	0,43	0,045	0,385	0,068	0,317
Loamy Sand	0,41	0,057	0,353	0,103	0,250
Sandy Loam	0,41	0,065	0,345	0,194	0,151
Sandy Clay Loam	0,39	0,100	0,290	0,178	0,112
Loam	0,43	0,078	0,352	0,213	0,139
Silt Loam	0,45	0,067	0,383	0,255	0,128
Clay Loam	0,41	0,095	0,315	0,200	0,115
Silty Clay Loam	0,43	0,089	0,341	0,246	0,095
Silty Clay	0,36	0,070	0,290	0,274	0,016
Silt	0,46	0,034	0,426	0,278	0,148
Sandy Clay	0,38	0,100	0,280	0,228	0,052
Clay	0,38	0,068	0,312	0,304	0,008

- **Contenuto volumetrico di acqua ed aria nella frangia capillare**

La conoscenza di tali parametri è necessaria quando si considera la volatilizzazione dei contaminanti, presenti nell'acquifero superficiale, verso ambienti indoor e outdoor. Data la non facile determinazione di questi parametri sia per i tempi lunghi necessari e sia per i costi non trascurabili, si ricorre quasi sempre a valori di default presenti in letteratura. Per la stima indiretta dei parametri $\theta_{w, \text{cap}}$ e $\theta_{a, \text{cap}}$ si fa riferimento ai valori riportati in Tabella 2.6.

Tabella 2.6 - Valori di θ_b , θ_r , θ_e , $\theta_{w, \text{cap}}$ e $\theta_{a, \text{cap}}$ in funzione della distribuzione granulometrica.



<i>Tessitura</i>	θ_T	θ_i	θ_a	$\theta_{W, cap}$	$\theta_{a, cap}$
Sand	0,43	0,045	0,385	0,330	0,055
Loamy Sand	0,41	0,057	0,353	0,318	0,035
Sandy Loam	0,41	0,065	0,345	0,288	0,057
Sandy Clay Loam	0,39	0,100	0,290	0,248	0,042
Loam	0,43	0,078	0,352	0,317	0,035
Silt Loam	0,45	0,067	0,383	0,297	0,086
Clay Loam	0,41	0,095	0,315	0,288	0,027
Silty Clay Loam	0,43	0,089	0,341	0,317	0,024
Silty Clay	0,36	0,070	0,290	0,282	0,008
Silt	0,46	0,034	0,426	0,383	0,043
Sandy Clay	0,36	0,100	0,280	0,252	0,028
Clay	0,36	0,088	0,312	0,308	0,004

- **Frazione di carbonio organico nel suolo insaturo**

In primo luogo si osserva che tale parametro dovrebbe essere sempre determinato in fase di caratterizzazione del sito.

Il contenuto di carbonio organico (f_{oc}) nel suolo è convenzionalmente correlato con quello della sostanza organica presente, infatti quest'ultima è pari a 1,724 volte il contenuto di carbonio organico. Si osserva che, sulla base dei valori di default riportati nei documenti di riferimento US EPA e ASTM, il valore di tale parametro nell'insaturo deve essere necessariamente superiore a quello relativo al saturo.

- **Infiltrazione efficace**

Applicando l'equazione di bilancio idrologico, espressa nei minimi termini, l'infiltrazione efficace (I_{ef}) è data dalla relazione:

$$I_{ef} = P - (ET + S) \quad (8)$$

dove P indica la precipitazione atmosferica [cm/d], ET tiene conto dei fenomeni di evaporazione e traspirazione della copertura vegetale, ed S indica lo scorrimento superficiale (o ruscellamento superficiale). Nel caso in cui la sorgente secondaria di contaminazione sia costituita da terreno omogeneo o approssimabile come tale, l'infiltrazione efficace media annua può essere stimata in funzione delle precipitazioni medie annue e del tipo di tessitura prevalente nel suolo (sabbiosa, limosa o argillosa) a mezzo delle seguenti relazioni empiriche:



$$I_{ef} = 0,0018P^2 \quad \text{per terreni sabbiosi (SAND)} \quad (9)$$

$$I_{ef} = 0,009P^2 \quad \text{per terreni limosi (SILT)} \quad (10)$$

$$I_{ef} = 0,00018P^2 \quad \text{per terreni argillosi (CLAY)} \quad (11)$$

dove le suddette correlazioni prevedono valori di precipitazione media annua e di infiltrazione efficace espressi in cm/anno.

- Conducibilità idraulica verticale a saturazione

Si parte dall' ipotesi semplificativa che il terreno sia isotropo. Quindi, per la conducibilità idraulica verticale a saturazione, in zona insatura, $K_{sat(insaturo)}$ vale quanto viene detto per la conducibilità idraulica del terreno saturo $K_{sat(saturo)}$ (paragrafo 2.1.3.2). In particolare, nel caso in cui il terreno sia lo stesso, in zona vadosa e in falda allora si ha: $K_{sat(insaturo)} = K_{sat(saturo)}$.

2.3.2 Parametri sito-specifici del terreno in zona satura

In Tabella 2.7 sono elencati i parametri fisico chimici del terreno in zona satura e le corrispondenti unità di misura.

Tabella 2.7 - Parametri del terreno in zona satura.

Simbolo	Parametro	Unità
v_{gw}	Velocità di Darcy	cm/anno
K_{sat}	Conducibilità idraulica del terreno saturo	cm/anno
i	Gradiente idraulico	adim.
v_e	Velocità media effettiva nella falda	cm/anno
q_T	Porosità totale del terreno in zona satura	adim.
q_e	Porosità effettiva del terreno in zona satura	adim.
f_{oc}	Frazione di carbonio organico nel suolo saturo	adim.
a_x	Dispersività longitudinale	Cm
a_y	Dispersività trasversale	Cm
a_z	Dispersività verticale	Cm
λ	Coefficiente di decadimento del primo ordine	1/giorno
pH	pH del suolo saturo	adim.

- Velocità di Darcy



Il moto dell'acqua in un mezzo poroso saturo è rappresentato dalla Legge di Darcy. Nel suo esperimento, l'ingegnere idraulico francese Henry Darcy, analizzò la portata attraverso una colonna verticale contenente un materiale poroso, generata dall'imposizione di valori di altezza piezometrica differenti in ingresso ed in uscita al modello. La legge di Darcy, nella sua espressione più semplice, esprime la relazione tra q , che rappresenta la portata che transita attraverso la sezione ortogonale unitaria, il gradiente delle altezze piezometriche ed un coefficiente chiamato conducibilità idraulica K che dipende dalle caratteristiche del materiale poroso e dell'acqua. Questa relazione è mostrata nell'Equazione 12:

$$q = -K \frac{\Delta h}{\Delta s} = -Ki \quad (12)$$

dove:

q = velocità di Darcy o portata per unità di superficie (L/T);

K = coefficiente di conducibilità idraulica (L/T);

Δh = perdita di carico (L);

Δs = lunghezza (L);

i = gradiente idraulico (1).

La velocità del flusso idrico o velocità di Darcy (v_{gw}) è quindi data dal rapporto tra la portata q defluente attraverso una sezione retta A e la sezione stessa ed è proporzionale al gradiente idraulico, attraverso la conducibilità idraulica del terreno K_{sat} :

$$v_{gw} = K_{sat} i \quad (13)$$

La velocità di Darcy v_{gw} è una velocità media apparente, in quanto la quantità di flusso è riferita alla sezione complessiva A e non a quella dei vuoti, quindi la v_{gw} risulta essere minore della velocità effettiva v_e attraverso i pori. La velocità media effettiva dell'acqua nella falda si ottiene dividendo la velocità di Darcy con la porosità effettiva del terreno (θ_e) da cui:

$$v_e = \frac{v_{gw}}{\theta_e} = \frac{K_{sat} \cdot i}{\theta_e} \quad (14)$$



- Conducibilità idraulica del terreno saturo

La conducibilità idraulica a saturazione o coefficiente di permeabilità K_{sat} è una misura che indica la capacità di un terreno saturo di trasmettere l'acqua; ha le dimensioni di una velocità, poiché il gradiente idraulico è una grandezza adimensionale. In un terreno isotropo ed omogeneo $K_{sat} = \text{cost.}$ Questo dipende dalla geometria dei pori (tessitura e struttura) e dalle proprietà del fluido, in particolare dalla viscosità e dalla densità. Per la determinazione indiretta di tale parametro si fa riferimento ai valori riportati in Tabella 2.8, che rappresentano i dati a cui si fa comunemente riferimento.

Tabella 2.8 - Valori di K_{sat} in funzione della distribuzione granulometrica.

Tessitura	K_{sat} [cm/s]
	(Cassel and Parrish., 1988)
Sand	8,25E-03
Loamy Sand	4,05E-03
Sandy Loam	1,23E-03
Sandy Clay Loam	3,64E-04
Loam	2,89E-04
Silt Loam	1,25E-04
Clay Loam	7,22E-05
Silty Clay Loam	1,94E-05
Silty Clay	5,56E-06
Silt	6,94E-05
Sandy Clay	3,33E-05
Clay	5,56E-05

- Gradiente idraulico in zona saturo e direzione del flusso

Una delle attività previste nello studio di caratterizzazione ambientale è la ricostruzione del campo di moto della falda (carta piezometrica Figura 2.6.). La direzione di flusso idrico sotterraneo rappresenta la direzione del vettore di flusso delle acque di falda.

In un mezzo saturo, si definisce carico piezometrico h in un dato punto A la somma tra l'altezza geometrica z_A (distanza del punto considerato da un punto arbitrario di riferimento $z = 0$) e l'altezza di pressione $\frac{p_A}{\rho g}$ (risalita dell'acqua per effetto della sua pressione p_A , dove ρ è la densità del fluido e g è l'accelerazione di gravità):



$$h = z + \frac{p}{\rho g} \quad (15)$$

La differenza Δh di livello piezometrico tra due punti è pertanto considerata una misura rappresentativa della perdita di carico effettiva dovuta al flusso dell'acqua nel terreno. Il rapporto tra la perdita di carico piezometrico Δh e il tratto L in cui essa si verifica è definito gradiente idraulico (i):

$$i = \frac{\Delta h}{\Delta x} \quad (16)$$

L'andamento piezometrico di una falda è variabile a seconda di diverse condizioni che caratterizzano l'idrogeologia di un sito; pertanto la direzione di flusso idrico e il gradiente idraulico possono variare sensibilmente all'interno di un'area di una certa estensione. In questo caso occorrerà individuare la direzione di flusso principale e il gradiente idraulico medio della falda. La direzione di flusso della falda è il parametro che permette di capire la direzione di moto dell'inquinante, mentre il gradiente idraulico è utile per calcolare, in base all'equazione di Darcy, la velocità con cui si muove l'acqua all'interno di un acquifero.

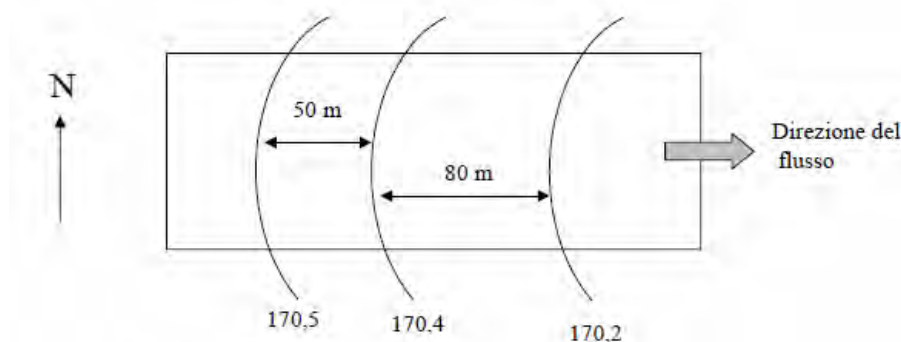


Figura 2.6 - Esempio di moto della falda per determinare il gradiente idraulico.

- Contenuto di carbonio organico e pH

La mobilità di un dato inquinante nel terreno dipende dalle proprietà chimico-fisiche dell'inquinante e da numerosi fattori sito-specifici (es. contenuto di carbonio organico, pH, frazione argillosa presente, capacità di scambio cationico, presenza di ossidi di Fe e Al). Nelle procedure di analisi di rischio vengono considerate due caratteristiche principali del



comportamento suolo/acque che influiscono sulla mobilità dei diversi inquinanti: contenuto di carbonio organico e il pH.

Il contenuto di carbonio organico è in stretta relazione alla presenza di sostanza organica nel terreno (es. acidi umici) e generalmente tende ad aumentare con il crescere della componente argillosa. Si ottiene da determinazioni di laboratorio chimico. Come già accennato precedentemente, il contenuto di carbonio organica (f_{oc}) di un deposito saturo è tendenzialmente minore rispetto a quello di un deposito insaturo. Se i dati sito-specifici sono assenti, il valore è di norma pasta uguale a 0,01 per terreni insaturi e a 0,001 per terreni saturi. In ogni caso si consiglia sempre di prevedere un'analisi sito specifica di questa parametro.

Relativamente alla stima del Ph, essa viene eseguita in sito con pHmetro portatile, di solito durante le fasi di prelievo di campioni d'acqua da piezometri/pozzi presenti nel sito.

- Dispersività longitudinale, trasversale e verticale $\alpha_x, \alpha_y, \alpha_z$ (cm)

La dispersione idrodinamica o meccanica è quel fenomeno per cui avviene una miscelazione meccanica del soluto nell'acqua e può essere paragonata all'effetto di turbolenza che si ha in un corso d'acqua.

Questa si può dividere in dispersione longitudinale e in dispersione trasversale. La dispersione longitudinale avviene lungo la direzione prevalente del flusso del mezzo poroso, dovuta al fatto che, per effetto della viscosità, alcune particelle d'acqua e di soluto si muovono più lentamente della media della massa. La dispersione trasversale avviene lungo direzioni normali alla velocità ed è dovuta alla tortuosità dei canalicoli formati dai pori interstiziali del terreno.

Nello studio del trasporto e della diffusione di un contaminante in un mezzo saturo, si tiene conto di tale fenomeno a mezzo del coefficiente di dispersione meccanica D_h (cm²).

E' possibile esprimere tale coefficiente, secondo gli assi di riferimento x, y e z, a mezzo dei coefficienti di dispersività longitudinale D_x , trasversale D_y e verticale D_z .

Questi possono essere rispettivamente stimati in base alle seguenti relazioni:

$$D_x = \alpha_x \cdot v_e$$

$$D_y = \alpha_y \cdot v_e$$

$$D_z = \alpha_z \cdot v_e$$

dove v_e rappresenta la velocità media effettiva nella falda, e α_x, α_y e α_z sono le così dette dispersività longitudinale, trasversale e verticale (o coefficienti di dispersione intrinseca) del mezzo poroso. Questi sono una caratteristica dell'acquifero e non dipendono dalla velocità di flusso.



La dispersività longitudinale, α_x , si stima attraverso la seguente relazione (Pickens e Grisak, 1981):

$$\alpha_x(1) = 0,1 \times L \quad (17)$$

dove L rappresenta la distanza tra la sorgente di contaminazione ed il punto di conformità. Se il punto di conformità corrisponde con il bordo della sorgente allora si ha: $L = 0$.

Noto il valore di dispersività longitudinale α_x , si stimano i valori di dispersività trasversale α_y e verticale α_z attraverso le seguenti relazioni (American Petroleum Institute's Report, 1987):

$$\alpha_y = \frac{\alpha_x}{3} \quad \alpha_z = \frac{\alpha_x}{20} \quad (18)$$

- Coefficiente di degradazione del primo ordine

E' un parametro che tiene conto di eventuali processi di biodegradazione delle sostanze inquinanti nelle acque di falda. In riferimento alla sua stima, si ritiene opportuno porre come valore di default $\lambda=0$. Per un'analisi di rischio più dettagliata è possibile porre $\lambda \neq 0$, a discrezione dell'Ente di Controllo, solo se sono disponibili le risultanze di test specifici di laboratorio e/o di campo che consentano di verificare la reale situazione di biodegradazione sitospecifica. Altrimenti va adottato il valore di default $\lambda = 0$.

2.3.3 Meccanismi di trasporto nel sottosuolo

Quando un contaminante entra nel suolo, viene ad essere sottoposto ad una varietà di trasformazioni fisiche e chimiche all'interno della matrice solida sia alla microscala che alla macroscala. Alla microscala queste trasformazioni possono risultare nella partizione dei contaminanti all'interno della matrice del suolo. Il contaminante può essere distribuito come gas nella fase gassosa del suolo, disciolto nell'acqua presente nei pori, o associato con particelle di suolo come pure in forma di prodotto libero. Alla macroscala il costituente può essere trasformato attraverso processi abiotici e biotici e trasporto all'interno del suolo, oppure può lasciare il suolo entrando in atmosfera (volatilizzazione/evaporazione) o nell'acquifero (lisciviazione).



La lisciviazione consiste nell'infiltrazione d'acqua piovana all'interno del suolo che, a contatto con i contaminanti, dà origine alla formazione di un eluato che percola attraverso lo strato insaturo (zona vadosa) fino a raggiungere la falda, costituendo una delle vie principali di contaminazione delle acque sotterranee. Nello strato saturo avvengono poi fenomeni di diluizione, trasporto e dispersione.

Il fenomeno del trasporto di un soluto disciolto nelle acque sotterranee è anche noto come trasporto di massa o di soluto. Questo fenomeno è basato sui seguenti meccanismi:

- avvezione;
- diffusione molecolare;
- dispersione meccanica;
- adsorbimento;
- decadimento;
- idrolisi, volatilizzazione e biotrasformazione.

L'equazione che descrive il trasporto e la diffusione di sostanze contaminanti può essere scritta come:

$$\underbrace{\frac{\partial c}{\partial t}}_I + \underbrace{\frac{(1-n)}{n} \rho_s \frac{\partial c_a}{\partial t}}_{IV} = - \underbrace{\frac{\partial}{\partial x_i} (v_i c)}_{II} + \underbrace{\frac{\partial}{\partial x_i} \left(D_{ij} \frac{\partial c}{\partial x_j} \right)}_{III} - \underbrace{\lambda c}_V - \underbrace{\sum Q c_{in}}_{VI} \quad (19)$$

Il termine I rappresenta la variazione della concentrazione del contaminante nel tempo.

Il termine II descrive il trasporto advettivo, o convezione, che è il fenomeno di trasporto di solidi disciolti dovuto al moto delle acque sotterranee. È il più importante processo che causa la migrazione delle sostanze contaminanti nel sottosuolo e dipende dalla velocità effettiva lineare del fluido. La velocità effettiva lineare, è uguale alla velocità darciana diviso la porosità effettiva:

$$v_e = \frac{q}{n_e} \quad (20)$$



In materiali caratterizzati da elevata permeabilità, come sabbia e ghiaia, l'avvezione è il processo di trasporto principale. Il flusso avveztivo diviene più complesso quando la viscosità e/o la densità dell'acqua variano con la concentrazione di soluto. I soluti con elevato valore di densità introducono una significativa componente verticale del trasporto. Il termine III rappresenta il processo di dispersione idrodinamica che è il risultato di due fenomeni:

- diffusione molecolare. Consiste nel movimento di soluto da una zona ad elevata concentrazione verso una zona con concentrazione minore. La diffusione interviene fino a quando esiste un gradiente di concentrazione, anche se il fluido non è in movimento. Il fenomeno della diffusione è irreversibile ed è generato dal movimento casuale di ioni e molecole dovuto alla loro attività cinetica (moti Browniani). Il fenomeno della diffusione molecolare viene descritto dalla legge di Fick che esprime il flusso di massa di soluto come prodotto del gradiente di concentrazione e il coefficiente D_0 in (L^2/T) detto coefficiente di diffusione molecolare:

$$q_0 = -D_0 \frac{\partial c}{\partial x} \quad (21)$$

I suoi valori tipici in soluzione sono dell'ordine di $10^{-9} \text{ m}^2/\text{sec}$; nei mezzi porosi questo valore diminuisce a causa della presenza dei grani della matrice solida. In un materiale poroso, infatti, la diffusione non può procedere tanto velocemente quanto nell'acqua perchè gli ioni devono percorrere traiettorie più lunghe muovendosi intorno ai grani. Per tenere in considerazione questo fattore si parla di coefficiente di diffusione effettivo;

- dispersione meccanica. È il fenomeno che produce la diluizione del soluto durante l'avanzamento del fronte di contaminazione e questo è sicuramente un beneficio nel caso in cui i valori di concentrazione possano diventare un pericolo per la salute umana. In molti altri casi, però, la dispersione è un fenomeno indesiderato perché causa l'incremento del volume di acqua inquinata. La dispersione meccanica è dovuta a tre fenomeni principali:

- a) differenza di scabrezza e di area delle pareti dei diversi pori; il fluido infatti si muove più velocemente nei pori con dimensioni minori;
- b) presenza di percorsi tortuosi che influenza la lunghezza delle traiettorie delle particelle di fluido;



c) presenza di gradienti di velocità all'interno dei singoli pori in funzione della distanza.

Se la dispersione meccanica avviene lungo la direzione delle traiettorie del moto si parla di dispersione longitudinale; si parla invece di dispersione trasversale se le molecole di soluto tendono a propagarsi anche in direzione normale.

Il coefficiente di dispersione idrodinamica D_L combina, quindi, sia gli effetti della diffusione molecolare che quelli della dispersione meccanica e consente il recupero della struttura microscopica del mezzo poroso considerato.

Nella Figura 2.7 è rappresentata la distribuzione della sostanza contaminante al tempo $t_i > t_0$ in presenza dei fenomeni della avvezione e della dispersione. A differenza della presenza del solo fenomeno del trasporto avveztivo, la dispersione idrodinamica consente il raggiungimento di una concentrazione massima inferiore alla concentrazione iniziale c_0 .

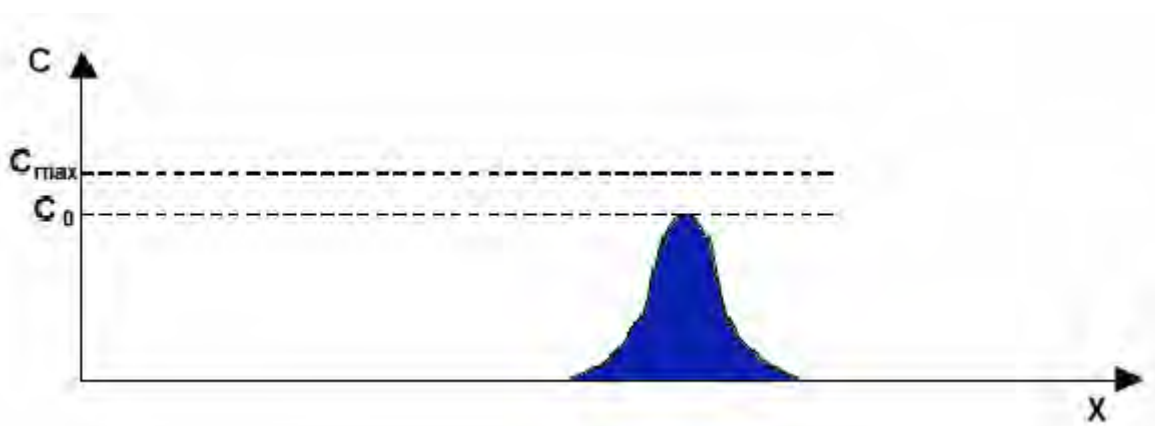


Figura 2.7 – Distribuzione del soluto nel caso di convezione e dispersione.

Sorgenti di sostanze inquinanti ed estrazioni sono rappresentate nell'equazione del trasporto dal termine VI e costituiscono in primo luogo le condizioni al contorno per il modello stesso. Esempi di sorgenti di sostanze contaminanti sono costituiti da discariche, scarichi di reflui di origine industriale, smaltimento di rifiuti in pozzi profondi e sversamenti di prodotti del petrolio a causa della presenza di punti vendita di carburanti.

Il termine IV all'interno dell'equazione del trasporto rappresenta l'adsorbimento. Esso rappresenta il meccanismo chimico-fisico per cui le molecole, gli atomi o gli ioni instaurano un'interazione di tipo fisico, attraverso le forze di Van der Waals, o di tipo chimico se vengono coinvolti legami elettrochimici (tra ioni) o veri e propri legami covalenti sulla superficie di interfase.



L'adsorbimento causa la diminuzione della concentrazione nella fase acquosa ed il ritardo del trasporto del contaminante rispetto al moto dell'acqua. Il grado di assorbimento dipende da molti fattori, tra cui la concentrazione e le caratteristiche delle sostanze contaminanti, il tipo di solido e la sua composizione, il valore del pH dell'acqua e la presenza di altri soluti nell'acqua. Ognuno di questi fattori può variare nello spazio e nel tempo.

Se il processo di adsorbimento è più veloce rispetto al trasporto avveztivo, si arriva all'equilibrio tra la concentrazione adsorbita c_a e quella in soluzione c . La relazione tra c_a e c , all'equilibrio ed a temperatura costante, è descritta da una curva nota come isoterma di adsorbimento:

$$c_a = f(c) \quad (22)$$

Nel caso più semplice, l'isoterma è di tipo lineare e può essere espressa come:

$$c_a = K_d c \quad (23)$$

dove:

c_a = concentrazione di soluto adsorbita, misurata come massa di contaminante per massa di matrice solida secca (l);

c = concentrazione di soluto disciolto in fase liquida, misurata come massa di contaminante per volume d'acqua (M/L^3);

K_d = coefficiente di ripartizione (L^3/M).

Il fenomeno dell'adsorbimento causa un ritardo nella migrazione della sostanza contaminante rispetto al trasporto avveztivo. Questo ritardo, nel caso di isoterma lineare, è espresso dal fattore di ritardo R :

$$R = 1 + \frac{(1-n)\rho_b}{n} K_d \quad (24)$$

R può anche essere scritto come:

$$R = 1 + \frac{\rho_b}{n} K_d \quad (25)$$



dove ρ_b è la densità della matrice solida priva di acqua.

Il coefficiente K_d è noto come coefficiente di ripartizione solido-liquido ed esprime la relazione che si stabilisce, all'equilibrio chimico, tra la concentrazione della specie inorganica in soluzione e la sua concentrazione sul solido. Esistono molti modi per calcolare K_d . Una delle espressioni più utilizzate sfrutta un altro coefficiente, cioè K_{oc} :

$$K_d = K_{oc} f_{oc} \quad (26)$$

dove:

K_d = coefficiente di ripartizione (L^3/M);

K_{oc} = coefficiente di ripartizione in carbonio organico (L^3/M);

f_{oc} = percentuale in peso di carbonio organico sul volume di materiale solido considerato.

Il coefficiente di ripartizione in carbonio organico K_{oc} è utilizzabile nel caso di composti organici e rappresenta il rapporto tra la concentrazione del composto adsorbito al carbonio organico e la concentrazione del composto dissolto in acqua. Uno dei metodi per stimare il valore di K_{oc} è quello di ricavarlo mediante una relazione di tipo matematico con il coefficiente adimensionale di ripartizione ottanolo-acqua, K_{ow} .

$$\log K_{oc} = a + b \log K_{ow} \quad (27)$$

dove a e b sono costanti (Karickhoff et al. 1979; Schwarzenbach e Westfall 1981).

Il valore di K_{ow} per un composto organico è dato dal rapporto tra le concentrazioni all'equilibrio rispettivamente nella fase ottanolo, solvente organico a bassa polarità, ed in acqua, solvente polare; K_{ow} viene quindi utilizzato per esprimere la tendenza con cui un composto organico si divide tra fase acquosa e fase solida organica.

Per descrivere il fenomeno dell'adsorbimento, oltre all'isoterma di tipo lineare, possono essere utilizzate le isoterme di Freundlich e di Langmuir. L'isoterma di Freundlich è stata ricavata mediante considerazioni empiriche ed è definita dalla relazione non lineare :

$$c_a = Kc^a \quad (28)$$



dove K e α sono costanti (α è pari a 1 nel caso di isoterma lineare). L'isoterma di Freundlich ha andamento curvilineo, ma può essere linearizzata tramite la seguente equazione:

$$\log c_a = \log K + \alpha \log c \quad (29)$$

L'isoterma di Freundlich, così come l'isoterma lineare, non presenta un limite superiore alla quantità di soluto che può essere adsorbita. Il fattore di ritardo è espresso come:

$$R = 1 + \frac{\rho_s K \alpha c^{\alpha-1}}{n} \quad (30)$$

L'isoterma di Langmuir è stata ricavata tramite considerazioni teoriche a partire dalle seguenti ipotesi:

- ogni sito attivo del materiale adsorbente è occupato da un'unica molecola di soluto adsorbito (adsorbimento monomolecolare);
- il materiale solido presenta ovunque la stessa capacità adsorbente;
- le molecole di soluto adsorbito presenti sulla superficie del materiale adsorbente non interagiscono tra loro;
- il meccanismo di adsorbimento è lo stesso in ogni sito attivo.

La forma dell'isoterma di Langmuir è :

$$\frac{c}{c_a} = \frac{1}{\delta\beta} + \frac{c}{\beta} \quad (31)$$

dove δ è la costante di adsorbimento legata all'energia di legame e β è la quantità massima di soluto che può essere adsorbita dal solido.

La precedente equazione può essere linearizzata ed espressa come:

$$c_a = \frac{\delta\beta c}{1 + \delta c} \quad (32)$$



Se l'adsorbimento di un soluto sulla superficie del solido segue l'isoterma di adsorbimento di Langmuir, i valori di c_a , in funzione di c , avranno un andamento curvilineo che tende ad un valore asintotico. Il fattore di ritardo è dato da:

$$R = 1 + \frac{\rho_s}{n} \left(\frac{\delta\beta}{(1 + c\delta)^2} \right) \quad (33)$$

Il termine V dell'equazione del trasporto di soluti in acque sotterranee (Equazione 19) rappresenta il processo di decadimento che può essere modellato usando la formulazione più semplice, cioè una reazione del primo ordine nel caso di decadimento irreversibile, oppure una formulazione più complessa, cioè la cinetica di Monod. Nel caso di cinetica del primo ordine, la velocità di decadimento è:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -\lambda c \quad (34)$$

dove λ è una costante di decadimento in (T^{-1}).

La concentrazione è quindi espressa come:

$$c = c_0 e^{-\lambda t} \quad (35)$$

dove

$$\lambda = \frac{\ln 2}{T_{1/2}} \quad (36)$$

c = concentrazione al tempo t (M/L^3);

c_0 = concentrazione iniziale (M/L^3);

λ = costante che caratterizza il decadimento (T^{-1});

$T_{1/2}$ = tempo di dimezzamento degli isotopi radioattivi o del contaminante degradato (T).

L'utilizzo della cinetica di Monod rappresenta l'approccio più generale per la modellazione delle reazioni di biodegradazione. La biodegradazione rappresenta l'insieme dei processi biologici con



cui, in condizioni aerobiche o anaerobiche, batteri, funghi e protozoi modificano i composti organici trasformandoli in molecole con struttura e peso diversi. Le reazioni di biodegradazione sono sostanzialmente delle reazioni di ossido-riduzione: se l'agente ossidante è l'ossigeno sono aerobiche, altrimenti sono anaerobiche. Si basano sul consumo di sostanza organica, come ad esempio di idrocarburi, che costituisce il substrato di cui i microrganismi si nutrono, accompagnato da un consumo dell'agente ossidante e dalla produzione di biomassa. La velocità di crescita dei microrganismi è espressa come:

$$u = u_{\max} \frac{c}{K_s + c} \quad (37)$$

dove:

u = velocità di crescita microbica;

$u_{\max}$ = velocità massima di crescita;

K_s = costante di semisaturazione.

La costante di semisaturazione esprime il valore della concentrazione in corrispondenza della quale la velocità di reazione è pari alla metà del suo valore massimo.

La variazione della concentrazione del substrato è espressa tramite la cinetica di Monod come:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -Mu_{\max} \frac{c}{K_s + c} \quad (38)$$

dove M è la concentrazione microbica totale.

La cinetica di Monod si riduce ad una reazione del primo ordine quando $c \ll K_s$, per esempio quando le concentrazioni di soluto sono molto inferiori a quelle che determinano la crescita significativa della popolazione batterica.

2.4 Corpo idrico superficiale

Nel caso il sito di studio sia ubicato in vicinanza di un corpo idrico superficiale, potenziale recettore

di un inquinamento in atto, sarà necessario programmare attività di investigazione mirate a verificare l'arrivo del contaminante. I modelli di analisi di rischio permettono di predire le



concentrazioni di inquinanti nelle acque di un corpo idrico recettore solo in casi semplificati come un fiume. In tal caso è possibile calcolare la concentrazione di contaminante che si trova nelle acque superficiali, in base ad un semplice bilancio di massa all'interno di una zona di miscelazione:

$$C_{gw} \cdot Q_{gw} = C_{sw} (Q_{gw} + Q_{sw}) \quad (39)$$

da cui si ricava

$$C_{sw} = \frac{Q_{gw} \cdot C_{gw}}{Q_{gw} + Q_{sw}} = \frac{C_{gw}}{RDF} \quad (40)$$

$$RDF = \frac{Q_{gw} + Q_{sw}}{Q_{gw}} \quad (41)$$

dove:

C_{gw} = concentrazione dell'inquinante presente nel plume della falda, misurata in prossimità del corpo idrico recettore (mg/l);

C_{sw} = concentrazione dell'inquinante nel corso idrico superficiale a valle della miscelazione (mg/l);

Q_{gw} = portata della falda contaminata in condizione di piena (m^3/d) (IPOTESI CAUTELATIVA);

Q_{sw} = portata del corpo idrico superficiale a monte della miscelazione (non contaminato) in condizione di magra (m^3/d) (IPOTESI CAUTELATIVA);

RDF = fattore di diluizione.

Quindi la concentrazione nelle acque superficiali è ottenuta dal rapporto fra le concentrazioni stimate in falda (prima dell'entrata del plume nel corpo idrico superficiale) e un fattore di diluizione dipendente dalla sezione di ingresso del plume (larghezza e altezza plume in ingresso) e dalla portata del corso d'acqua. Pertanto durante la fase di caratterizzazione ambientale dovrebbe essere programmato uno studio in grado di capire le interazioni acque sotterranee/acque superficiali e la portata diluente del corpo idrico superficiale recettore. La portata del corso d'acqua può essere misurata in sito con l'utilizzo di un mulinello idrometrico o acquisita da stazioni idrometriche. Il dimensionamento della sezione di entrata richiede una



buona ricostruzione del plume di inquinamento e una conoscenza della geometria del corso d'acqua. In assenza di dati sito-specifici, la portata diluente può essere posta nulla (o possono essere fatte diverse valutazioni a valori crescenti di portata).

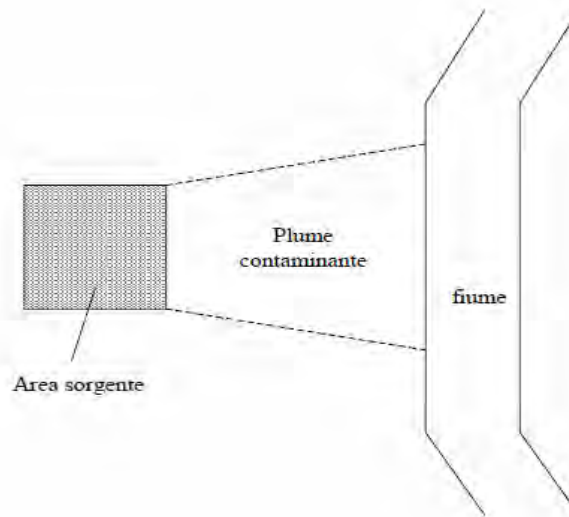
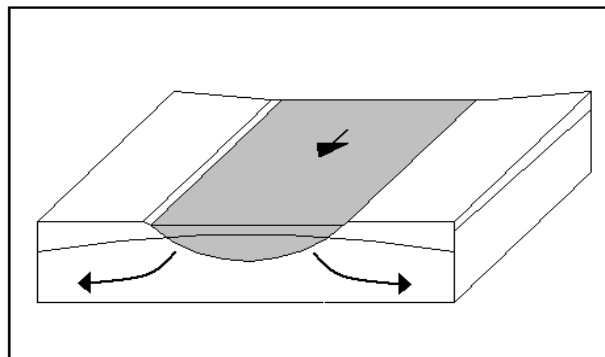


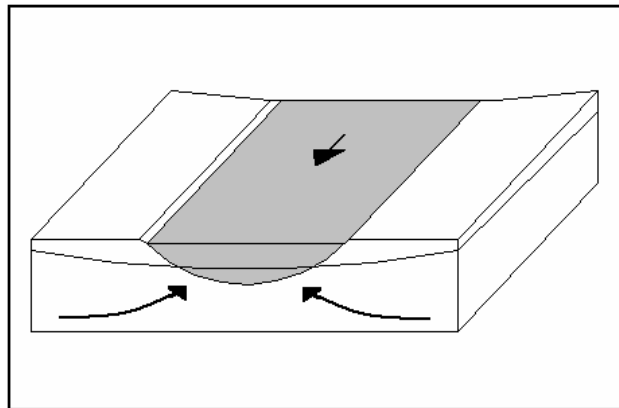
Figura 2.8 - Schema dell'arrivo di un plume in un corpo idrico superficiale recettore.

Per quanto riguarda le iterazione fra falda e corpi idrici superficiali, e in particolare dei fiumi, si fa riferimento, in generale, a 4 scenari rappresentativi.

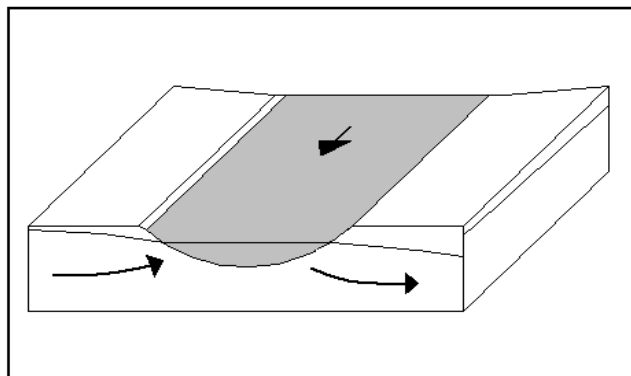
1. Nel caso di corsi d'acqua che alimentano la falda sotterranea si ha che il livello del pelo libero del corpo idrico si trova ad una quota maggiore del potenziale idraulico dell'acquifero misurato in prossimità del bordo del fiume;



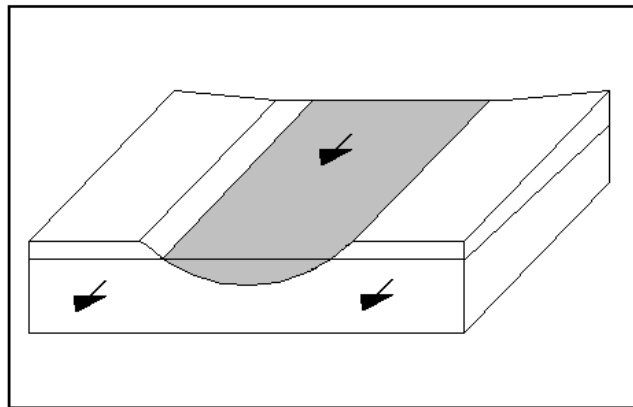
2. Nel caso in cui sia l'acqua di falda ad alimentare il corpo idrico superficiale, si ha che il potenziale idraulico dell'acquifero è maggiore della quota del pelo libero del corpo idrico;



3. Nel caso in cui il corpo idrico viene attraversato da una falda si ha che lungo una sponda il potenziale idraulico della falda è maggiore della quota del pelo libero delle acque superficiali (e il fiume viene alimentato dalla falda), sull'altra sponda il potenziale idraulico ha una quota inferiore (il corpo idrico è drenato dalla falda); questa situazione di solito si presenta quando il corso del fiume scorre in direzione ortogonale alla direzione del flusso di falda;



4. Quando la quota del letto del fiume e il potenziale idraulico sono uguali, si ha che il flusso del fiume e quello della falda sono paralleli e non avvengono scambi idrico fra i due corpi.



La zona in cui avviene la miscelazione fra acqua di falda e acque superficiali è definita zona iporreica. Le acque superficiali e la falda possono essere considerate un unico sistema poiché le interazioni avvengono lungo tutta la lunghezza del fiume dove le connessioni idrauliche con la falda si verificano.

2.5 Atmosfera

2.5.1 Dati meteoroclimatici

2.5.1.1 Precipitazione e temperatura media annuale

La stima delle precipitazioni e della temperatura atmosferica deve derivare da medie annuali basate su misure pluriennali (es. trentennio di misure). Le precipitazioni e la temperatura sono parametri utili a stimare l'infiltrazione di acque nel terreno, uno dei principali veicoli per la lisciviazione degli inquinanti dal suolo e il loro trasporto in falda.

Nel caso di presenza di pavimentazione o di una copertura superficiale impermeabile, l'infiltrazione efficace può essere trascurata. In questo caso i meccanismi di trasporto del contaminante possono essere legati ad altri fenomeni, pertanto occorrerà fare attenzione nell'escludere determinati scenari di esposizione (es. trasporto in falda dei contaminanti dal non saturo) in quanto, eliminata l'infiltrazione e la lisciviazione, il meccanismo di trasporto del contaminante dal terreno alla falda può avvenire per altri fenomeni naturali (es. la falda che può venire a contatto con il terreno contaminato; la diffusione molecolare che diventa il meccanismo predominante in assenza di flusso idrico verticale).



2.5.1.2 Stabilità atmosferica

La stabilità atmosferica è un dato fondamentale per conoscere e descrivere lo stato dell'atmosfera; essa è funzione sia del vento sia del profilo verticale della temperatura, ma normalmente risulta essere descritta solo da quest'ultimo.

Se un piccolo volume di aria è portato verticalmente verso l'alto attraverso l'atmosfera, esso incontra una pressione più bassa e pertanto si espande e si raffredda. Il profilo del decadimento della temperatura con l'altezza è conosciuto con il nome di “gradiente termico”.

Se l'aria è secca ed il processo adiabatico, allora questo decadimento assume un particolare valore noto come “gradiente termico adiabatico secco”. Sebbene queste condizioni nella realtà non succedono, tale valore provvede a fornire condizioni standard di riferimento da confrontare con le condizioni meteo reali.

Il profilo di temperatura per condizioni neutre o adiabatiche assume approssimativamente la seguente espressione:

$$\frac{dT}{dz} \approx -0,01^{\circ}\text{C} / \text{m} \quad (42)$$

dove:

T = temperatura ($^{\circ}\text{C}$);

z = altezza dal suolo (m).

Questa condizione teorica ed altre che si verificano nella pratica sono mostrate nella Figura seguente.

Ci sono diverse condizioni di inversioni, un primo tipo è l'inversione al suolo che può avvenire di notte a cielo sereno e con venti lievi. Questo fenomeno accade perché il suolo e l'aria vicina perdono il calore accumulato durante le ore di luce. Un altro tipo è quello che avviene a quote elevate; molte sono le cause di questo tipo di inversione: l'abbassamento di volumi d'aria da più alte quote che comporta compressione e riscaldamento della massa stessa; la brezza di mare che può introdurre uno spessore di aria fredda tra una massa di aria calda; ed infine quello noto come un fronte meteorologico che costituisce un passaggio tra aria fredda sotto ed aria calda sopra.

Una strato di inversione inibisce un movimento verso l'alto; un'inversione al suolo impedisce una dispersione di gas verso l'alto, rendendo più problematiche le conseguenze del rilascio. Le inversioni a quote elevate sono delle vere “barriere” ad un ulteriore innalzamento della nube di gas.



Alla quota di circa 10.000 metri c'è un'inversione permanente nell'atmosfera. Tale è il limite cui possono arrivare teoricamente i rilasci tossici.

Un discorso particolare meritano le situazioni di luoghi prossimi al mare. L'iterazione tra mare ed entroterra può modificare di molto lo stato dell'atmosfera. Un effetto possibile è quello che durante l'inverno la brezza di mare può diminuire di molto i periodi di inversione al suolo.

I principali modelli di dispersione contengono parametri che dipendono dalla stabilità atmosferica. La più utilizzata classificazione di stabilità è quella di Pasquill-Gifford. La Tabella 2.9 mostra tale classificazione indicando anche il range del gradiente termico associato.

Tabella 2.9 – Classi di stabilità atmosferica in funzione del gradiente termico verticale.

Grado di stabilità	Categoria di Pasquill-Gifford	Gradiente termico verticale (°C/100 m)
Instabilità forte	A	<-1,9
Instabilità moderata	B	Da -1,9 a -1,7
Instabilità debole	C	Da -1,7 a -1,5
Neutralità	D	Da -1,5 a -0,5
Stabilità debole	E	Da -0,5 a +1,5
Stabilità moderata	F	Da +1,5 a +4
Stabilità forte	G	>+4

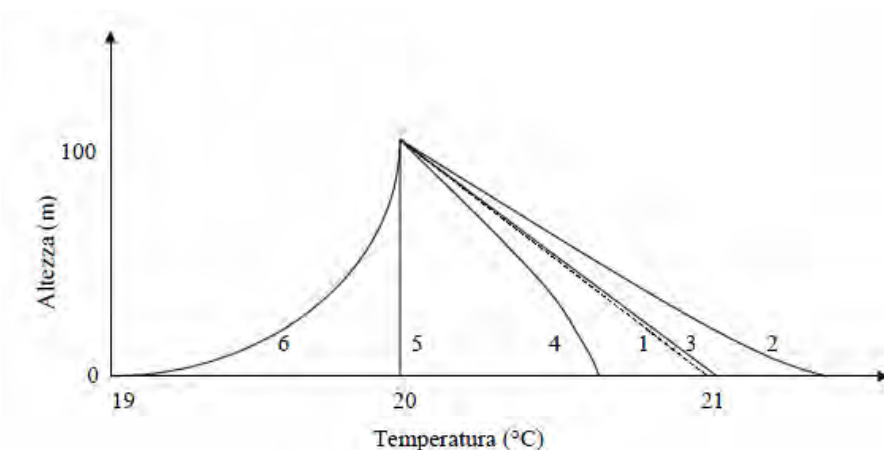


Figura 2.9 - Profilo verticale della temperatura al variare della stabilità atmosferica. La linea 1 mostra la condizione adiabatica secca. La curva 2 mostra una condizione super-adiabatica che può accadere quando c'è una forte insolazione oppure quando passa dell'aria fredda sopra una superficie calda, fenomeni che provocano una forte instabilità. La curva 3 mostra una condizione neutra che è associata spesso ad un cielo coperto o nuvoloso. La curva 4 mostra una sub-adiabatica condizione che favorisce la



CIRTEN

stabilità. La linea 5 mostra una condizione isoterma che favorisce in maniera fortela stabilità. Infine la curva 6 mostra una condizione di inversione che è la più favorevole alla stabilità.

2.5.1.3 Vento

La direzione del vento viene utilizzata per localizzare sul territorio gli eventuali bersagli esposti ad

un potenziale inquinamento da sostanze aerodisperse provenienti dal sito. Alcune delle caratteristiche più salienti sono:

- a) direzione;
- b) intensità alle diverse quote;
- c) persistenza ovvero durata;
- d) turbolenza.

La direzione del vento è definita come la direzione da cui soffia il vento. Le informazioni sulla direzione e sulla velocità è convenientemente nella forma della “rosa dei venti”. Questo è un diagramma polare nel quale la distanza del punto dall’origine è proporzionale alle frequenze osservate per quella grandezza. La Figura 2.10 mostra questo tipo di diagramma per una particolare classe di stabilità ovvero la F+G.

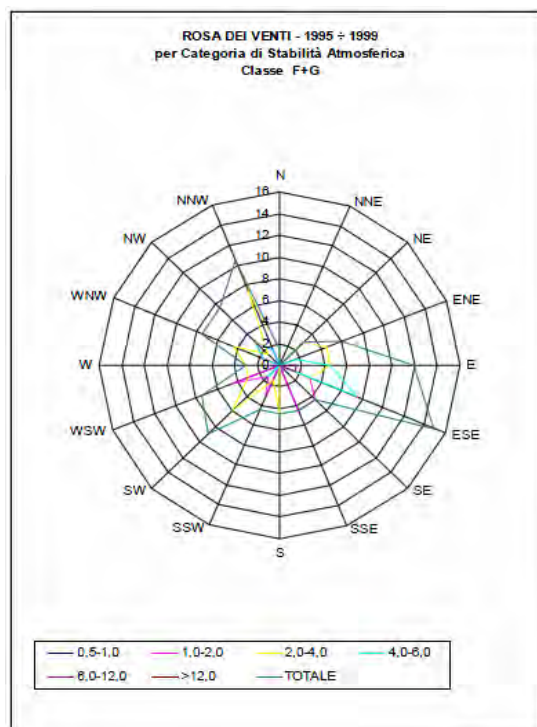




Figura 2.10 - Rosa dei venti per la classe di stabilità F+G.

Nel caso sia possibile acquisire informazioni da una stazione meteorologica attrezzata anche per la

misura della velocità del vento, occorrerà assumere come dato la velocità media annua. Le centraline di misura forniscono la velocità del vento in riferimento alla quota di 7-10 m/p.c. Ad un'elevata altezza dal suolo la velocità del vento è determinata dal gradiente di pressione, ovvero in cartografia dalle linee isobare. Vicino al suolo la velocità è ridotta dalle forze d'attrito. In particolare in un contesto urbano la presenza di molti edifici rende quest'aspetto molto evidente. Il profilo verticale della velocità del vento è dato approssimativamente dalla relazione:

$$u = u_r \cdot \left(\frac{z}{z_r} \right)^p \quad (43)$$

dove:

u = velocità del vento;

u_r = velocità ad un'altezza di riferimento;

z = altezza;

z_r = altezza di riferimento;

p = parametro dipendente dalla stabilità.

In taluni casi può essere utile definire degli accorpamenti meteo. Gli accorpamenti meteo sono definiti in rapporto alla relazione tra classe di stabilità e velocità del vento. Gli accorpamenti utilizzati considerano “assimilabile” tra loro coppie di classi di Pasquill/velocità del vento che determinano uno stesso grado di turbolenza, sia essa di origine termica (p.e. classe di stabilità A e classe di velocità di calma 0-1 m/s) sia meccanica (p.e. classe di stabilità C e classe di velocità del vento forte >6m/s).

Tabella 2.10 - Valori di p al variare della classe di stabilità validi per condizioni urbane.



CLASSE DI STABILITÀ	A	B	C	D	E	F
Valore di p per suolo rurale	0,07	0,07	0,10	0,15	0,35	0,60
Valore di p per suolo urbano	0,15	0,15	0,20	0,25	0,40	0,60

2.6 Localizzazione dei bersagli

Una procedura di analisi di rischio deve essere in grado di verificare la compatibilità del sito rispetto al suo utilizzo attuale e futuro e al territorio circostante. Da un'analisi di rischio non può pertanto essere esclusa un'attenta verifica dell'utilizzo:

- delle aree circostanti il sito contaminato (uso agricolo, residenziale, ricreazionale o industriale) indicando l'eventuale presenza di aree sensibili (es. asili, scuole, ospedali);
- della risorsa idrica sotterranea; la presenza di pozzi agricoli, potabili o ad altri usi e loro distanza e dislocazione rispetto al sito sorgente di contaminazione.
- della risorsa idrica superficiale; verifica dell'utilizzo della risorsa idrica a scopi ricreazionali (balneazione), potabili (prese acquedottistiche), agricoli (acque di irrigazione) o ad altri usi.

Inoltre lo studio dovrebbe indicare la densità di popolazione che vive e lavora all'interno e nell'intorno del sito e che potenzialmente può venire a contatto con la contaminazione presente. Le informazioni territoriali raccolte sono necessarie alla corretta attivazione degli scenari d'esposizione

sito-specifici e per capire tipologia e localizzazione dei potenziali bersagli della contaminazione. I bersagli umani sono distinti in "on site" (chi vive o lavora all'interno del sito) e "off site" (chi vive o lavora all'esterno del sito). Analogamente possono essere individuati bersagli on site e off site di tipo ecologico. I bersagli off site, che possono essere potenzialmente esposti ad una contaminazione proveniente da un sito, sono quelli posizionati sottogradiente rispetto alla direzione dei vettori di flusso idrico sotterraneo e atmosferico. Nell' A.R. secondo lo standard ASTM-RBCA il bersaglio viene posto sotto-gradiente e in posizione centrale rispetto al plume inquinante in falda o in atmosfera (condizione conservativa). Consideriamo l'esempio in figura dove è rappresentata una sorgente di contaminazione in falda e un plume di contaminazione che avanza secondo la direzione di flusso idrico sotterraneo. La caratterizzazione territoriale ha permesso di evidenziare l'esistenza di un pozzo ad uso potabile (pozzo A) ubicato a valle del sito rispetto alla direzione di flusso idrico sotterraneo e posto ad una distanza x dal perimetro del sito.



Come è evidenziabile dalla figura, il pozzo A è posto in posizione decentrata rispetto al plume di contaminazione. La stima del rischio falda o del rischio sanitario per esposizione per ingestione di acque contaminate dovrebbe essere eseguita, secondo lo standard ASTM-RBCA, sottogradiante e in posizione centrale rispetto al plume inquinato. Pertanto la simulazione può essere attivata per un ipotetico pozzo A', proiezione del pozzo A lungo la direzione della falda. Un margine di sicurezza potrebbe essere imposto alla procedura, eseguendo l'AR. per un ipotetico pozzo A'' posto ad una distanza pari a x'/n dal perimetro del sito. Ad "n" può essere attribuito un valore intero variabile, ad esempio in funzione della maggiore o minore qualità delle informazioni geologiche-idrogeologiche sito-specifiche (per esempio, maggiore è l'indeterminatezza di un dato parametro geologico-idrogeologico e maggiore dovrà essere il valore di "n" o in funzione dei tempi di migrazione della contaminazione).

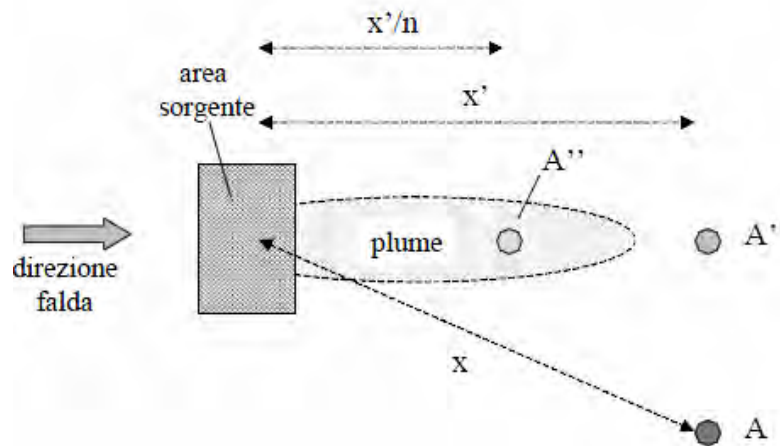


Figura 2.11 - Possibili localizzazioni del bersaglio.

3 Il codice FRAMES

3.1 FRAMES (Framework for Risk Analysis in Multimedia Environmental System)

L'agenzia americana Environmental Protection Agency (EPA) è impegnata nello sviluppo, nell'implementazione e nel consolidamento di regolamenti riguardanti la protezione della salute ambientale ed umana da ogni tipologia di inquinanti derivanti da attività antropiche. In risposta alle direttive per la protezione ambientale emanate dal Department of Energy (DOE) ha sviluppato e supportato un programma per la valutazione del rischio e dell'esposizione per varie installazioni.



Gli obiettivi di questo programma sono stati:

- lo sviluppo di un approccio tecnico-scientifico che integrasse differenti componenti modellistiche per supportare le attività di regolamentazione di DOE ed EPA
- l'implementazione del supporto tecnologico dell'approccio utilizzato da DOE ed EPA al fine di utilizzarlo per la problematiche riguardanti la valutazione, l'analisi e la regolamentazione.

Per raggiungere questi obiettivi nel ottobre 1997 l'Environmental Protection Agency (EPA) pubblica "Concepts of Framework for Risk Analysis In Multimedia Environmental Systems". Lo scopo dichiarato di questo lavoro è rendere la valutazione del rischio maggiormente versatile e dare le basi per la creazione di una piattaforma software con la quale effettuare le analisi e le valutazioni di rischio in ambito autorizzativo. Nel 1998 il Pacific Northwest National Laboratory (PNNL) sulla base di tale pubblicazione sviluppa il codice FRAMES (Framework for risk Analysis in Multimedia Environmental Systems). Come indicato dal suo stesso nome, il codice FRAMES non è un modello di simulazione vero e proprio, ma è piuttosto un framework, cioè una struttura software di supporto e raccordo per differenti tipologie e modelli di simulazione.

3.1.1 Struttura di modellizzazione ambientale

Negli ultimi 35 anni, negli Stati Uniti, sono stati sviluppati diversi modelli per la descrizione dei processi di trasporto di contaminanti, di valutazione dell'impatto ambientale ed economico. Tale sviluppo può essere riassunto nelle seguenti tappe:

- 1959 viene sviluppato il modello Stanford Watershed Model (SWM), che rappresenta uno dei primi moduli integrati per la simulazione della fase terrestre del ciclo dell'acqua.
- 1969 l'Oak Ridge National Laboratory sviluppa il modello Unified Transport Approach (UTA), che accoppia dettagliati modelli numerici alla descrizione delle matrici ambientali in cui viene simulato il trasporto (acque sotterranee, acque superficiali, aria e suolo).
- 1984 viene introdotto il primo modello di accoppiamento sequenziale multimediale, che riunisce le variazioni spazio temporali della contaminazione con la determinazione dei mezzi di esposizione.
- Intorno al 1990 comincia lo sviluppo di una piattaforma multifunzionale, che colleghi insieme vari codici al fine di studiare, non solo la distribuzione dei contaminanti nell'ambiente, ma anche le relazioni con le problematiche di valutazione (criteri regolamentari, processi CERCLA "Comprehensive Environmental Response Compensation and Liability Act" e RCRA "Resource Conservation and Recovery Act", ect.).

3.1.2 Metodologia di calcolo

Il DOE e l'EPA negli anni hanno utilizzato vari modelli per supportare le attività di regolamentazione legislativa federale, associate con il National Environmental Policy Act (NEPA), Comprehensive Environmental Response Compensation and Liability Act (CERCLA) ed Resource Conservation and Recovery Act (RCRA). Durante gli ultimi 20 anni queste agenzie hanno supportato lo sviluppo di strutture e strumenti con i quali gli utenti possono avere accesso



ed implementare modelli di valutazione. La modellizzazione ed il collegamento tra i modelli di calcolo non hanno ancora un protocollo standard di riferimento. Sono stati sponsorizzati diversi progetti con lo scopo di produrre un sistema completo e versatile, questo processo di evoluzione ha portato negli ultimi anni a focalizzare le ricerche su modelli pienamente integrati su basi fisico-chimiche, che permettessero la massima trasparenza per la connessione di moduli di valutazione specifici e dedicati.

Questi modelli utilizzano un approccio olistico per la valutazione della contaminazione ambientale potenziale, essi simulano: il rilascio di contaminati nell'ambiente; il trasporto e la destinazione degli inquinanti attraverso le varie matrici ambientali (acque sotterranee, acque superficiali, aria e terre superficiali); la valutazione dell'esposizione e dell'impatto ambientale. Sebbene siano differenti negli scopi individuali, questi modelli multimediali sono tutti di natura analitica. Il fatto di essere modelli numerici e tradizionalmente non associati a modelli fisici multimediali, non preclude il loro utilizzo in ambito olistico sia per ottenere dati di input che di output. Infine non c'è ragione per cui

una struttura di supporto non possa contenere tutti i livelli di dettaglio dei modelli e delle scale di valutazione. Diverse agenzie governative e compagnie private hanno utilizzato modelli singoli o multimediali per le regolamentazioni federali e per eseguire le attività connesse con NEPA, CERCLA e RCA. . In questo modo sono state consolidate delle metodologie e degli standard per i singoli mezzi ambientali. In aggiunta EPA e DOE hanno sviluppato molti altri modelli (IEM, EPACMTP, EXAMS, WASP, TOXIWASP, HELP, PRZM, GENII, At123D, etc.) che saranno messi a disposizione in questa struttura in modo da consentire agli utenti la massima versatilità di utilizzo. Con lo sviluppo tecnologico sarà probabilmente necessaria una successiva generazione di strutture di supporto.

All'interno del sistema di modellizzazione FRAMES, sono contenuti un insieme di algoritmi che simulano gli elementi del trasporto, dell'esposizione, e della valutazione del rischio. Sono inclusi, inoltre, moduli per la descrizione delle sorgenti di rilascio di contaminati nell'ambiente, delle superfici terrestri, delle zone vadose, delle zone sature, dell'atmosfera, delle acque superficiali, per la valutazione delle ingestioni e dell'impatto sulla salute.

Ognuno dei moduli che sono inseriti viene utilizzato in un'architettura object-oriented, cioè in un sistema in cui ogni modulo rappresenta un componente completamente indipendente, che viene interfacciato con altri componenti al fine di creare lo scenario che si sta studiando.

All'interno della struttura creata il singolo modulo dovrà quindi:

- essere orientato rispetto agli altri;
- contenere tutti i dati necessari alla sua esecuzione;
- eseguire correttamente il modello contenuto;
- creare dei file di output compatibili con gli altri moduli;
- non contenere dati ridondanti.

Ad oggi FRAMES contiene più di venti moduli differenti e gli input che vengono costantemente aggiornati al fine di seguire le variazioni dei modelli scientifici di riferimento.

La struttura sviluppata non tiene conto della tipologia del singolo modello utilizzato, la filosofia object-oriented è tale da disinteressarsi di quello che accade dentro al singolo modulo. Per esempio FRAMES non discrimina se il modulo utilizzata è di tipo analitico o numerico, oppure se sono necessarie concentrazioni variabili con il tempo FRAMES non si occupa di sapere come vengono calcolate.

In questo tipo di architettura sono invece fondamentali:

- la forma delle condizioni di collegamento tra i moduli;



CIRTEN

- le unità di misura;
- i protocolli d'immagazzinamento dei dati di input e di output;
- le interfacce utente;
- la scala (le dimensioni fisiche e gli attributi della valutazione);
- la risoluzione (la produzione di un corretto file di output).

FRAMES quindi permette all'utente di:

- scegliere i moduli che si vogliono utilizzare;
- includere i moduli nella struttura come modulo di calcolo, di input o di output;
- accedere ai dati di uscita;
- disporre di una guida;
- interagire con altre strutture di calcolo.

Il codice FRAMES consente la creazione di un sito concettuale, che viene chiamato "SCENARIO", attraverso una interfaccia utente friendly. L'utente può creare il proprio modello di studio utilizzando una serie di icone interconnesse tra loro (Glyph), abilitate all'attivazione di differenti moduli di calcolo che contengono i modelli matematici utilizzati di volta in volta per il calcolo del processo considerato (Fig. 3.1).

In questo modo si suddivide la modellizzazione del sito considerato in due fasi. La prima fase consente di creare una struttura ad oggetti al fine di schematizzare il problema in tutti i suoi aspetti:

- 1- Rilascio (tipo di sorgente e tipo di rilascio)
- 2- Trasporto (aereo, fluviale, sotterraneo, etc)
- 3- Esposizione (caratteristiche del gruppo di riferimento e matrici ambientali considerate)
- 4- Dosimetria (calcolo della dose e valutazione del rischio).

La seconda fase di modellizzazione interna consente di utilizzare dei singoli modelli di calcolo per ognuno dei fenomeni considerati. Per ogni modello attraverso l'apposita interfaccia utente è richiesta l'immissione dei parametri del modello stesso ed i dati riguardanti il sito studiato. I moduli di calcolo attualmente disponibili per l'implementazione del codice FRAMES e che soddisfano tutti gli aspetti della modellazione sono suddivisi in due classi: MEPAS 5.0 e GENII 2.0. GENII 2.0 ha meno validazioni dal punto di vista normativo, ma è l'unico in grado di simulare rilasci di tipo impulsivo sia aereo che fluviale. MEPAS 5.0 invece è in grado di simulare il trasporto di inquinanti nel sottosuolo (zona insatura e satura).

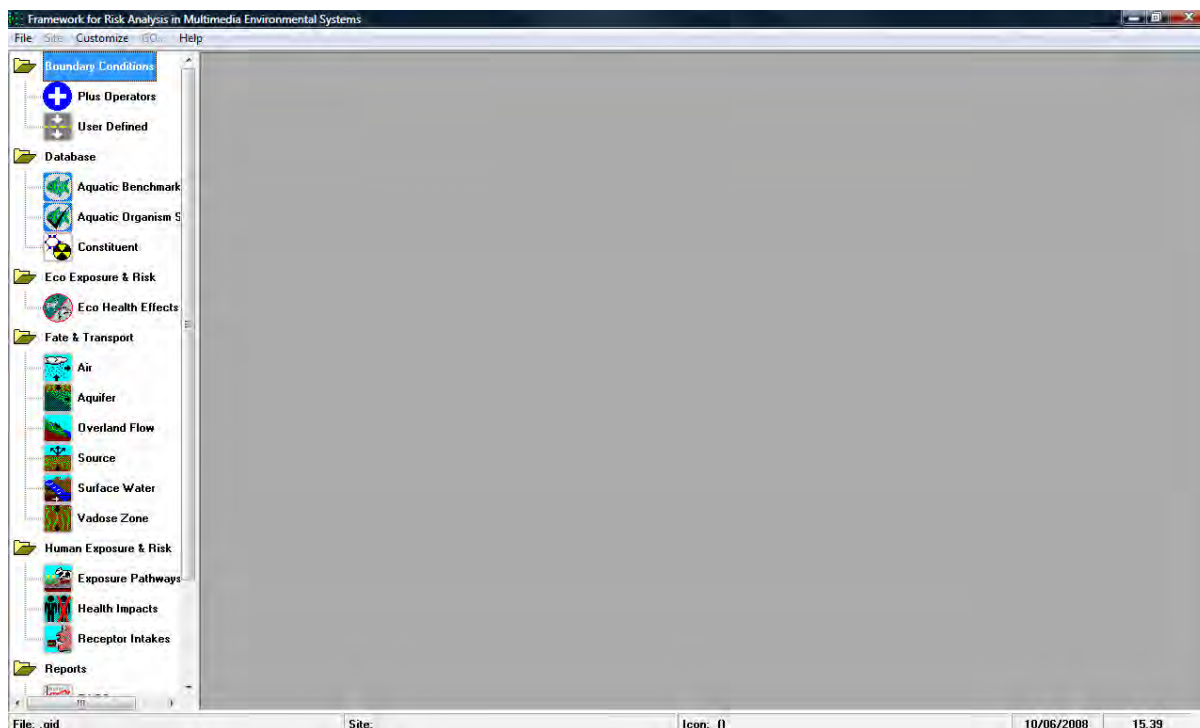


Figura 3.12 - Interfaccia utente del codice di calcolo FRAMEs.

3.1.3 Interfaccia utente

L'utente nella fase iniziale interagisce con il Framework User Interface (FUI) che non è altro che l'interfaccia utente del codice. Vengono identificati i costituenti di interesse, viene sviluppato il modello concettuale del sito (CSM) e vengono inizializzate la sequenza di selezione dei moduli interni ed esterni di FRAMEs.

Per costruire uno scenario è necessario scegliere i moduli che si vogliono utilizzare. È obbligatorio in ogni caso l'utilizzo del modulo dei contaminanti e di quello del termine sorgente, tutti gli altri vengono selezionati dall'utente a seconda delle proprie necessità. La selezione delle icone di riferimento (glyph) viene fatta graficamente cliccando con il tasto sinistro del mouse e trasportando le stesse nell'area operativa della finestra di interfaccia. Dopo aver scelto le icone, si passa alla determinazione del modulo di calcolo da applicare alla glyph selezionata, al fine di definire il percorso dei contaminanti.

Le glyph vengono collegate tra loro attraverso delle frecce che indicano il percorso seguito dai contaminanti, per connetterle, pigiando il tasto SHIFT l'utente deve cliccare sulla glyph di partenza e portare la freccia che compare sulla glyph di arrivo. Una volta connesse le glyph, l'utente cliccando sulle stesse con il tasto destro del mouse attiva il menu corrispondente e attraverso la selezione della voce "General Info" sceglie il modello di calcolo da associare. Una volta selezionati i modelli corrispondenti tutte le glyph presentano su di un lato una spia rossa che indica la necessità di immettere i dati d'input relativi ai modelli selezionati. Cliccando sulle Glyph nuovamente con il tasto destro, selezionando l'opzione "User input" dal menu corrispondente, si apre la maschera d'interfaccia che permette l'immissione dei dati relativi al modulo selezionato. Dopo questa seconda operazione il modulo presenta al lato una spia gialla. È ora possibile eseguire il modulo, cioè cliccando sulla Glyph con il tasto destro e selezionando l'opzione "Run Model".



Così facendo la luce di condizione dell'icona diventerà verde, indicando che i dati sono stati immessi correttamente il modello ha funzionato con successo.

Nelle figure 3.2, 3.3 e 3.4 viene mostrata la successione di operazioni che consentono l'immissione dei dati di input nei moduli del modello calcolo FRAMES.

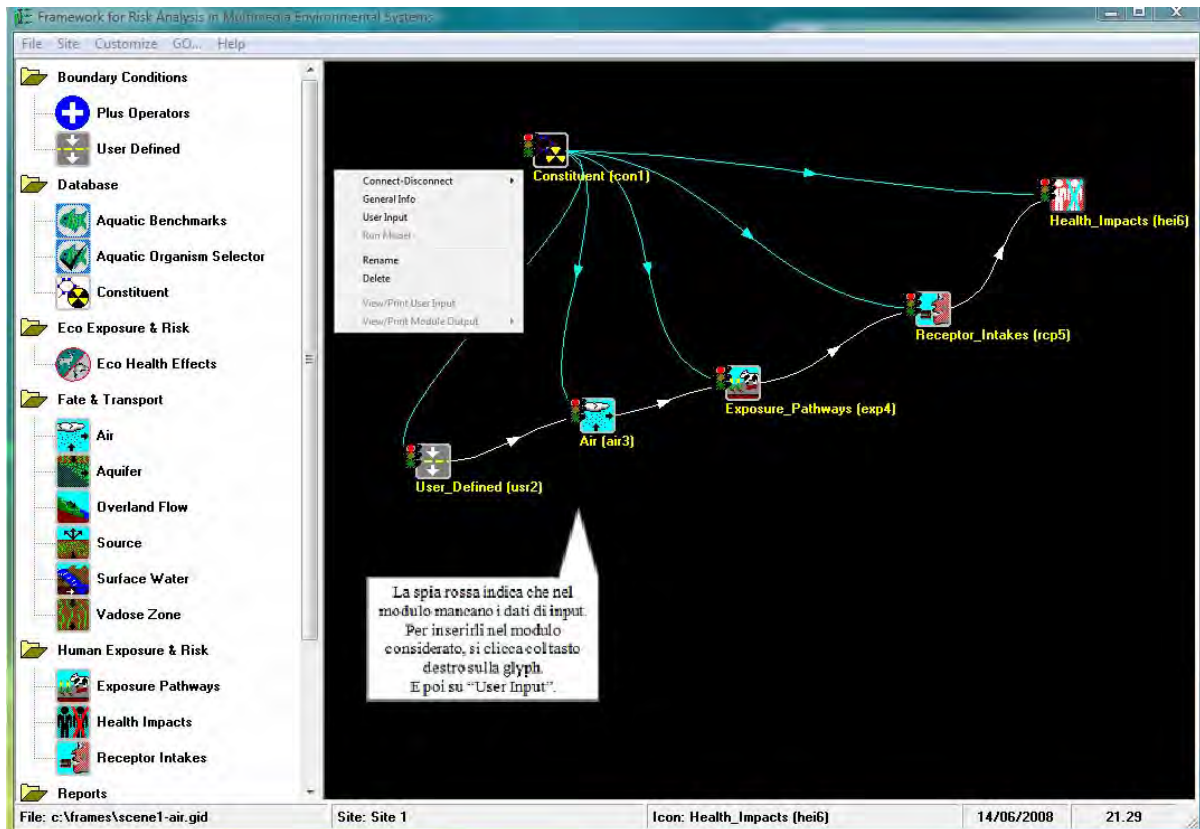


Figura 3.13 - Immissione dei dati di input nella Glyph.



CIRTEN

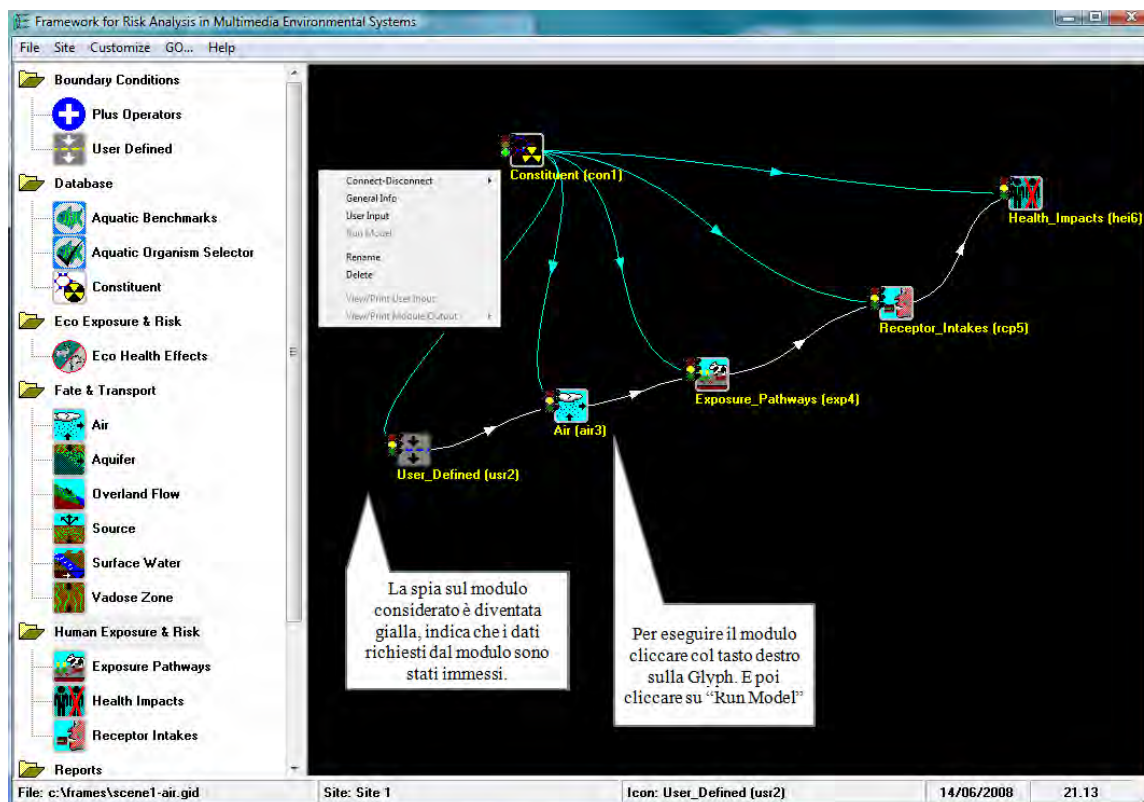
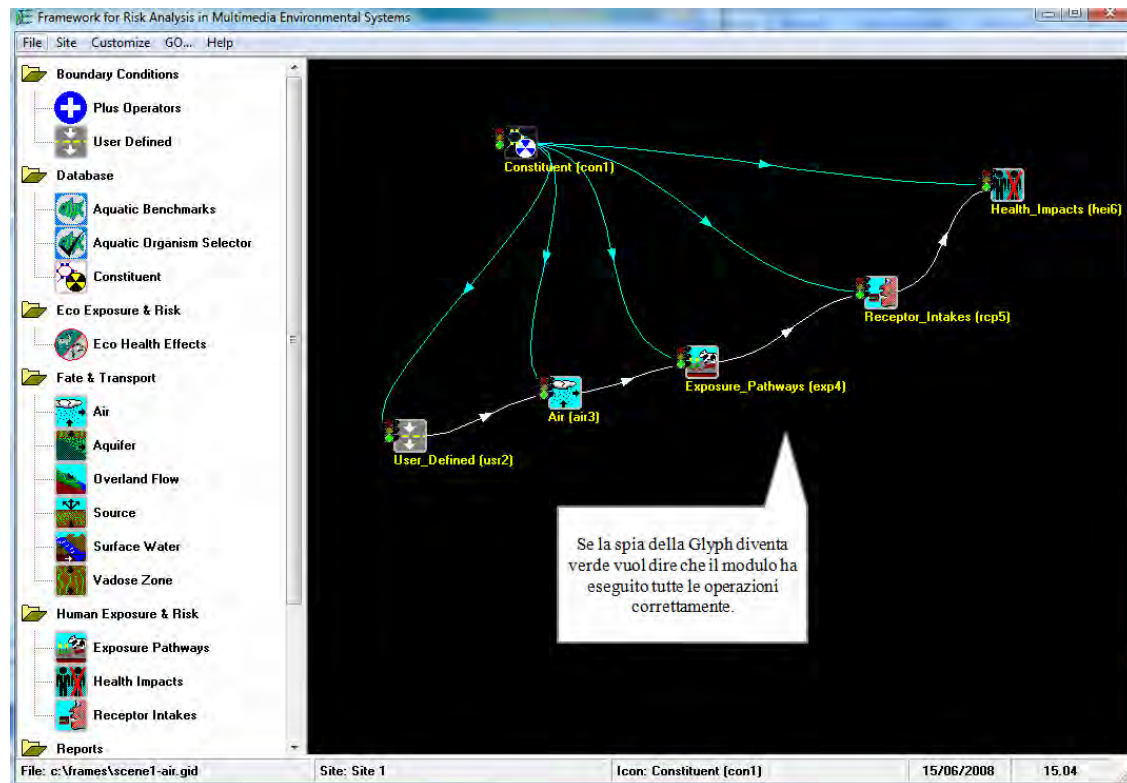
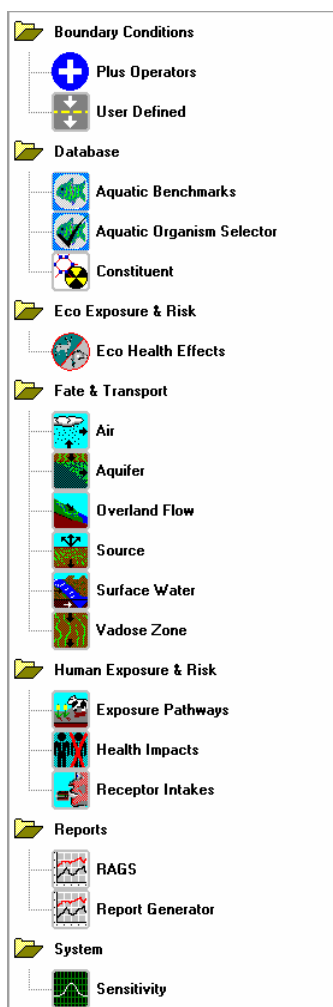


Figura 3.14 - Attivazione della glyph dopo l'immissione dei dati di input.





CIRTEN

Figura 3.15 - Esecuzione del modello di calcolo associato con la glyph e produzione del file di input per la glyph successiva.

Le icone implementate nel codice cui sono associati i modelli di calcolo sono:

- Constituent (Selezione dei contaminanti)
- User Defined (Costruzione dei termini di sorgente)
- Vadose Zone (Modello di trasporto attraverso una zona Vadosa)
- Overland flow (Modello di trasporto sulla superficie)
- Aquifer (Modello di trasporto attraverso la falda)
- Surface water (Modello di trasporto in acque superficiali)
- Air (Modello di trasporto atmosferico)
- Exposure Pathway (Selezione delle vie di esposizione)
- Receptor Intake (Valutazione delle dosi)
- Healt Impacts (Valutazione dell'impatto sulla salute)
- Sensitivity/Uncertainty (Sensibilità ed incertezze)

I dati d'input e di output del FUI vengono immagazzinati nei files .GID (Global Input Data file) e GOD (Global Output Data file). Il primo file, scelto dall'utente attraverso il FUI, fa da inizializzazione per il CSM. Viene quindi attivato il primo MUI (Modular User Interface) e l'utente deve inserire i dati di input appropriati. Ulteriori informazioni vengono poi fornite al MUI dai moduli precedenti. I dati di uscita del MUI vengono convertiti nel giusto formato e salvati nel file GID.

Nonostante FRAMES dimostri di essere un programma abbastanza flessibile, presenta alcune limitazioni, alcune collegate alla sua origine americana:

- ha bisogno di un sistema settato sul formato numerico che usa il punto come separatore decimale (US setting). Allo scopo di rendere accessibile il codice anche sui computer "italiani" il DSA ha creato il programma "change_setting" che permette di passare "al volo" dal settaggio italiano a quello US e viceversa;
- ha difficoltà a tenere sotto controllo gli innumerevoli parametri relativi ad uno scenario; inoltre non è sempre semplice accedere ai valori di default, che sono cambiati da una versione all'altra;
- la versione attuale funziona bene solo se installata nelle cartelle *suggerite*. In questo modo è difficile tenere sotto controllo le versioni dei file corrispondenti ai diversi scenari;
- ha problemi di corretto funzionamento con sistemi operativi più recenti come il Windows Vista;
- è privo di uno strumento in grado di rappresentare in modo chiaro e intuitivo i valori di base delle dosi alla popolazione, dovute all'impatto radiologico. Questa mancanza è stata risolta introducendo nel framework di FRAMES, il programma *DSA-Reader* che consente una rappresentazione grafico-tabellare dei dati e che fornisce un'analisi più chiara dei contributi anche per persone non esperte del programma.



3.2 mepas 5.0 (Multimedia Environmental Pollutant Assessment System)

Il software Multimedia Environmental Pollutant Assessment System (**MEPAS**) è stato prodotto alla metà degli anni ottanta dal Pacific Northwest National Laboratory per l'U.S. DoE (U.S. Department of Energy). Esso risulta essere uno strumento potente per la valutazione dell'impatto sull'ambiente e sulla salute pubblica derivante dai rilasci programmati delle centrali nucleari attive o inattive. Il software integra insieme modelli di trasporto ed esposizione per rilasci chimici e radioattivi, al fine di determinare il loro impatto potenziale sull'ambiente, sull'individuo e sulle popolazioni. I moduli hanno un approccio di tipo fisico (deterministico). MEPAS utilizza un approccio non tradizionale riunendo modelli di rilascio e trasporto attraverso le matrici ambientali con moduli di valutazione delle vie di esposizione e delle conseguenti stime di rischio per la salute di tipo radiologico, non radiologico, cancerogeno e non cancerogeno e combinando insieme tutte le principali vie di esposizione in una struttura di calcolo complessa. La modularità del codice lo rende tanto versatile da permetterne l'utilizzo in un'ampia casistica di trasporti ambientali e di valutazioni di rischio.

Dal 1986 ad oggi questi moduli hanno ricevuto numerose valutazioni che ne hanno attestato la bontà degli algoritmi di calcolo e delle metodologie di valutazione della dose

Tabella 3.11 - Valutazione dei moduli MEPAS.

Anno	Tipo di valutazione
1986	DOE (Department of Energy) seleziona MEPAS per la sorveglianza ambientale
1987	EPA (Environmental Protection Agency) testa i moduli MEPAS per la "prioritization"
1989	Idaho National Engineering Laboratory seleziona Mepas per la valutazione dei rischi
1992	Health and Welfare, Canada adotta MEPAS dopo averlo confrontato con altri 22 modelli.
1995	Il modello diventa uno standard di riferimento EPA
1995	Il modello diventa uno standard di riferimento internazionale

Di notevole interesse sono le caratteristiche e le potenzialità dei modelli utilizzati dal codice:

- 1- il database dei contaminanti contiene 500 differenti tipi di inquinanti suddivisi in Radionuclidi, inquinanti chimici organici ed inorganici;
- 2- il modello di rilascio consente di effettuare il bilancio di massa, la ripartizione dei contaminanti sulle diverse vie di contaminazione sia per siti attivi (rilasci programmati) che per siti non attivi (depositi);
- 3- i modelli di trasporto riguardano l'aria, il suolo, le acque superficiali e le acque sotterranee;
- 4- le vie di esposizione utilizzabili sono l'inalazione, l'ingestione, il contatto dermico e l'irraggiamento.

Questo software consente, in particolare, la simulazione del trasporto degli inquinanti attraverso/tra i diversi mezzi (aria, suolo, acque sotterranee e superficiali). Le concentrazioni



d'inquinanti quantificate nei vari mezzi sono utilizzate per calcolare le esposizioni e gli impatti nei confronti dell'ambiente in generale, del singolo individuo e delle popolazioni.

MEPAS è in grado di utilizzare il *Frames Chemical Database*, sviluppato dal PNNL per essere utilizzato in ambiente FRAMES. Tale database contiene più di 500 sostanze inquinanti, tra cui i singoli isotopi radioattivi, inquinanti organici ed inorganici, e per ciascuno dei quali sono fornite una serie d'informazioni e parametri riguardanti:

- le caratteristiche fisiche principali;
- le proprietà di distribuzione/ripartizione;
- i vari coefficienti di diffusione;
- le principali proprietà termodinamiche;
- le caratteristiche di tossicità;
- i fattori di esposizione;
- le caratteristiche di radiotossicità;
- i fattori di trasferimento nella biosfera in ambiente acquatico;
- i fattori di trasferimento nella biosfera in ambiente terrestre;
- i fattori di trasferimento nella biosfera in ambiente vegetale;
- i parametri di degradazione ambientale (tempo di dimezzamento, biodegradazione, ecc.).

3.3 I moduli MEPAS

Ciascuno dei documenti che si occupa della formulazione del Mepas, tratta una componente importante di Mepas come : il termine sorgente, il termine atmosferico, la zona vadosa, la zona acquifera, le acque sotterranee, l'esposizione ai contaminanti e la valutazione dell'impatto sulla salute.

3.3.1 Caratteristiche del "Source Term Release Module" di Mepas

Il modello di simulazione del trasporto e del rilascio dei radionuclidi nel/dal termine sorgente è stato realizzato utilizzando il "*Source Term Release Module*". Questo modulo di calcolo include i modelli per la stima della perdita di contaminante da tre differenti tipi di termini sorgente : acquiferi contaminati, corpi idrici superficiali contaminati e zone vadose (insature) contaminate. In tutti i tipi di termine sorgente contaminata, si presume che i contaminanti possono essere presenti in più fasi (cioè in soluzione acquosa, assorbiti in particelle solide, in uno spazio pieno di pori o in una fase separata liquida non acquosa [NAPL] che è immiscibile con l'acqua e l'aria). Il modulo "Source-Term Release" contiene i modelli per determinare quali contaminanti nello scenario del problema saranno divisi in quali fasi e in che misura. A seconda del tipo di termine sorgente si assume che i processi che causano il rilascio di contaminante nell'ambiente circostante potrebbero essere la lisciviazione (attraverso le acque sotterranee), la sospensione del vento (attraverso l'atmosfera), l'erosione dell'acqua (via terra o attraverso le acque superficiali), il flusso di terra (via terra o attraverso le acque superficiali) e/o la volatilizzazione (attraverso l'atmosfera). Inoltre, i contaminanti potrebbero essere persi dal termine sorgente per effetto del decadimento radioattivo e/o della degradazione degli stessi all'interno della zona.

Il modulo "Source-Term Release" contiene i modelli per simulare scenari "baseline" per tutti e tre i tipi di termine sorgente. Questi stessi modelli possono essere utilizzati per simulare siti risanati (per tutti e tre i tipi di termine sorgente) se la metodologia di bonifica può essere rappresentata semplicemente cambiando la grandezza di certi parametri del modello dai loro



valori “baseline”(di base). Inoltre per la zona vadosa, il modulo “Source-Term Release” contiene modelli che possono calcolare i flussi di perdita dalle zone vadosa soggette a due tipi di metodologie di bonifica che richiedono una teoria speciale : vetrificazione in situ (ISV) e solidificazione in situ (ISS).

L’obiettivo finale della componente “Source-Term Release” di MEPAS è quello di calcolare una serie di “masse-programmate” di flusso di contaminante in rapporto alle funzioni del tempo che descrivono la perdita simultanea di contaminanti dalla zona sorgente a un numero di percorsi differenti. “Massa - programmata” significa che l’inventario di ogni contaminante è distribuito per ogni percorso di perdita in modo tale che la somma delle perdite totale di contaminante calcolate in tutti i percorsi è limitata al 100 % dell’inventario iniziale. Se l’utente desidera accedere in modo esplicito al flusso di contaminante di uno o più percorsi di perdita (in base ai dati noti o assunti, o alle previsioni di qualche altro modello), la componente “Source-Term Release” utilizzerà il flusso fornito rispetto alle funzioni di tempo a che le considerazioni sul bilancio di massa impongono che il flusso deve andare a zero (perché la perdita cumulativa della massa contaminante a tutti i percorsi ha rimosso il 100% della scorta iniziale). Se l’utente non può o non vuole fornire flussi di contaminante espliciti ad alcuni o a tutti i percorsi di perdita, la componente del termine sorgente di rilascio contiene modelli che calcoleranno il flusso in funzione del tempo (anche in base alle considerazioni del bilancio di massa). Se l’utente vuole analizzare uno scenario che assume il rilascio di contaminante a un solo sottoinsieme dei percorsi possibili di perdita per un tipo di zona sorgente data, la perdita ai percorsi indesiderati può essere “spenta” ponendo pari a zero un flusso noto per quei percorsi.

3.3.2 Caratteristiche del “Atmospheric Transport Module” di Mepas

L’*“Atmospheric Transport Module”* simula il trasporto, la dispersione e la deposizione di costituenti chimici e radionuclidi che si disperdono in atmosfera e stima le esposizioni agli inquinanti provenienti dalle emissioni atmosferiche di una popolazione regionale umana. A lungo termine, i livelli di contaminante sono calcolati utilizzando le tecniche standard di calcolo per le posizioni definite in termini di direzione e distanza dal sito. Utilizzando questi metodi, le stime dei livelli di contaminante per la valutazione dell’esposizione può essere effettuata sia per i centri abitati che per le zone rurali meno popolate. A breve termine le concentrazioni in aria normalizzate sono previste per la valutazione delle esposizioni acute in zona.

- Esposizione media a lungo termine

L’esposizione media a lungo termine per via atmosferica, sulla base di un periodo di tempo di 70 anni (cioè circa la durata media della vita umana) rappresenta la somma delle esposizioni da singoli pennacchi atmosferici. Il tempo di percorrenza e l’esposizione per questi pennacchi individuali è solitamente espressi in ore e minuti. Pertanto, i processi relativamente a breve termine devono essere incorporati nel calcolo delle concentrazioni medie a lungo termine. La modellazione delle esposizioni medie ai contaminanti a lungo termine nel percorso atmosferico comporta una sommatoria ponderata delle esposizioni calcolate per una matrice di casi misurando i range delle condizioni ambientali atmosferiche. Le condizioni medie su un periodo di esposizione di 70 anni sono rappresentate dai dati climatologici sommari (cioè, la frequenza media dell’evento delle varie combinazioni delle condizioni atmosferiche ambientali) da una fonte come il Servizio Meteorologico Nazionale degli U.S.

- Esposizione media a breve termine



L'esposizione agli inquinanti a breve termine per via atmosferica si basa sulla massima concentrazione oraria. Per un rilascio quasi al livello del suolo, sono fornite il 95% e il 50% delle concentrazioni normalizzate in aria a 100 m dal rilascio. Per tutti i tipi di rilascio atmosferico, la massima concentrazione oraria normalizzata in aria e la sua posizione sono fornite per ciascuno dei 16 settori di direzione.

- Processi atmosferici

Il destino di un inquinante rilasciato in atmosfera dipende da una serie di processi complessi che includono i meccanismi e le caratteristiche di rilascio, la diluizione e il trasporto, le reazioni chimiche, il dilavamento dalle goccioline di nube e precipitazioni, e la deposizione sulla copertura superficiale sottostante. L'“*Atmospheric Transport Module*” di Mepas tiene conto di ciascuno di questi processi nel calcolo delle esposizioni a lungo termine. Uno schema che illustra il percorso atmosferico è presentato in figura 3.5.

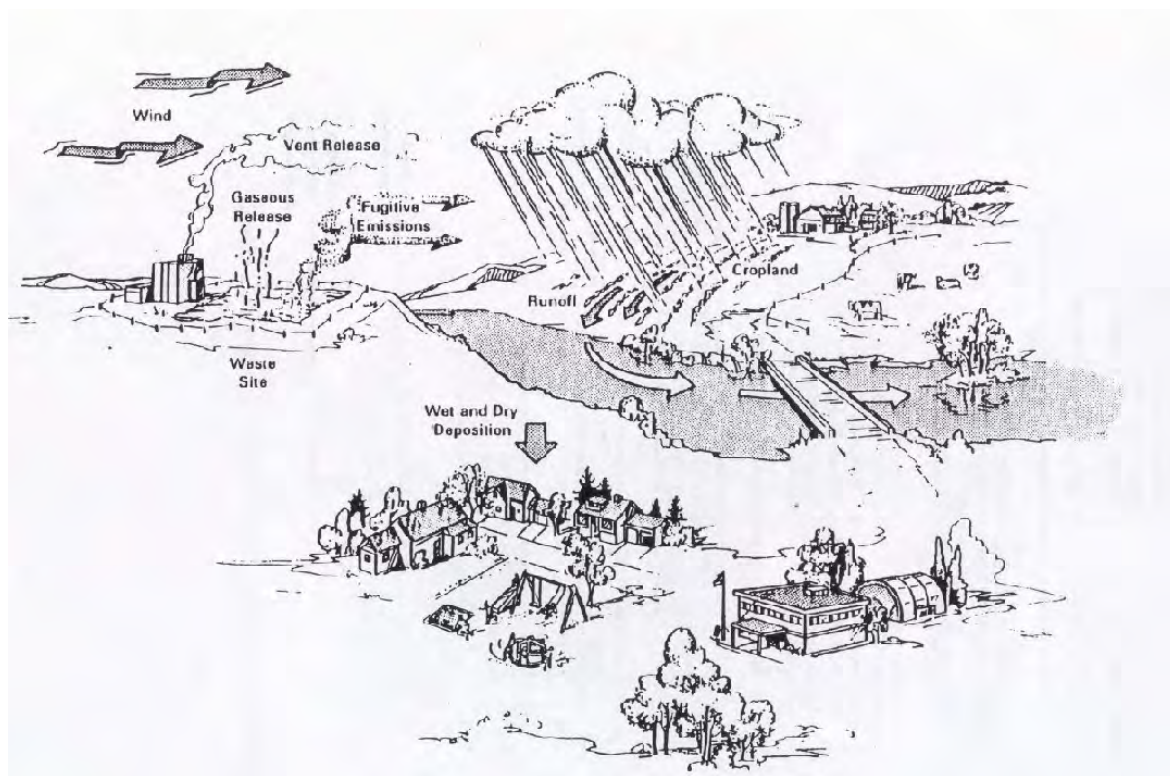


Figura 3.16 - Diagramma schematico che illustra l'ambiente atmosferico.

Il percorso atmosferico per gli inquinanti considera le concentrazioni in aria le concentrazioni depositate in superficie. Le concentrazioni in aria sono necessarie per i percorsi di inalazione. Le concentrazioni superficiali risultanti dai processi di rimozione a secco e a umido sono necessarie per il trasporto terrestre e per i percorsi di ingestione per le sostanze inquinanti.

Il percorso atmosferico ha diverse componenti sequenziali: sospensione/emissione, trasporto atmosferico e dispersione e la deposizione secca e umida. La relazione fra queste componenti atmosferiche nel modello Mepas è mostrato in figura 3.6. Se si utilizza il modulo di emissione Mepas, i dati del sito specifico sono necessari per stimare i tassi di rilascio gassoso e di particolato. Un modello di trasporto e dispersione atmosferica è utilizzato per calcolare le concentrazioni di aria sottovento. Come il pennacchio viaggia lontano da un sito, queste



concentrazioni in aria sono ridotte sia dai processi di dispersione che di deposizione. I modelli di deposizione sia a secco che a umido sono utilizzati per calcolare la totale deposizione in superficie.

La previsione del movimento dei contaminanti attraverso il percorso atmosferico utilizza algoritmi che indirizzano la sospensione/emissione dei contaminanti al sito e il trasporto successivo, la diffusione e la deposizione dei contaminanti in aria.

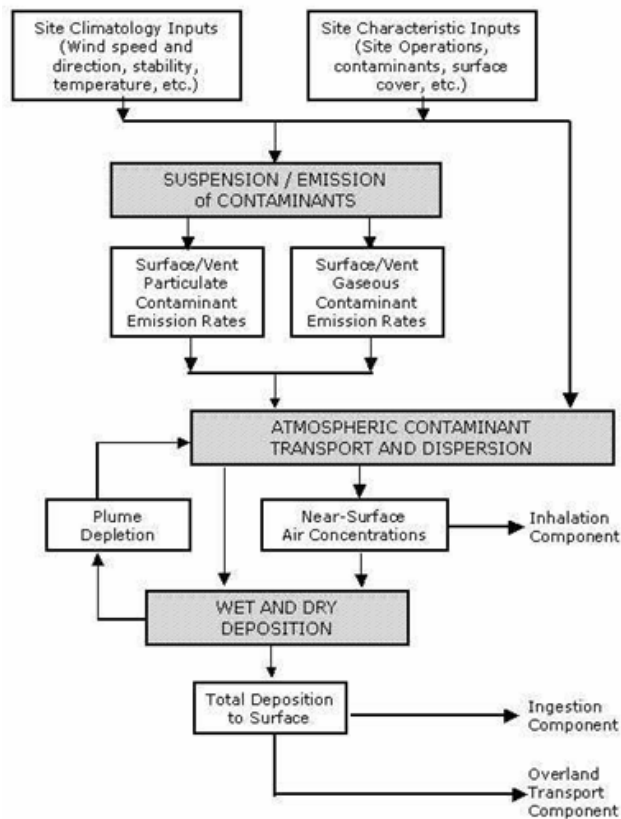


Figura 3.17 - Schema di calcolo del percorso atmosferico.

In input al modulo si inseriscono : 1) i flussi di massa contaminante in atmosfera, variabili nel tempo; 2) le caratteristiche fisiche dell'area della sorgente; 3) i dati di dispersione climatologici medi annuali del sito/regionali; 4) i dati topografici del sito/regionali e 5) le proprietà del costituente. Le informazioni sulle emissioni provengono da un termine sorgente e le proprietà dei costituenti provengono da un file GID. Tutti gli altri input sono inseriti attraverso un modulo interfaccia utente (MUI). Gli output consistono in modelli regionali variabili nel tempo, concentrazioni in aria di contaminante (su base annua) vicino alla superficie terrestre e variabili nel tempo e tassi di deposizione (su base annua) sulla superficie terrestre. Gli output possono essere i punti finali per un'analisi o possono essere utilizzati come input per altri moduli.

3.3.3 Caratteristiche del “Vadose Zone Transport Module” di Mepas

Il “Vadose Zone Transport Module” di Mepas simula il movimento e il destino di composti chimici e dei radionuclidi attraverso mezzi porosi parzialmente saturi (cioè zona vadosa). L'input del modulo è costituito da variabili nel tempo, flussi di massa contaminante in ingresso alla zona vadosa, caratteristiche fisiche della zona vadosa stessa e proprietà dei costituenti.



L'output consiste nelle variabili di tempo, nei flussi di massa contaminante in uscita dalla zona vadosa. Attualmente, i flussi di massa in ingresso alla zona vadosa possono avere origine da un termine sorgente o da una zona vadosa precedente. Le caratteristiche fisiche della zona vadosa sono inserite attraverso un'interfaccia utente del modulo (MUI) e le proprietà dei costituenti sono ottenute da un database sulle proprietà dei costituenti. I flussi di massa contaminante in uscita dalla zona vadosa possono essere usati come input per un'altra zona vadosa o ad un modulo di falda, o può anche servire come punto finale della simulazione. Le concentrazioni di agenti contaminanti nella zona vadosa possono essere ottenute dividendo i flussi di massa contaminante in uscita dal flusso d'acqua attraverso la zona vadosa.

I dati necessari per simulare la migrazione dei contaminanti attraverso una zona vadosa è ottenuto da tre sorgenti. Le condizioni a contorno (cioè le variabili di tempo dei flussi di massa contaminante in ingresso alla zona vadosa, il tasso di infiltrazione e le dimensioni della sorgente) sono ottenute dal precedente modulo (cioè il termine sorgente o la zona vadosa), le caratteristiche fisiche della zona vadosa e il coefficiente di distribuzione del contaminante (K_d) sono ottenute dall'utente attraverso il MUI. Le proprietà chimiche del contaminante sono ricavate da un database sulle proprietà chimiche. Le condizioni a contorno sono comunicate al modulo attraverso il file di flusso d'acqua (WFF). Le caratteristiche fisiche della zona vadosa sono comunicate dal MUI al modello attraverso il GID (Global Input Data) e il modello pre-processore. Il file GID inoltre viene utilizzato per memorizzare i dati sulle proprietà chimiche del contaminante.

I seguenti dati sono ottenuti dal WFF del "*Vadose zone transport module*" di Mepas. Quelli elencati sono necessari al modulo per svolgere i propri calcoli:

1. i flussi di massa contaminante (o attività), tempo-variabili, istantanei in ingresso alla zona vadosa (obbligatorio);
2. la larghezza e la lunghezza del piano di interfaccia attraverso il quale il contaminante entra nella zona vadosa (obbligatorio);
3. la distanza dalla falda acquifera;
4. la velocità di ricarica naturale;
5. il flusso d'acqua variabile nel tempo in ingresso alla zona vadosa (obbligatorio).

In generale le assunzioni di base adottate dal codice di calcolo sono le seguenti:

- la zona insatura è considerata inizialmente libera dalla presenza di qualsiasi tipo di inquinante;
- la zona insatura è considerata un mezzo omogeneo ed isotropo;
- il flusso nella zona insatura è uniforme;
- la zona insatura è considerata di spessore finito e costante;
- il flusso nella zona insatura è di tipo stazionario;
- per tutti i contaminanti si considerano esclusivamente processi di degradazione e decadimento del primo ordine;
- si considera esclusivamente la dispersione longitudinale dei singoli inquinanti;
- i processi di assorbimento degli inquinanti da parte della matrice solida del terreno sono descritti per mezzo del coefficiente di distribuzione K_d .



3.4 Scheda di composizione del vadose zone module

I moduli del Mepas utilizzano la scheda di classificazione sulla struttura del suolo del Dipartimento di Agricoltura dell' U.S (USDA). Questo schema è basato sulle relative proporzioni di sabbia, limo e argilla in peso normalizzato al 100 per cento.

La selezione della tessitura del terreno risulta nell'assegnazione dei valori di default della sabbia in percentuale (WP-SAND), del limo in percentuale (WP-SILT), dell'argilla in percentuale (WP-CLAY), della materia organica in percentuale (WP-IRON). Se "Autofill" (riempimento automatico) è abilitato (cioè selezionato) sotto il menù "Options", i valori di default vengono assegnati anche per il coefficiente del tipo di suolo (WP-SOILCOEF), la porosità totale (WP-TOTPOR), la capacità di campo (WP-FIELDC), la conduttività idraulica saturata (WP-CONDUCT) e la densità di massa a secco (WP-BULKD). I valori di default sono gli stessi di quelli elencanti nella seguente tabella:

Tabella 12. Caratteristiche rappresentative del suolo (Based on Davis and DeWiest, 1966; Freeze and Cherry, 1979; Harr, 1962; Israelse and Hansen 1962; Lane and Nyhan, 1984; Linsley, Kohler, and Paulus, 1975; Mills et al., 1985; Schultz, et al., 1986.)

Soil-Texture Classification	Soil Composition (based on USDA Textural Diagram)			Saturated Hydraulic Conductivity, (cm/s)	Representative Root-Zone Depth, (cm)	Porosity %
	% Sand	% Silt	% Clay			
Sand	92	5	3	6.60E-03	73	38
Loamy Sand	83	11	6	1.90E-03	76	43.7
Sandy Loam	65	25	10	7.20E-04	79	44.2
Loam	42	38	20	3.70E-04	55	46.6
Silty Loam	20	65	15	2.00E-04	31	46.3
Silt	7	88	5	1.30E-04	44	44.2
Sandy Clay	60	14	26	1.10E-04	57	39.8
Loam Clay Loam	32	35	33	6.20E-05	70	47.7
Silty Clay Loam	10	57	33	4.60E-05	64	49
Sandy Clay	52	7	41	3.40E-05	57	43
Silty Clay	7	46	47	2.60E-05	50	48.6
Clay	20	20	60	1.90E-05	43	47.5

Soil-Texture Classification	Dry Bulk Density, g/cm	Field Capacity, %	Available Water Capacity, cm/cm	Soil-Type Coefficient	USLE K-Factor by Organic Matter Content		
					<0.5%	2%	4%
Sand	1.64	9.0	0.050	4.05	0.05	0.03	0.02
Loamy Sand	1.49	12.0	0.060	4.38	0.12	0.10	0.08
Sandy Loam	1.48	17.5	0.085	4.90	0.27	2.24	0.19
Loam	1.42	23.5	0.110	5.39	0.38	0.34	0.29
Silty Loam	1.42	27.5	0.155	5.30	0.48	0.42	0.33
Silt	1.48	28.0	0.190	5.30	0.60	0.52	0.42
Sandy Clay Loam	1.60	24.0	0.083	7.12	0.27	0.25	0.21
Clay Loam	1.39	34.0	0.140	8.52	0.28	0.25	0.21



Silty Clay Loam	1.35	37.5	0.150	7.75	0.37	0.32	0.26
Sandy Clay	1.51	32.0	0.090	10.40	0.14	0.13	0.12
Silty Clay	1.36	42.0	0.145	10.40	0.25	0.23	0.19
Clay	1.39	40.0	0.100	11.40	0.25	0.23	0.19

Queste assegnazioni non sono necessariamente permanenti - possono essere cambiati con i valori specifici del sito in ogni momento.

- **WP-SAND**: percentuale della sabbia in una zona parzialmente satura

Unità: per cento (%)

Range: 0 a 100

- **WP-SILT** : percentuale del limo in una zona parzialmente satura

Unità: per cento (%)

Range: 0 a 100

- **WP-CLAY** : percentuale di argilla in una zona parzialmente satura

Unità: per cento (%)

Range: 0 a 100

- **WP-OMC** : percentuale di materia organica in una zona parzialmente satura

Unità: per cento (%)

Range: 0 a 100

Dal momento che il contenuto di carbonio nella sostanza organica nei sistemi ambientali è generalmente circa il 58 %, la percentuale di materia organica può essere stimata dalla frazione di carbonio organico nel seguente modo:

Materia organica (%) = 1.7 x (Frazione di carbonio organico) x 100 (%)

Se la percentuale di materia organica non è disponibile dai documenti del sito e non può essere determinata in alcun altro modo, si assume che sia pari a zero.

- **WP-IRON** : percentuale di ferro e alluminio in una zona parzialmente satura

Unità: per cento (%)

Range: 0 a 100

La percentuale di sabbia, limo, argilla, materia organica, ferro ed alluminio viene utilizzata solo per la stima dei coefficienti di adsorbimento del sottosuolo (WA-SUBKD) per le componenti organiche. La somma della sabbia in percentuale (WP-SAND), del limo in percentuale (WP-SILT), dell'argilla in percentuale (WP-CLAY), della materia organica in percentuale (WP-OMC) e del ferro e dell'alluminio (WP-IRON) in percentuale deve essere 100.

3.4.1 Caratteristiche del suolo: variabili

- **WP-SOILCOEF**: coefficiente del tipo di suolo

Unità: nessuna

Range: 0 a 15



Si tratta di un coefficiente determinato empiricamente in un'equazione relativa alla conducibilità idraulica insatura al contenuto di umidità del suolo. A meno che un valore misurato sia disponibile, si utilizzano i valori disponibili in tabella 2 per la classificazione appropriata della tessitura del suolo.

- **WP-TOTPOR**: porosità totale della zona parzialmente satura

Unità: percento (%)

Range: 0.1 a 99.9

Se la porosità totale non è disponibile per la zona parzialmente satura, si utilizzano i valori in tabella 2 per la classificazione appropriata della tessitura del terreno. Se si deve scegliere tra due categorie, si sceglie un valore medio. Questo valore dovrebbe correlare la densità di massa a secco individuato come segue:

Porosità = 1 - (Densità di massa a secco/Peso specifico)

Se il peso specifico è sconosciuto, può essere approssimato a $2,65 \text{ g/cm}^3$.

- **WP-PH**: ph dei pori d'acqua nella zona parzialmente saturata

Unità: nessuna

Range: 1 a 14

Se il ph non è disponibile dai documenti del sito, si usa un ph pari a 7 (cioè, condizioni neutre). Il ph è utilizzato solo per la stima dei coefficienti di adsorbimento del sottosuolo (WA-SUBKD) per le componenti inorganiche.

- **WP-FIELDC**: capacità di campo della zona parzialmente satura

Unità: percento (%)

Range: 0.1 a WP-TOTPOR

Se la capacità di campo non è disponibile per la zona parzialmente satura, si usa un tipico valore dalla tabella 2 per la classificazione della tessitura del suolo. La capacità di campo deve essere inferiore o uguale alla porosità totale (WP-TOTPOR). La capacità di campo viene utilizzata come limite inferiore sul calcolo del contenuto di umidità dal modulo della zona vadosa.

- **WP-CONDUC**: conducibilità idraulica satura

Unità: centimetri per giorno (cm/giorno)

Range: maggiore di 0

Si utilizza un valore specifico del sito, se disponibile. In caso contrario, si seleziona un valore dalla tabella 2. La conducibilità idraulica viene utilizzata nel calcolo del contenuto di umidità dal modulo della zona vadosa.

- **WP-THICK**: spessore della zona parzialmente satura

Unità: centimetri (cm)

Range: 0.1 a 304,800

Si determina il numero dei distinti strati geologici nella zona insatura al di sotto del sito di rifiuti, e si rappresenta ognuno utilizzando un glifo separato (cioè, un'icona della zona parzialmente satura) nel diagramma del modello concettuale di FRAMES. Ridurre al minimo il numero di



strati richiedendo ad ogni strato di avere caratteristiche molto diverse o differenti (sabbia, limo ed argilla in percentuale). Se c'è incertezza circa la distinzione tra uno o due strati, se ne fa uno e si utilizzano i parametri più moderati (cioè si utilizzano i parametri in modo da ottenere il miglior tempo di viaggio per il costituente che passa attraverso la zona). Gli strati devono essere continui al di sotto del sito poiché il modello non simula strati parziali.

Lo spessore di ogni grande strato geologico distinto dovrebbe essere ottenuto dai dati del sito. Lo spessore totale di tutti gli strati deve essere uguale allo spessore della zona insatura (distanza dal fondo della buca, dello stagno o della discarica dei rifiuti alla falda acquifera).

- **WP-LDISP**: dispersività longitudinale della zona parzialmente satura

Unità: centimetri (cm)

Range: maggiore di 0 e minore di WP-THICK

Si inserisce la dispersività longitudinale per lo strato dai documenti del sito. La seguente equazione è utilizzata per la stima:

$$D_L = 0.01 (\text{WP-THICK})$$

dove D_L è la dispersività longitudinale e WP-THICK è lo spessore dello strato parzialmente saturo.

- **WP-BULKD**: densità di massa secca della zona parzialmente satura

Unità: grammi per centimetri cubi (g/cm^3)

Range: 1.00 a 3.00

Se la densità secca non è disponibile dai documenti del sito, i valori tipici possono essere selezionati dalla tabella 2. Se si è incerti fra due valori da scegliere, si utilizza il valore più piccolo per essere prudenti. Questo valore dovrebbe essere correlato alla porosità totale.

- **WA-SUBKD**: coefficiente di adsorbimento del sottosuolo

Unità: millimetri per grammo (ml/g)

Range: maggiore o uguale a 0.0

- **WP-SOL**: solubilità in acqua

Unità: milligrammi per litro (mg/l) o picurie per millimetro (pCi/ml)

Range: maggiore o uguale a 0.0

Per la maggior parte dei costituenti organici, questo valore è disponibile nel database del costituente o nei libri sulle proprietà chimiche. Per i costituenti inorganici, questo valore dovrebbe essere stimato sulla base della geochimica della zona dei rifiuti. Se un valore è disponibile nel database del costituente, sarà utilizzato come valore di default iniziale. Se un valore del database non è disponibile, la solubilità è impostata pari a zero, ed è utilizzato come un indicatore inteso come solubilità sconosciuta. Il modulo della zona vadosa utilizza la solubilità in acqua solo per un confronto con la concentrazione del costituente in ingresso allo strato. Se la solubilità è pari a zero, questo confronto non viene eseguito.

- **WP-GHALF**: tempo di dimezzamento nelle acque sotterranee

Unità: anni

Range: maggiore di 0.0



Questo parametro è il tempo di dimezzamento del costituente nell'acquifero. Per i costituenti radionuclidi e non, questo valore di default ai dati nel database del costituente, ma il valore può cambiare in un valore specifico del sito. Questo parametro può essere utilizzato per implementare diverse velocità di degradazione (ad esempio la biodegradazione, la foto degradazione, ecc...), quando vengono convertite nell'equivalente tempo di dimezzamento.

3.4.2 Caratteristiche del “Aquifer Transport Module” di Mepas

L' “*Aquifer Transport module*” di Mepas simula il movimento e il destino dei radionuclidi, e in generale di un qualsiasi composto chimico attraverso i mezzi porosi saturi (cioè gli acquiferi). L'input al modulo è costituito dai flussi di massa contaminante (o attività) variabili nel tempo in ingresso all'acquifero, dalle caratteristiche fisiche dell'acquifero stesso e delle proprietà del costituente. L'output consiste invece nei flussi di massa contaminante variabili nel tempo in uscita dall'acquifero o nelle concentrazioni acquose di contaminante variabili nel tempo in un punto interno all'acquifero. Attualmente, i flussi di massa contaminante in ingresso all'acquifero possono avere origine da un termine sorgente all'interno dell'acquifero o della zona vadosa. Le caratteristiche fisiche dell'acquifero sono inserite attraverso un modulo di interfaccia utente (MUI) e le proprietà del costituente sono ottenute da un database sulle proprietà del costituente. I flussi di massa di contaminante in output possono essere utilizzati come input al modulo del fiume e le concentrazioni acquose di contaminante possono essere utilizzate come input al modulo di esposizione. Inoltre, i flussi di massa contaminante o le concentrazioni acquose in output possono anche servire come punti finale della simulazione.

I dati necessari per simulare la migrazione dei contaminanti attraverso una zona satura sono ottenuti da tre fonti. Il modulo precedente (cioè il termine sorgente o la zona vadosa) fornisce le condizioni a contorno (ad esempio variabili nel tempo, flussi di massa contaminante in ingresso all'acquifero, il flusso di acqua dal mezzo precedente o dal termine sorgente e le dimensioni della sorgente). Queste condizioni sono comunicate al modulo attraverso il file del flusso di acqua (WFF). Attraverso il MUI, l'utente fornisce le caratteristiche fisiche dell'acquifero e il coefficiente di distribuzione del costituente (K_d). Le proprietà chimiche sono ottenute da un database sulle proprietà chimiche. Le caratteristiche fisiche dell'acquifero sono comunicate dal MUI al modello attraverso il file GID e al pre-processore del modello. Il file GID è anche utilizzato per memorizzare i dati sulle proprietà chimiche.

I seguenti dati sono ottenuti dal WFF dell' “*Aquifer Transport module*” di Mepas. Quelli elencati sono necessari al modulo per svolgere i propri calcoli:

1. i flussi di soluto istantanei, variabili nel tempo in ingresso all'acquifero (obbligatorio);
2. la larghezza e la lunghezza del piano orizzontale di interfaccia (cioè un piano presso la falda freatica) attraverso il quale il soluto entra nell'acquifero, se il mezzo precedente è una zona vadosa (obbligatorio);
3. la larghezza e l'altezza del piano verticale di interfaccia (cioè un piano perpendicolare alla falda) attraverso il quale il soluto entra in acquifero, se il precedente mezzo è una zona satura (obbligatorio);
4. la distanza dalla falda alla parte superiore del piano di interfaccia (dovrebbe essere zero se il mezzo precedente è una zona vadosa, altrimenti è maggiore o uguale a zero se il mezzo precedente è una zona satura) (obbligatorio);
5. il tasso di ricarica naturale;
6. il flusso di acqua istantaneo, variabile nel tempo in ingresso all'acquifero (richiesto quando il mezzo precedente è una zona vadosa).



In generale, le assunzioni di base adottate dal codice di calcolo sono le seguenti:

- la zona satura è considerata inizialmente libera dalla presenza di qualsiasi tipo di inquinante;
- la zona satura è considerata un mezzo omogeneo ed isotropo;
- il flusso nella zona satura è uniforme;
- la zona satura è considerata di spessore finito e costante e di estensione illimitata;
- il flusso nella zona satura è di tipo stazionario; qualsiasi effetto di tipo transitorio (abbassamento dovuto a pozzi in emungimento, ecc..) non è preso in considerazione dalla soluzione semi-analitica dell'equazione del trasporto adottata dal codice di calcolo;
- per tutti i contaminanti si considerano esclusivamente i processi di degradazione e il decadimenti del primo ordine;
- i processi di assorbimento degli inquinanti da parte della matrice solida del terreno sono descritti per mezzo del parametro k_d .

1 Caratteristiche dell'acquifero: variabili

- WZ-CLASS: classificazione della tessitura del suolo
Adimensionale

- WZ-FRACT: percentuale del flusso totale che entra nell'acquifero
Unità: %
Range: maggiore di 0.01 e minore o uguale a 100

- WZ-PH: ph dell'acqua nella zona satura.
Unità: adimensionale
Range: da 0.1 a 14.0

- WZ-TOTPOR: porosità totale della zona satura
Unità: %
Range: da 0.1 a 99.9

- WZ-EFFPOR: porosità effettiva nella zona satura.
Unità: %
Range: da 0.1 a WZ-TOTPOR

- WZ-PVELOC: velocità di Darcy nella zona satura.
Unità: centimetri per giorno (cm/giorno)
Range: maggiore di 0.0

- WZ-BULKD: densità di massa secca della zona satura
Unità: metri (m)
Range: maggiore di 0.0

- WZ-YDIST: distanza perpendicolare



CIRTEN

Unità: centimetri (cm)

Range: maggiore o uguale a 0.0

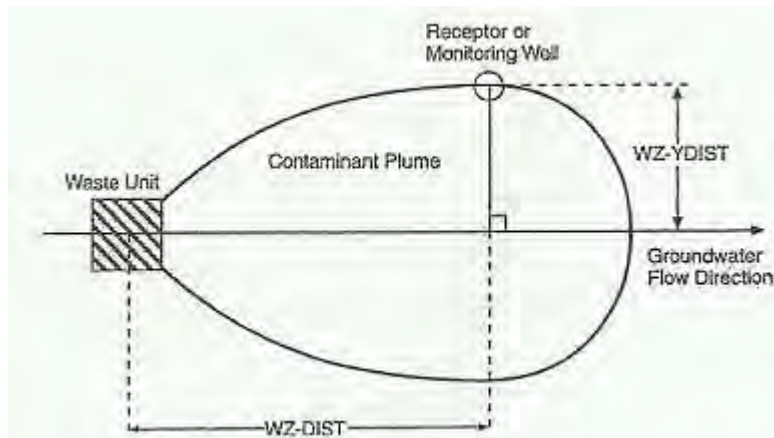


Figura 3.18. Esempio che illustra la distanza perpendicolare dal flusso sotterraneo al recettore, WZ-YDIST.

- WZ-AQDEPTH: distanza verticale sotto la falda idrica

Unità: centimetri (cm)

Range: maggiore o uguale a 0.0

- WZ-LDISP: dispersività longitudinale

Unità: maggiore di 0.0

Range: maggiore di 0.0

$WZ-LDISP = 0,1 (WZ-DIST)$

- WZ-TDISP: dispersività trasversale

Unità: metri (m)

Range: maggiore di 0.0

$WZ-TDISP = 0,33 (WZ-LDISP)$

- WZ-VDISP: dispersività verticale

Unità: metri (m)

Range: maggiore di 0.0

$WZ-VDISP = 0,0025 (WZ-LDISP)$

- WA-SUBKD: coefficiente di adsorbimento del sottosuolo

Unità: millimetri per grammo (ml/g)

Range: maggiore o uguale a 0.0

- WZ-SOL: solubilità in acqua

Unità: milligrammi per litro (mg/l) o picurie per millilitro (pCi/ml)

Range: maggiore o uguale a 0.0

- WP-GHALF: tempo di dimezzamento nelle acque sotterranee

Unità: anni

Range: maggiore di 0.0

3.4.3 Caratteristiche del “Groundwater Pathway” di Mepas

La componente “*Groundwater Pathway*” di Mepas modella il trasporto di soluto attraverso l’ambiente sotterraneo (cioè le zone sature e parzialmente sature). Nello specifico, questa componente fornisce le stime dei flussi di contaminante nelle acque sotterranee all’interfaccia tra i vari mezzi di trasporto (ad esempio falda freatica o interfaccia acquifero/fiume) e le concentrazioni di contaminante nei pozzi di prelievo. I flussi di contaminante alle interfacce dei mezzi di trasporto rappresentano le condizioni a contorno per il mezzo successivo in cui la migrazione e la destinazione di contaminante viene simulato (ad esempio la contaminazione delle acque sotterranee in ingresso ad un ambiente delle acque superficiali). Le concentrazioni di contaminante nei pozzi di prelievo forniscono i livelli di contaminante per il calcolo e l’analisi dell’esposizione. Un diagramma schematico che illustra l’ambiente sotterraneo è mostrato in figura 8.

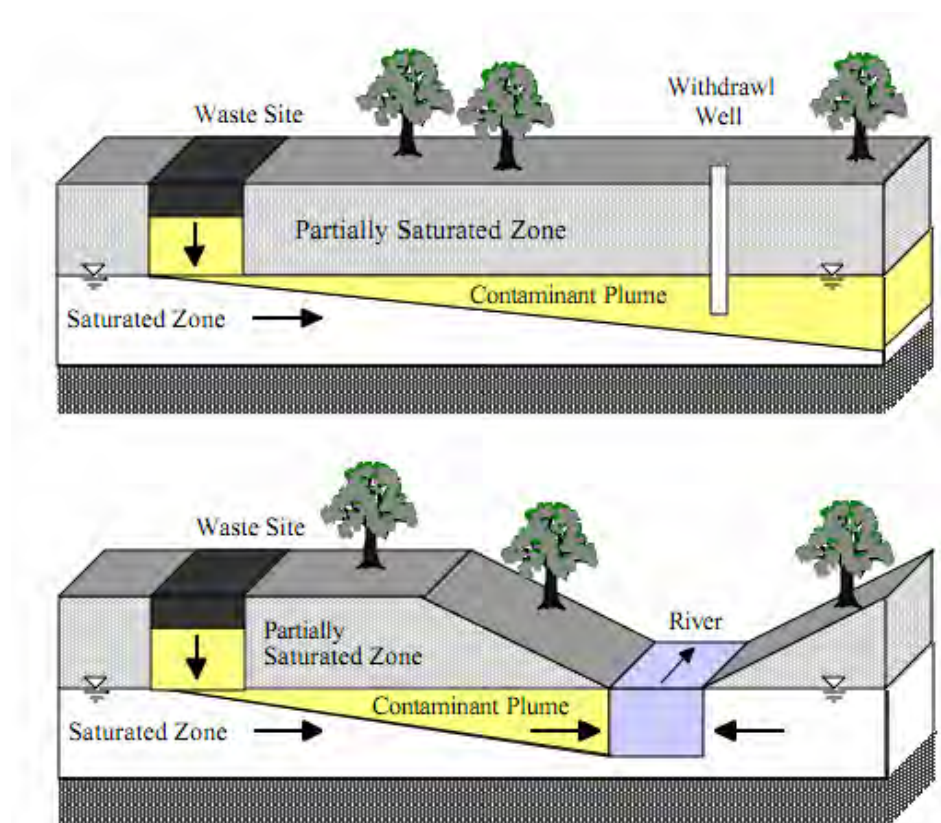


Figura 3.19. Diagramma schematico che illustra la propagazione di contaminante dalle acque sotterranee ad un pozzo e dalle acque sotterranee ad un fiume.

La migrazione e il destino di contaminanti attraverso l’ambiente delle acque sotterranee sono descritti da equazioni tridimensionali, avvelte-dispersive per il trasporto di soluto. I risultati si basano su soluzioni semianalitiche (ad esempio soluzioni che richiedono integrazione numerica). Per incrementare l’efficienza computazionale vengono identificati dei limiti di integrazione. Il modello delle acque sotterranee tiene conto dei principali meccanismi di mobilità dei costituenti (cioè adsorbimento/adsorbimento), di persistenza, di avvezione e di dispersione



idrodinamica. La mobilità è descritta da un coefficiente di equilibrio che assume istantaneo l'adsorbimento/desorbimento tra la matrice del suolo e l'acqua nei pori. La persistenza è descritta da un coefficiente di degradazione/decadimento di primo ordine. Si tiene anche conto dei prodotti di decadimento dei radionuclidi. L'avvezione è descritta da un flusso costante e unidirezionale nella direzione verticale nella zona parzialmente satura (vadosa) e nella direzione longitudinale nella zona satura. La dispersione idrodinamica è descritta in una dimensione per la zona parzialmente satura e in tre dimensioni per la zona satura.

Le altre assunzioni associate alla componente di Mepas sulle acque sotterranee sono le seguenti:

- l'ambiente sotterraneo è inizialmente privo di contaminazione;
- tutte le proprietà dei mezzi di trasporto sono omogenee e isotrope;
- il flusso è uniforme sia nella zona vadosa che nell'acquifero;
- la zona satura è di spessore finito e costante e di estensione laterale infinita;
- il flusso è allo stato stazionario. Gli effetti (drawdown) dei pozzi di prelievo e gli altri stress transitori sull'acquifero non sono considerati dalle soluzioni semianalitiche. Le velocità di flusso sono fornite dall'utente;
- le differenze di densità tra un pennacchio di contaminante e le acque sotterranee naturali sono trascurabili.

2 Equazione avvelativa-dispersiva

L'equazione avvelativa-dispersiva per il movimento di soluto attraverso un mezzo poroso con una velocità di flusso costante e stazionaria costituisce la base per la soluzione di tutti gli algoritmi che riguardano le acque sotterranee. Come hanno notato Codell et al. (1982), gli algoritmi sono sviluppati per il caso limitato di trasporto avvelativo unidirezionale con dispersione tridimensionale in un acquifero omogeneo. Siano n e n_e rappresentano rispettivamente la porosità totale ed effettiva; allora $n-n_e$ è la frazione di vuoto rimanente dedicata all'acqua immobilizzata nei pori. Un bilancio di massa sul volume differenziale $dV = dx dy dz$ fornisce la seguente espressione:

$$\begin{aligned}
 n_e \frac{\partial C}{\partial t} + (n - n_e) \frac{\partial G}{\partial t} + \rho_s (1 - n) \frac{\partial P}{\partial t} + n_e u \frac{\partial C}{\partial x} = n_e \left[D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + D_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \right] + \\
 + (n - n_e) \left[D_x \frac{\partial^2 G}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 G}{\partial y^2} + D_z \frac{\partial^2 G}{\partial z^2} \right] - n_e \lambda C - (1 - n) \rho_s \lambda P - (n - n_e) \lambda G
 \end{aligned} \quad (1)$$

(f)
(g)
(h)
(i)

dove:

n = porosità totale (adimensionale)

n_e = porosità effettiva (adimensionale)

C = concentrazione disciolta nella fase liquida mobile (g/ml riferito ai composti chimici e Ci/mL è riferito ai radionuclidi)

ρ_s = densità delle particelle del suolo (g/cm^3)

t = tempo

G = concentrazione dissolta nella fase liquida immobile (g/mL o Ci/ mL)

P = concentrazione di particolato nella fase solida (g/g o Ci/g)

U = la componente lungo l'asse x della velocità dell'acqua (cm/s)

D_x, D_y, D_z = i coefficienti di dispersione per la fase liquida mobile nelle direzioni x, y, z (cm^2/s)



D'_x, D'_y, D'_z = i coefficienti di dispersione per la fase liquida immobile nelle direzioni x, y, z (cm^2/s)

λ = costante di decadimento $[(\ln 2)/(\text{vita media})]$ (s^{-1})

Di seguito sono descritti i termini dell'equazione:

- accumulo nella fase liquida mobile;
- accumulo nella fase liquida immobile;
- accumulo nella fase solida;
- trasporto advettivo nella direzione x della fase liquida mobile;
- trasporto dispersivo della fase liquida mobile nelle direzioni x, y, z;
- trasporto diffusivo della fase liquida immobile nelle direzioni x, y, z;
- degradazione/decadimento nella fase liquida mobile;
- degradazione/decadimento nella fase solida;
- degradazione/decadimento nella fase liquida immobile.

L'equazione può essere semplificata con due assunzioni:

- non c'è diffusione del contaminante nella fase liquida immobile (studi sul campo indicano che includendo questo fenomeno si produce un'analisi inadeguata, dal momento che il fattore di ritardo non può mai avvicinarsi all'unità quando la porosità totale non è uguale alla porosità effettiva);
- il processo di assorbimento del contaminante può essere descritto da una costante (K_d) che rappresenta il rapporto tra il contaminante assorbito dalla matrice del suolo (P) e il contaminante dissolto nella soluzione (C). Utilizzando queste assunzioni, l'equazione (1) può essere riscritta come:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{u}{R_{fl}} \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{D_x}{R_{fl}} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{D_y}{R_{fl}} \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + \frac{D_z}{R_{fl}} \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - \lambda C \quad (2)$$

dove:

$$R_{fl} = 1 + \frac{\beta_d}{n_e} K_d \quad (3)$$

$$D = \alpha u + D_{mol} \quad (4)$$

R_{fl} = fattore di ritardo (adimensionale)

β_d = densità di massa (g/cm^3)

K_d = coefficiente di equilibrio (partizione o distribuzione) (mL/g)

α = dispersività nelle direzioni x, y, z (cm)

D_{mol} = diffusione molecolare ($= 0,52 \text{ cm}^2/\text{d}$, che è il valore superiore di un range di coefficienti di diffusione molecolare determinati sperimentalmente per ioni monovalenti e trivalenti in una sabbia fine, trovato da Duursma (1966) come riportato da Mills et al. (1985)).

Il fattore di ritardo è utilizzato come misura della mobilità dei costituenti in un mezzo poroso. Esso rappresenta il rapporto tra la velocità media dell'acqua nei pori e la velocità media di migrazione dei contaminanti e può essere espresso in diversi modi. Altre forme che descrivono il



fattore di ritardo sono apparse in letteratura (qualsiasi libro di testo sulle acque sotterranee) e sono espresse come:

$$R_{f2} = \frac{n}{n_e} + \frac{\beta_d}{n_e} Kd \quad (5)$$

$$R_{f3} = 1 + \frac{\beta_d}{n} Kd \quad (6)$$

$$R_{f4} = 1 + \frac{\beta_d}{\theta} Kd \quad (7)$$

dove:

θ = contenuto di umidità della zona parzialmente satura (adimensionale).

Le equazioni 3 e 7 sono attualmente utilizzate in Mepas, perché le assunzioni che costituiscono la base di queste equazioni sono coerenti con quelle usate per semplificare l'equazione avvertiva-dispersiva (equazione 2). L'equazione 5 assume che il mezzo poroso è composto da pori interconnessi attraverso i quali si verifica il flusso (n_e) e da pori a vicolo cieco attraverso i quali il flusso non si verifica ($n-n_e$). Si assume che il contaminante nell'equazione 5 migri attraverso i pori interconnessi e che si diffonda nei pori a vicolo cieco e che istantaneamente venga assorbito o desorbito dalla matrice del suolo dove il fluido sta o non sta scorrendo. Inoltre l'equazione 5 assume che la concentrazione di soluto nei pori a vicolo cieco è equivalente alla concentrazione di soluto negli spazi dove il fluido scorre liberamente e che i coefficienti di dispersione in entrambe le zone siano equivalenti. L'equazione 3 include gli stessi processi dell'equazione 5 eccetto che il contaminante non si diffonde nei pori a vicolo cieco. L'equazione 6 include gli stessi fenomeni dell'equazione 5 eccetto sul fatto che il mezzo poroso non contiene pori a vicolo cieco. Le equazioni 6 e 7 descrivono il ritardo di contaminante in maniera simile; la maggior differenza tra loro è che la porosità nell'equazione 6 è sostituita dal contenuto di umidità, per ottenere l'equazione 7. Le equazioni 3, 5, 6 sono associate alla zona satura, mentre l'equazione 7 è utilizzata nella zona parzialmente satura. Effettuando le seguenti sostituzioni:

$$u^* = \frac{u}{R_f} \quad (8)$$

$$D^* = \frac{D}{R_f} \quad (9)$$

L'equazione 2 può essere riscritta come:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u^* \frac{\partial C}{\partial x} = D_x^* \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_y^* \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + D_z^* \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - \lambda C \quad (10)$$

L'equazione 1 si riferisce specificamente alle condizioni generali per il flusso saturo e il movimento del soluto. Comunque, l'equazione 1 può essere applicato a una zona parzialmente satura se si assume che la porosità totale ed effettiva siano uguali al contenuto di umidità del suolo. Inoltre, il flusso monodimensionale, unidirezionale e la dispersione sono assunti sono nella direzione verticale (z) nella zona parzialmente satura. Si noti che con queste assunzioni, l'equazione 7 definisce il fattore di ritardo e l'equazione 10 è applicabile se il sistema di



coordinate è ruotato in modo tale che l'asse x corrisponda alla direzione z e la dispersione è considerata solo nella direzione del flusso (cioè D^*_y e D^*_z sono uguali a zero).

L'algoritmo risolutivo dell'equazione avveztiva-dispersiva è basato su parametri del suolo omogenei ed isotropici (Van Genuchten e Alves 1982; Donigian et al. 1983). Si assume che il suolo parzialmente saturo sotto il sito dei rifiuti sia a gradiente idraulico unitario e che il contenuto di umidità fluttui tra la capacità di campo e la saturazione. La conduttività idraulica è basata su equazione empiriche proposte da Gardner (1960), Gardner et al. (1970), Campbell (1974), e Clapp e Hornberger (1978) ed è espressa come (Hillel 1980):

$$K(\theta) = K_s \left(\frac{\theta}{n} \right)^{1/m} \quad (11)$$

in cui

$$m = \frac{1}{2b + 3} \quad (12)$$

dove:

$K(\theta)$ = conduttività idraulica (cm/s);

K_s = conduttività idraulica satura (cm/s);

m = parametro ricavato empiricamente che è una funzione delle proprietà del suolo (adimensionale);

b = coefficiente del tipo di suolo (adimensionale).

Hillel (1980) nota che, anche se sono stati fatti tentativi per sviluppare equazioni su base teorica che mettessero in relazione la conduttività idraulica e il contenuto di umidità, le predizioni a priori del $K(C)$ dalle proprietà del suolo, è difficoltosa. Whelan et al. (1986) notano che il tasso di infiltrazione dell'acqua dal sito dei rifiuti (cioè il tasso di percolazione) è minore rispetto al tasso di trasmissione del suolo, come descritto dall'equazione generale per il flusso liquido nella zona parzialmente satura (cioè l'equazione di Richards) (Hanks e Ashcroft 1980; Hillel 1980), l'acqua si muove attraverso il suolo al tasso di infiltrazione, spiegando le regolazioni del contenuto di umidità nel suolo. Applicando la legge di Darcy e assumendo che il gradiente idraulico sia unitario, la conduttività idraulica è uguale al tasso di infiltrazione. Dunque, l'equazione 11 è utilizzata per calcolare il contenuto di umidità nel suolo. Per un tasso di infiltrazione uguale o maggiore al tasso di trasmissione, si assume che il percolato si muova a un tasso di trasmissione del suolo, che è uguale alla conduttività idraulica satura (perché è stato assunto che il gradiente idraulico sia unitario).

Per le acque stagnanti, Hillel (1971) nota che l'infiltrazione verso il basso in un suolo parzialmente saturo generalmente si verifica sotto l'influenza combinata dell'aspirazione (suction) e dei gradienti gravitazionali. Come l'acqua penetra più in profondità e la parte bagnata aumenta, il gradiente di aspirazione media diminuisce, perché la differenza complessiva nel carico di pressione (tra la superficie del suolo saturo e il suolo non bagnato nel profilo) si divide lungo una distanza sempre maggiore. Questo andamento continuerà finché eventualmente il gradiente di aspirazione nella parte superiore del profilo diventa trascurabile, lasciando il gradiente gravitazione costante come unica forza rimanente che muove l'acqua verso il basso in questa zona superiore o di trasmissione. Poiché il gradiente gravitazione ha un valore unitario, ne consegue che il flusso d'acqua tende ad avvicinarsi alla conduttività idraulica satura come valore limite. Pertanto, in un suolo uniforme senza crosta sotto ristagni prolungati, come il contenuto d'acqua della zona bagnata si avvicina alla saturazione, il tasso di infiltrazione approssima la conduttività idraulica satura. Sulla base di questo ragionamento, si assumono un gradiente



idraulico unitario e le condizioni sature, come descritto da una conduttività idraulica satura, per la regione del sottosuolo sotto le zona di ristagno.

3.4.4 Equazioni della concentrazione di contaminante

Risolvendo l'equazione 10 con le appropriate condizioni a contorno ed iniziali, si ottiene una serie di espressioni che caratterizzano il trasporto di contaminanti attraverso le zone parzialmente sature e sature. Queste espressioni sono basate sulle funzioni di Green e sono riportate da diversi autori (ad esempio Selim e Mansell 1976; Yeh e Tsai 1976; Yeh 1981; Codell et al. 1982). Varie espressioni analitiche che descrivono le concentrazioni di soluto in luoghi e tempi selezionati possono essere descritte da un'equazione fondamentale:

$$C_{i_l} = \alpha_m X_i Y_j Z_k \quad (13)$$

dove:

C_{i_l} = concentrazione del soluto per unità di massa/attività nella posizione x, y, z e al tempo t per un rilascio istantaneo della sorgente per la soluzione 1-th (cm^{-3}),

α_m = parametro che assicura il bilancio di massa e che è basato sulle condizioni iniziali e a contorno per la m-esima assunzione (adimensionale);

X_i = funzione di Green nella direzione x per l'i-esima soluzione (cm^{-1});

Y_j = funzione di Green nella direzione y per l'j-esima soluzione (cm^{-1});

Z_k = funzione di Green nella direzione z per l'k-esima soluzione (cm^{-1}).

α_m è ottenuto dalle seguenti equazioni:

$$\alpha_1 = \frac{1}{R_{f1}} n_e \quad (14)$$

$$\alpha_2 = \frac{1}{R_{f2}} n_e \quad (15)$$

$$\alpha_3 = \frac{1}{R_{f3}} n_e \quad (16)$$

$$\alpha_4 = \frac{1}{R_{f4}} n_e \quad (17)$$

Attualmente α_1 e α_4 sono usati per le acque sotterranee.

3.4.5 Funzioni di Green

Le varie soluzioni associate a X_i , Y_j , Z_k nell'equazione 13 possono essere derivate utilizzando le relazioni di Green (Carslaw e Jaeger 1959; Yeh e Tsai 1976; Yeh 1981) o attraverso il metodo della separazione delle variabili (Ritger e Rose 1968; Codell et al. 1982). X_i , Y_j e Z_k riflettono la geometria associata alla sorgente (cioè le condizioni a contorno) che rilascia i contaminanti. Per esempio, una sorgente puntiforme e una sorgente lineare avranno ciascuna una soluzione differente. Le espressioni che descrivono X_i , Y_j e Z_k dal tipo di sorgente che sono incorporate in Mepas sono le seguenti:



$$X_1 = \left[\frac{1}{4\pi D_x^* t} \right]^{\frac{1}{2}} \exp(-\lambda t) \exp \left[-\frac{(x - u^* t)^2}{4D_x^* t} \right] \quad (18)$$

con $C = 0$ a $t = 0$ o $x = \pm \infty$

dove

X_1 = la soluzione della sorgente puntiforme nella direzione x con il flusso nella direzione x (cm^{-1});

x = distanza percorsa nella direzione x (cm).

$$X_2 = \frac{1}{2l} \exp(-\lambda t) \exp \left\{ \operatorname{erf} \left[\frac{x + \frac{1}{2} - u^* t}{(4D_x^* t)^{\frac{1}{2}}} \right] - \operatorname{erf} \left[\frac{x - \frac{1}{2} - u^* t}{(4D_x^* t)^{\frac{1}{2}}} \right] \right\} \quad (19)$$

con $C = 0$ a $t = 0$ o $x = \pm \infty$

dove:

X_2 = soluzione della sorgente lineare nella direzione x con il flusso nella direzione x (cm^{-1});

l = lunghezza della sorgente lineare contaminata nella direzione x (cm).

$$Y_1 = \left[\frac{1}{4\pi D_y^* t} \right]^{\frac{1}{2}} \exp \left[-\frac{y^2}{4D_y^* t} \right] \quad (20)$$

con $C = 0$ a $t = 0$ o $y = \pm \infty$

dove:

Y_1 = soluzione della sorgente puntuale nella direzione y con il flusso nella direzione x per un acquifero di infinita larghezza (cm^{-1});

y = distanza di percorrenza nella direzione y (cm).

$$Y_2 = \frac{1}{2b} \left\{ \operatorname{erf} \left[\frac{y + \frac{b}{2}}{(4D_y^* t)^{\frac{1}{2}}} \right] - \operatorname{erf} \left[\frac{y - \frac{b}{2}}{(4D_y^* t)^{\frac{1}{2}}} \right] \right\} \quad (21)$$

con $C = 0$ a $t = 0$ o $y = \pm \infty$

dove:

Y_2 = soluzione della sorgente lineare nella direzione y con il flusso nella direzione x per un acquifero di infinita larghezza (cm^{-1});

b = lunghezza della sorgente lineare o areale contaminata nella direzione y (cm).

$$Z_1 = \left[\frac{1}{4\pi D_z^* t} \right]^{\frac{1}{2}} \exp(-\lambda t) \exp \left[-\frac{(z - w^* t)^2}{4D_z^* t} \right] \quad (22)$$



con $C = 0$ a $t = 0$ o $z = \pm \infty$

dove

Z_1 = soluzione della sorgente puntiforme nella direzione z con il flusso nella direzione z (cm^{-1}) (quest'espressione rappresenta la soluzione monodimensionale dell'equazione del trasporto avvevativa-dispersiva);

z = distanza di percorrenza nella direzione z (cm);

w^* = velocità del flusso nella direzione z , modificato per il ritardo (cioè il rapporto del tasso di percolazione e il fattore di ritardo) (cm/s).

La soluzione della sorgente puntiforme, che è limitata nella direzione verticale da una falda freatica superiormente e inferiormente da un acquitrando (strato roccioso di moderata permeabilità capace di immagazzinare acqua ma in quantità economicamente insufficienti), è adattata da Yeh (1981) ed è data da:

$$Z_2 = \frac{1}{h} \left\{ 1 + 2 \sum_{N=1}^{\infty} \left[\exp \left(-\frac{N^2 \pi^2 D_z^* t}{h^2} \right) \cos \left(\frac{N \pi z}{h} \right) \right] \right\} \quad (23)$$

con $\partial C / \partial z = 0$ a $y = 0$ e $y = h$

dove:

Z_2 = soluzione nella direzione z per il flusso nella direzione x (cm^{-1});

z = profondità sotto la superficie freatica della concentrazione calcolata al recettore (cm);

h = spessore dell'acquifero (cm).

Nel Mepas, quando la formulazione esatta per la soluzione nella direzione z (equazione 23) non converge entro un periodo di tempo adeguato, la seguente equazione è utilizzata come approssimazione (Yeh 1981):

$$Z_2 = \frac{1}{\sqrt{4D_z^* t}} \left\{ 2 \sum_{N=1}^{\infty} \left[\exp \left(-\frac{(z - 2Nh)^2}{4D_z^* t} \right) \right] + \sum_{N=1}^{\infty} \left[\exp \left(-\frac{[z - 2(N-1)h]^2}{4D_z^* t} \right) \right] + \sum_{N=1}^{\infty} \left[\exp \left(-\frac{[z - 2(N+1)h]^2}{4D_z^* t} \right) \right] \right\} \quad (24)$$

Sotto condizioni di completa miscelazione lungo la direzione z , l'equazione 23 si riduce ad una soluzione mediata verticalmente sullo spessore totale dell'acquifero:

$$Z_2 = \frac{1}{h} \quad (25)$$

3.4.6 Concentrazioni del soluto

Le concentrazioni di soluto sono calcolate combinando le funzioni di Green (cioè X_i , Y_j , Z_k) in maniera moltiplicativa. I tipi di sorgente considerati in Mepas sono quella puntiforme, quella



lineare (in entrambe le direzioni x e y) e quella di superficie (nel piano x-y). Le varie opzioni istantanee di concentrazione di soluto indirizzate dal Mepas per la zona satura sono presentate in una forma simile a quella espressa dall'equazione 13 e sono le seguenti:

- Sorgente puntiforme

$$Ci_1 = \alpha_1 X_1 Y_1 Z_2 \quad (26)$$

dove:

Ci_1 = la concentrazione di soluto per unità di massa/attività nella posizione x, y, z per un rilascio istantaneo da una sorgente puntiforme alla superficie freatica (cm^{-3}).

- Sorgente lineare

$$Ci_2 = \alpha_1 X_1 Y_2 Z_2 \quad (27)$$

$$Ci_3 = \alpha_1 X_2 Y_1 Z_2 \quad (28)$$

dove:

Ci_2 = concentrazione di soluto per unità di massa/attività nella posizione x, y, z per un rilascio istantaneo da una sorgente lineare nella direzione y alla superficie freatica (cm^{-3})

Ci_3 = concentrazione di soluto per unità di massa/attività nella posizione x, y, z per un rilascio istantaneo da una sorgente lineare nella direzione x alla superficie freatica (cm^{-3}).

- Sorgente di superficie

$$Ci_4 = \alpha_1 X_2 Y_2 Z_2 \quad (29)$$

dove:

Ci_4 = concentrazione di soluto per unità di massa/attività nella posizione x, y, z per un rilascio istantaneo dalle sorgenti lineari nelle direzioni x e y (cioè sorgente di superficie orizzontale) in corrispondenza della superficie freatica (cm^{-3}).

Si noti che quando le due soluzioni delle sorgenti lineari in corrispondenza delle direzioni ortogonali (cioè X_2 e Y_2 nell'equazione 29) vengono combinate, una soluzione risulta per la sorgente di superficie.

L'equazione seguente può essere utilizzata per il calcolo delle concentrazioni nella zona parzialmente satura. Anche se questo calcolo non è implementato in Mepas, quest'equazione è utilizzata come base per derivare l'equazione del flusso di contaminante per la zona parzialmente satura (equazione 38):

$$Ci_5 = \frac{\alpha_4 Z_1}{bl} \quad (30)$$

dove:

Ci_5 = concentrazione di soluto per unità di massa/attività nella posizione z, con flusso solo nella direzione z per un rilascio istantaneo da una sorgente puntiforme (cm^{-3}).



Si noti che le equazioni 13 e 30 sono state formulate in termini di rilascio di contaminante istantaneo (cioè un rilascio impulsivo su un tempo pari a zero). Codell et al. (1982) notano che queste equazioni possono essere generalizzate per rilasci che arbitrariamente variano nel tempo usando l'integrale di convoluzione:

$$C(\tau) = \int_0^{\tau} f(t) C_i(\tau - t) dt \quad (31)$$

dove:

$C(\tau)$ = concentrazione di soluto nel tempo τ (g/mL o Ci/mL);

τ = tempo oltre il quale la concentrazione di contaminante viene calcolata (s);

$f(t)$ = termine sorgente espresso come un flusso di contaminante che varia nel tempo (g/s o Ci/s).

3.4.7 Equazioni del flusso di contaminante

I flussi di contaminante sono calcolati per indicare il trasferimento di contaminanti tra mezzi successivi (tra gli strati saturi e le zone sature e parzialmente sature, ecc.). I flussi sono calcolati quando lasciano un mezzo (ad esempio la zona satura) e fungono da condizioni al contorno per il mezzo successivo da modellare (ad esempio l'ambiente superficiale delle acque). La metodologia di Mepas può calcolare il flusso di contaminante fra gli strati saturi, tra gli strati parzialmente saturi e le zone sature e l'interfaccia dove la zona satura si scarica in un corpo idrico superficiale. Si assume che il corpo idrico superficiale sia parte dello scenario di trasporto, poi sarà il mezzo finale di trasporto e tutti i contaminanti in ingresso nell'ambiente che eventualmente entreranno nel corpo idrico, eccetto quelli persi per degradazione/decadimento. La metodologia Mepas assume un campo di flusso indirezionale e basa i calcoli del flusso sul materiale contaminato che attraversa un piano perpendicolare all'asse del flusso. Usando la zona satura come esempio, il flusso istantaneo che attraversa un piano orientato perpendicolare alla direzione x (cioè la direzione del flusso) può essere descritta dalla seguente equazione:

$$\frac{dF_{i_l}}{dA} = n_e \left(u C_{i_l} - D_x \frac{\partial C_{i_l}}{\partial x} \right) \quad (32)$$

dove:

F_{i_l} = flusso di contaminante per unità di massa/attività risulta tante da un rilascio istantaneo (s^{-1});

A = area trasversale perpendicolare alla direzione del flusso ($dA = dydz$) (cm^2).

Il flusso totale attraverso il piano è, quindi, descritta dall'equazione 32 integrata lateralmente e verticalmente:

$$F_{i_l} = n_e \int_{-\infty}^{+\infty} \left(u C_{i_l} - D_x \frac{\partial C_{i_l}}{\partial x} \right) dydz \quad (33)$$

Il flusso di contaminante distribuito nel tempo (F_{i_l}) nella direzione longitudinale dovuto a un rilascio istantaneo da una sorgente puntiforme a $x = 0$ e $t = 0$, come descritto dall'equazione 26, è dato da:



$$Fi_1 = \left[\frac{x + u^* t}{(16\pi D_x^* t^3)^{1/2}} \right] \exp \left\{ - \left[\frac{(x - u^* t)^2}{4D_x^* t} + \lambda t \right] \right\} \quad (34)$$

Il flusso di contaminante distribuito nel tempo (Fi_2) nella direzione longitudinale dovuto ad un rilascio istantaneo da una sorgente di superficie ad $x = 0$ e $t = 0$, come descritto dall'equazione 29, è dato da:

$$Fi_2 = \left[\frac{\exp(-\lambda t)}{1} \right] \left[\frac{1}{4\pi D_x^* t} \right]^{1/2} \left\{ u^* (\pi D_x^* t)^{1/2} [erf(A_1) - erf(A_2)] - D_x^* [\exp(-A_1^2) - \exp(-A_2^2)] \right\} \quad (35)$$

nella quale:

$$A_1 = \frac{x + \frac{1}{2} - u^* t}{(4D_x^* t)^{1/2}} \quad (36)$$

$$A_2 = \frac{x - \frac{1}{2} - u^* t}{(4D_x^* t)^{1/2}} \quad (37)$$

Il flusso di contaminante nella direzione verticale con il flusso nella direzione verticale (Fi_3) dovuto a un rilascio istantaneo da una sorgente puntiforme a $z = 0$ e $t = 0$, come descritto dall'equazione 30, è dato da:

$$Fi_3 = \left[\frac{z + w^* t}{(16\pi D_z^* t^3)^{1/2}} \right] \exp \left\{ - \left[\frac{(z - w^* t)^2}{4D_z^* t} + \lambda t \right] \right\} \quad (38)$$

dove:

z = distanza percorsa nella direzione z (cm).

Le equazioni 34, 35 e 38 sono state formulate in termini di rilascio di contaminante istantaneo. Queste equazioni possono essere generalizzate per rilasci arbitrariamente variabili nel tempo utilizzando l'integrale di convoluzione:

$$F(\tau) = \int_0^\tau f(t) Fi_i(\tau - t) dt \quad (39)$$

dove:

$F(\tau)$ = flusso di contaminante al tempo τ (g/s o Ci/s).



3.4.8 Equazioni stazionarie per le acque sotterranee

Di seguito sono presentate le soluzioni dell'equazione tridimensionale advettiva-dispersiva in condizioni stazionarie. Le soluzioni in condizioni stazionarie sono state utilizzate per verificare le equazioni transitorie.

L'equazione monodimensionale advettiva-dispersiva allo stato stazionario con degradazione/decadimento è utilizzata per descrivere il trasporto di contaminante allo stato stazionario attraverso la zona parzialmente saturata e si presenta come segue:

$$u^* \frac{\partial C}{\partial z} = D_z^* \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - \lambda C \quad (40)$$

La soluzione dell'equazione 40 è stata riportata da Van Genuchten e Alves (1982) ed è presentata come segue:

$$C(z) = \left[\frac{2u^* C_o}{u^* + \left[(u^*)^2 + 4\lambda D_z^* \right]^{1/2}} \right] \exp \left\{ \left[\frac{z}{2D_z^*} \right] \left[u^* - \left[(u^*)^2 + 4\lambda D_z^* \right]^{1/2} \right] \right\} \quad (41)$$

dove:

$C(z)$ = concentrazione di contaminante allo stato stazionario nella posizione z (g/mL o Ci/mL);

C_o = concentrazione di contaminante iniziale alla sorgente (g/mL o Ci/mL).

L'equazione advettiva-dispersiva bidimensionale, mediata verticalmente e allo stato stazionario con degradazione/decadimento è utilizzata per descrivere il trasporto di contaminante allo stato stazionario attraverso la zona saturata e si presenta come segue:

$$u^* \frac{\partial C}{\partial z} = D_x^* \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_y^* \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - \lambda C \quad (42)$$

La soluzione dell'equazione 42 è stata riportata da Sayer (1973) e Reckhow & Chapra (1983) e si presenta come:

$$C(x, y) = \left[\frac{Qc}{2\pi h_m + (D_x^* D_y^*)^{1/2}} \right] \exp \left(\frac{u^* x}{2D_x^*} \right) K_0 \left\{ \left(x^2 + \frac{D_x^* y^2}{D_y^*} \right)^{1/2} \left[\frac{1}{D_y^*} + \left(\frac{u^*}{2D_x^*} \right)^2 \right]^{1/2} \right\} \quad (43)$$

dove:

$C(x, y)$ = concentrazione di contaminante allo stato stazionario nella posizione x e y (g/mL o Ci/mL);

Qc = flusso di contaminante (condizione a contorno) (g/s o Ci/s);

h_m = distanza verticale in un acquifero oltre la quale si assume che il contaminante sia distribuito uniformemente (cm);

K_0 = funzione di Bessel modificata di secondo tipo, di ordine zero (adimensionale).



3.4.9 Equazioni della lunghezza di miscelazione

Quando un contaminante si muove da un sito di rifiuti ad un recettore di interesse (ad esempio un pozzo o un fiume), il contaminante è temporalmente e spazialmente ridistribuito- longitudinalmente, verticalmente e lateralmente- dal mezzo in cui viene trasportato. Ad ogni distanza data verso il basso da un sito di rifiuti che rilascia contaminanti ad un acquifero di spessore costante, i contaminanti vicino alla superficie freatica possono essere considerati completamente miscelati oltre una certa distanza sia nella direzione laterale che verticale. Come notano Codell et al. (1982), la dispersione verticale vicino al punto di rilascio è considerata essere molto piccola e non è influenzata dalle dimensioni verticali dell'acquifero. Siccome il contaminante si muove verso il basso dal punto di rilascio, la regione miscelata cresce in estensione verticale mentre la geometria dell'acquifero diventa più di influenza nella distribuzione spaziale del contaminante. Eventualmente, ad una certa distanza al di sotto della sorgente, il contaminante diventa completamente miscelato verticalmente sullo spesso re dell'acquifero.

Qui di seguito vengono trattate brevemente le basi per definire l'estensione spaziale delle regioni usate nelle componenti Mepas relative alla zona satura. Le lunghezze di miscelazione verticale e laterale sono utilizzate quando si stima il flusso di acqua nella zona satura per la diluizione di campo vicino "near-field" e per scenari con concentrazione misurata. Una miscelazione laterale è anche utilizzata per stimare l'estensione spaziale della contaminazione delle acque sotterranee sul bordo di un corpo idrico superficiale ed una lunghezza verticale di miscelazione è necessaria per l'equazione allo stato stazionario per una zona satura (equazione 43).

- Lunghezza di miscelazione verticale

La lunghezza di miscelazione verticale è la distanza verticale sulla quale il contaminante ad una certa distanza dalla sorgente è considerata uniformemente miscelata. La lunghezza di miscelazione verticale è stimata impiegando l'equazione advettiva-dispersiva e la soluzione di distribuzione Gaussiana associata. L'equazione advettiva-dispersiva monodimensionale nella direzione verticale

è scritta come:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_z^* \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \quad (44)$$

La soluzione per l'area unitaria nell'equazione 44 in un acquifero di estensione verticale infinita è descritta da:

$$C = \frac{M}{\sigma_v (2\pi)^{1/2}} \exp\left(-\frac{z^2}{2\sigma_v^2}\right) \quad (45)$$

in cui

$$\sigma_v = (2D_z^* t_t)^{1/2} \quad (46)$$

dove:

M = massa/attività per unità di area del contaminante (g/cm² o Ci/cm²);

σ_v = deviazione standard nella direzione verticale (cm);

t_t = tempo di viaggio rappresentativo del contaminante (s).



Con l'assunzione che non si verifica la diffusione di contaminante attraverso la superficie freatica una volta che il contaminante è entrato nell'acquifero saturo, la propagazione di contaminante nella direzione verticale è solo verso il basso. A causa di questo, la profondità verticale di miscelazione per la condizione di completa miscelazione si assume come distanza dispersiva associata a mezza deviazione standard:

$$h_m = \frac{1}{2} \sigma_v = \left(\frac{D_z^* t_t}{2} \right)^{1/2} \quad (47)$$

dove:

h_m = distanza verticale oltre la quale si assume che il contaminante sia uniformemente distribuito (equivalente a mezza deviazione standard) (cm).

Per illustrare che l'equazione 47 ha una base fisica, un'espressione simile per la profondità di miscelazione può essere sviluppata definendo una scala temporale associata alla miscelazione verticale completa come quella trovata in Codell et al. (1982):

$$t_m = \xi \frac{(h'_m)^2}{D_z^*} \quad (48)$$

dove:

t_m = tempo per realizzare la condizione di completa miscelazione (cioè tempo di viaggio rappresentativo del contaminante);

ξ = coefficiente di proporzionalità (adimensionale);

h'_m = distanza verticale alternativa sulla quale il contaminante è assunto essere uniformemente distribuito (cm).

Riorganizzando l'equazione 48, la profondità effettiva, che rappresenta la condizione di completa miscelazione, può essere risolta per:

$$h_m = (\Phi t_m D_z^*)^{1/2} \quad (49)$$

in cui:

$$\Phi = \frac{1}{\xi} \quad (50)$$

dove:

Φ = costante di proporzionalità (adimensionale).

Codell et al. (1982) notano che quando Φ è minore o uguale a 3.3, si può assumere la condizione di completa miscelazione, perché si potrebbe considerare che il rilascio non sia influenzato dallo strato confinante sotto il pennacchio. Quando Φ è compreso tra 3.3 e 12, il rilascio è considerato essere né completamente miscelato sulla profondità dell'acquifero né influenzato dal confine dell'acquifero. Poiché l'equazione 47 rappresenta un'espressione più conservativa rispetto all'equazione 49 quando Φ è uguale a 3.3 e poiché la sua derivazione è coerente con le altre



stime di lunghezze di miscelazione usate nella metodologia di Mepas, l'equazione 47 è utilizzata per descrivere la lunghezza di miscelazione verticale nell'ambiente delle acque sotterranee.

Il Mepas calcola h_m per identificare la lunghezza di miscelazione. Se h_m è minore rispetto alla profondità dell'acquifero, è utilizzato come profondità di miscelazione. Se h_m è maggiore rispetto alla profondità dell'acquifero, quest'ultima è utilizzata come la lunghezza di miscelazione.

L'equazione 47 è valida finché il sito di rifiuti rimane sopra la superficie. Quando il sito di rifiuti penetra nell'acquifero (cioè una porzione del sito di rifiuti è situato sotto la superficie freatica), la zona di miscelazione verticale è incrementata dalla porzione del sito di rifiuti sotto la superficie freatica. Per un sito di rifiuti che penetra parzialmente, la profondità di miscelazione può essere espressa come:

$$h_m = \left(\frac{D_z^* t_t}{2} \right)^{1/2} + h_w \quad (51)$$

dove:

h_w = profondità del sito dei rifiuti sotto la superficie freatica (cm).

- Lunghezza di miscelazione laterale

Il percorso delle acque sotterranee interagisce con quello relativo alle acque superficiali fornendo le condizioni a contorno necessarie (cioè variando nel tempo i flussi di contaminante).

Sfortunatamente, la distanza laterale oltre la quale le acque sotterranee forniscono acqua contaminata può essere considerata infinita. Per mitigare questo problema, la metodologia Mepas calcola un'effettiva lunghezza per la sorgente lineare usata come termine sorgente per i calcoli relativi al trasporto nelle acque superficiali. La lunghezza di miscelazione laterale per un sostanza conservativa identifica l'estensione oltre la quale il contaminante all'interfaccia acque sotterranee ed acque superficiali è considerato completamente miscelato nella direzione laterale. Il livello di contaminante è assunto essere uniformemente distribuito oltre questa regione laterale ed è utilizzato nel calcolo delle condizioni a contorno per modellare l'ambiente delle acque superficiali.

Come nel caso della lunghezza della miscelazione verticale, la lunghezza di miscelazione laterale è stimata impiegando l'equazione advettiva-dispersiva e la soluzione della sua distribuzione gaussiana associata. L'equazione monodimensionale, advettiva-dispersiva nella direzione laterale è scritta come:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_y^* \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} \quad (52)$$

La soluzione per l'area unitaria all'equazione 52 in un acquifero di estensione laterale infinita è descritta da:

$$C = \left[\frac{M}{\sigma_1 (2\pi)^{1/2}} \right] \exp \left(-\frac{y^2}{2\sigma_1^2} \right) \quad (53)$$

nel quale:

$$\sigma_1 = (2D_y^* t_t)^{1/2} \quad (54)$$



dove:

σ_1 = deviazione standard nella direzione laterale (cm).

La distanza di miscelazione laterale per la condizione di miscelazione completa, modificata approssimativamente per un termine sorgente di larghezza b , è assunta uguale alla distanza di dispersione associata ad una deviazione standard:

$$l_m = \sigma_1 + b = (2D_y^* t_t)^{1/2} + b \quad (55)$$

dove:

l_m = distanza laterale oltre la quale si assume che il contaminante sia miscelato uniformemente (cm).

Per illustrare che l'equazione 55 ha una base fisica, un'espressione simile sulla larghezza di miscelazione può essere sviluppata eguagliando il tempo di viaggio longitudinale verso il recettore di interesse con il tempo per una miscelazione laterale completa. Una stima della scala di tempo associata alla miscelazione laterale completa è data da:

$$t_m = \xi \frac{(l'_m)^2}{D_y^*} \quad (56)$$

dove:

l'_m = distanza laterale alternativa oltre la quale si assume che il contaminante sia distribuito uniformemente (cm).

Riorganizzando l'equazione 56, può essere calcolata una larghezza effettiva che rappresenta la condizione di completa miscelazione:

$$l'_m = (\Phi t_m D_y^*)^{1/2} \quad (57)$$

La lunghezza di miscelazione, quando viene modificata approssimativamente per un termine sorgente di larghezza b , può essere stimata come:

$$l_m = (\Phi t_m D_y^*)^{1/2} + b \quad (58)$$

Quando Φ è minore o uguale a 3.3 in un campo di flusso a larghezza fissata, si può assumere la condizione di completa miscelazione. Poiché l'equazione 55 rappresenta un'espressione più conservativa rispetto all'equazione 58 quando Φ è uguale a 3.3 e poiché la sua derivazione è coerente con le altre stime di lunghezza di miscelazione utilizzate in Mepas, l'equazione 55 è utilizzata per descrivere la lunghezza di miscelazione laterale nelle acque sotterranee.

3.4.10 Equazioni del tempo di percorrenza e del momento di picco

Per definire la lunghezza di miscelazione verticale e laterale, deve essere identificato un tempo di percorrenza rappresentativo. Come il pennacchio migra verso il basso dalla sorgente, alcune particelle di contaminante migrano più velocemente rispetto alle altre; quindi deve essere



determinato un tempo di percorrenza rappresentativo. Una tecnica per stimare il tempo di viaggio di contaminante nelle acque sotterranee è di dividere la distanza percorsa dal contaminante per la velocità di flusso:

$$t_t = \frac{x}{u^*} \quad (59)$$

dove:

t_t = tempo di percorrenza rappresentativo (s);

x = distanza longitudinale percorsa (cm).

Questo è il tempo di percorrenza impiegato nelle equazioni di lunghezza di miscelazione. L'equazione 59 di solito fornisce una buona stima della concentrazione di soluto al momento di picco dovuto ad un rilascio istantaneo. Comunque si assume che la dispersione nella direzione del flusso e la degradazione/decadimento sono trascurabili. Una stima più precisa del momento di picco del contaminante che tiene conto della dispersione e del decadimento/degradazione, può essere sviluppata. La concentrazione al momento di picco può essere stimata:

- 1) assumendo una sorgente puntiforme e le sue soluzioni analitiche della funzione di Green nella direzione del flusso per un rilascio istantaneo (cioè equazioni 18 e 22);
- 2) derivandole rispetto al tempo;
- 3) ponendo le derivate pari a zero;
- 4) risolvendole per il momento di picco

Viene utilizzata la soluzione per la sorgente uniforme, perché i test indicano che fornisce una stima accurata del momento di picco e perché la sua formulazione è meno complicata rispetto a quella per una sorgente lineare.

Usando l'equazione 18 come esempio, abbiamo:

$$X_1 = \left(\frac{1}{4\pi D_x^* t_p} \right)^{1/2} \exp(-\lambda t_p) \exp \left[-\frac{(x - u^* t_p)^2}{4D_x^* t_p} \right] \quad (60)$$

dove:

t_p = concentrazione al momento di picco (s).

Uguagliando a zero la derivata dell'equazione 60 e risolvendola per l'istante di massima concentrazione si ottiene:

$$t_p = \frac{\left[(u^* x)^2 + 4\lambda D_x^* x^2 + (D_x^*)^2 \right]^{1/2} - D_x^*}{4\lambda D_x^* + (u^*)^2} \quad (61)$$

Se la degradazione/decadimento è trascurabile, una stima del tempo di percorrenza, che include l'avvezione e la dispersione, può essere sviluppata:



$$t_p = \frac{\left[(u^* x)^2 + (D_x^*)^2 \right]^{1/2} - D_x^*}{(u^*)^2} \quad (62)$$

Se la dispersione e la degradazione/decadimento sono trascurati, le equazioni 61 e 62 si riducono all'equazione 59, come ci si aspettava.

3.4.11 Caratteristiche per uno scenario a campo vicino e lontano

Un determinato scenario può essere considerato in campo vicino o lontano in funzione di diversi criteri. Quando un pozzo recettore è collocato lontano da una sorgente, le dimensioni fisiche della sorgente hanno un effetto trascurabile sulle concentrazioni del recettore. Sotto queste condizioni, uno scenario si dice che sia spazialmente in campo lontano e le equazioni per un rilascio da una sorgente di superficie si riducono a quelle per un rilascio da una sorgente puntiforme. Figura 9 mostra le concentrazioni del recettore per uno scenario spazialmente in campo lontano, scelto arbitrariamente per scopi illustrativi. Questo grafico mostra che se il termine sorgente ha un'estensione areale di 0.093 m² o 93,00 m², le concentrazioni nel pozzo recettore sono essenzialmente le stesse. Uno scenario in cui le dimensioni della sorgente hanno un effetto significativo sulle concentrazioni del recettore sarebbe uno scenario spazialmente a campo vicino.

Uno scenario può anche essere considerato a campo lontano. Questo si verifica quando la durata del rilascio dalla sorgente è breve rispetto al tempo richiesto dal contaminante per spostarsi dalla sorgente al recettore. Dunque, le soluzioni integrate numericamente (cioè le equazioni 31 e 39) riducono le soluzioni analitiche per un rilascio istantaneo. Dal punto di vista del pozzo recettore, la durata di tempo oltre la quale il contaminante è rilasciato dalla sorgente, ha un piccolo effetto sulle concentrazioni del recettore, così il termine sorgente si presenta come un rilascio istantaneo. Uno scenario nel quale la durata del rilascio ha un effetto notevole sulle concentrazioni del recettore sarebbe uno scenario temporalmente temporaneamente a campo vicino.

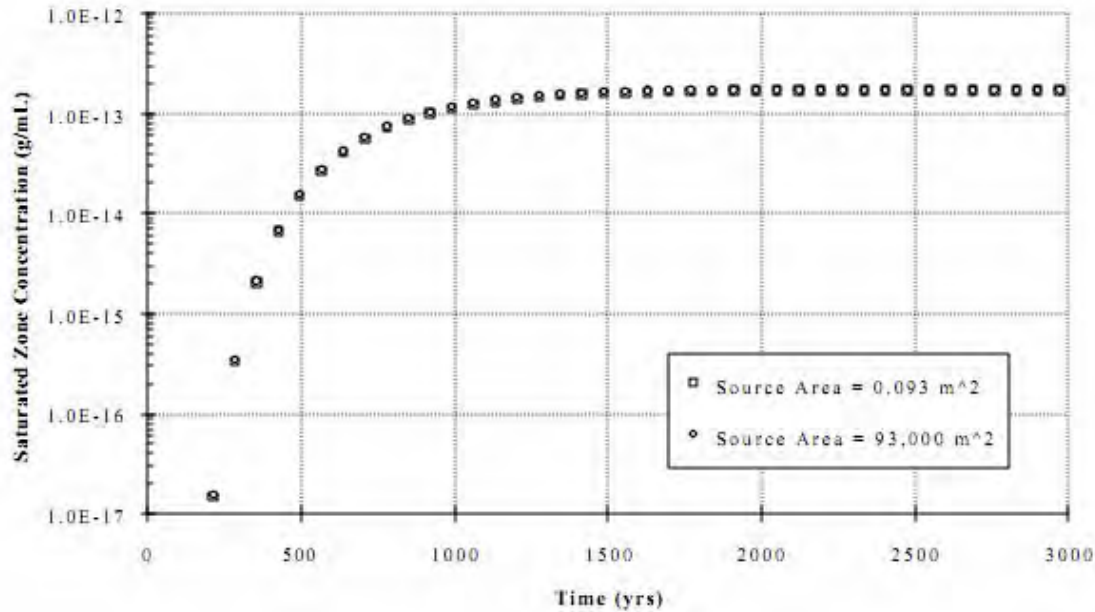


Figura 20. Concentrazioni di una zona satura per uno scenario spazialmente a campo lontano.

In condizioni temporalmente di campo lontano, la componente di Mepas per le acque sotterranee utilizza le soluzioni analitiche per un rilascio istantaneo, anziché le integrazioni numeriche. Il vantaggio di questo approccio è che i tempi di esecuzione sono significativamente ridotti. Per ogni mezzo sotterraneo (cioè per le zone sature e parzialmente sature), il rapporto del tempo di percorrenza e la durata di tempo oltre la quale un contaminante è rilasciato a quel mezzo (cioè la condizione a contorno) è utilizzato per determinare se la migrazione di contaminante attraverso il mezzo è temporalmente a campo lontano:

$$T_{ratio(i)} = \frac{t_{t(i)}}{t_{r(i)}} \quad (63)$$

dove:

$T_{ratio(i)}$ = rapporto tra il tempo di percorrenza rappresentativo del contaminante e la durata di tempo oltre la quale il contaminante è rilasciato ad un mezzo i-esimo;

$t_{t(i)}$ = tempo di percorrenza rappresentativo per un contaminante nel mezzo i-esimo (s);

$t_{r(i)}$ = durata di tempo oltre la quale il contaminante è rilasciato al mezzo i-esimo (s).

I test hanno dimostrato che un $T_{ratio(i)}$ di 30 costituenti costituisce un appropriato valore di soglia empirico. Quindi, se $T_{ratio(i)}$ è maggiore o uguale a 30, la migrazione di contaminante attraverso quel mezzo è considerata essere temporalmente a campo lontano e sono utilizzate le equazioni analitiche per un rilascio istantaneo; altrimenti si utilizza l'integrazione numerica. Figura 10 mostra sia le soluzioni numeriche che istantanee per un caso temporalmente a campo lontano, scelto arbitrariamente per scopi illustrativi.

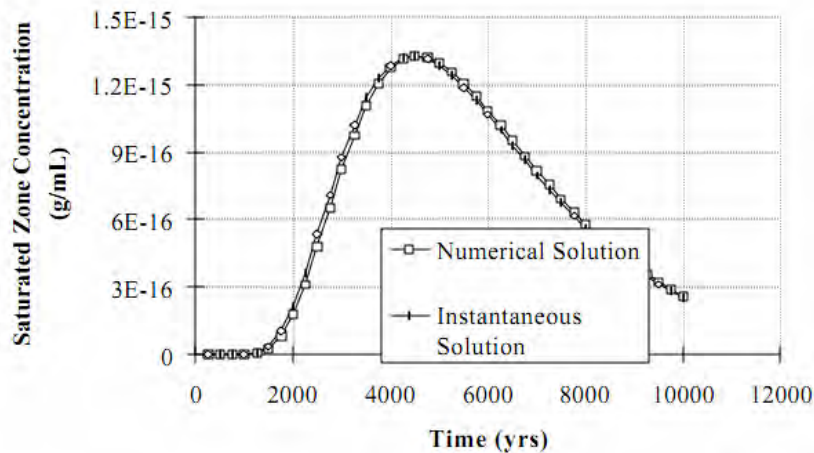


Figura 21. Concentrazioni di una zona satura per uno scenario temporalmente a campo lontano ($T_{ratio} = 31$).

L'acqua contaminata da un sito percola dalla sorgente attraverso la zona vadosa alla superficie freatica. Il percolato contaminato poi si miscela con l'acqua della zona satura mentre migra verso il recettore. Ciò si traduce in una zona di miscelazione o pennacchio in una zona satura che si espande quando il contaminante migra dal sito di rifiuti. Mepas assume che la quantità di acqua in ingresso dalla zona vadosa è relativamente insignificante rispetto al flusso di acqua contaminata che giunge al recettore. Poiché l'area della sezione trasversale del pennacchio è in funzione della distanza dal sito di rifiuti e si avvicina a zero nei pressi della discarica per le sorgenti puntiformi, lineari e di superficie in prossimità della falda freatica, il volume d'acqua che percola dalla zona vadosa può essere significativo rispetto al flusso di acqua contaminata che giunge ai recettori vicini alla sorgente. In queste condizioni, le assunzioni del modello possono essere violate. Fino a quando la distanza del recettore dal sito è sufficientemente grande, la dispersione idrodinamica abbasserà le concentrazioni a livelli più ragionevoli. Poiché i grandi tassi di percolazione sono associati ai siti con acqua stagnante, essi rappresentano un interesse speciale.

Nel tentativo di spiegare il flusso di acqua dalla zona parzialmente satura, Mepas utilizza un rapporto di diluizione a campo vicino:

$$W_{ratio} = \frac{Q_{sz}}{Q_{sz} + Q_{psz}} \quad (64)$$

dove:

W_{ratio} = rapporto tra il flusso d'acqua della zona satura e il flusso d'acqua totale al pozzo recettore (adimensionale);

Q_{sz} = flusso d'acqua della zona satura (cm^3/s);

Q_{psz} = flusso d'acqua della zona parzialmente satura sotto la sorgente (cm^3/s).

In condizioni di campo vicino, $W_{ratio} < 1$, rappresenta l'acqua che entra nella zona parzialmente satura. In condizioni di campo lontano, il flusso di acqua della zona satura è molto maggiore rispetto al flusso d'acqua nella zona parzialmente satura e W_{ratio} approssima l'unità.



3.4.12 Bilancio di massa delle acque sotterranee presso la sorgente

Le equazioni analitiche, in particolare le equazioni 33 e 39, per definizione, conservano la massa quando il contaminante migra attraverso le acque sotterranee. Mepas include una verifica del bilancio di massa del contaminante alla sorgente. L'indagatore indica o la massa di contaminante in ingresso all'ambiente dal sito di rifiuti oppure fornisce l'informazione necessaria (ad esempio la climatologia, le proprietà del suolo e l'inventario del contaminante) in modo che il Mepas può calcolare il flusso di contaminante dal sito di rifiuti. La verifica del bilancio di massa poi somma il flusso di massa del contaminante nel tempo utilizzando la seguente equazione:

$$M_T = \int_0^{\tau} Q_c dt \quad (65)$$

dove:

M_T = massa totale ad essere rilasciata da un sito di rifiuti (g o Ci);

Q_c = flusso di massa da un sito di rifiuti (g/s o Ci/s);

τ = tempo a cui il rilascio dal sito finisce (s).

La massa totale è poi confrontata con l'inventario del sito di rifiuti; se la massa rilasciata è maggiore rispetto all'inventario, la durata di tempo associata al rilascio viene adattata affinché la massa di contaminante che è stata rilasciata uguagli l'inventario del sito. Se la massa rilasciata dal sito è minore rispetto all'inventario, la durata di tempo del rilascio non è adattata.

3.4.13 Caratteristiche del "Exposure Pathway Module" di Mepas

L'"Exposure Pathway Module" di Mepas utilizza le concentrazioni di inquinante nei mezzi di trasporto per stimare la concentrazione di inquinante nei mezzi di esposizione. I valori di concentrazione sono poi utilizzati nel "Receptor Intake Module" per stimare l'assunzione media giornaliera di inquinante nei mezzi di esposizione da parte degli individui esposti al contatto con questi mezzi.

Ciascuna analisi sul percorso di esposizione nel Mepas comporta la definizione del mezzo di trasporto (o mezzo di misura), della via di esposizione per il trasferimento degli inquinanti dal mezzo di trasporto all'uomo e le condizioni di esposizione per l'individuo che riceve l'inquinante.

La concentrazione di contaminante nel mezzo di trasporto è il punto di partenza per l'analisi dell'esposizione. Questa concentrazione è generalmente rappresentata all'interno del Mepas come valore medio per tutta la durata dell'esposizione. Questo valore medio di solito è calcolato da una serie di concentrazioni in ingresso nel tempo nel mezzo di trasporto ed è utilizzato come un'approssimazione per le esposizioni dell'individuo e della popolazione.

Il mezzo di trasporto può o non può essere il mezzo di esposizione. Per esempio, il percorso di trasporto delle acque sotterranee fornisce le stime della concentrazione di inquinante nel pozzo. In questo caso, il pozzo d'acqua è anche il mezzo di esposizione, anche se alcune modifiche alla concentrazione sono possibili durante il trasferimento attraverso l'impianto di trattamento e il sistema di distribuzione agli individui esposti durante gli usi domestici dell'acqua. Quando l'acqua nel pozzo è utilizzata per irrigare le coltivazioni agricole, il mezzo di esposizione non è il pozzo d'acqua, ma i cibi prodotti. Per i percorsi agricoli, i modelli vengono utilizzati per stimare il trasferimento di inquinanti dall'acqua di irrigazione al cibo consumato dagli esseri umani.



I modelli dei percorsi di esposizione impiegati in Mepas sono organizzati per via di assunzione (ingestione, contatto cutaneo, inalazione ed esposizione a radiazioni esterne) e per finalità dell'uso del mezzo di trasporto (ad esempio acqua domestica, cibi acquatici, ecc...).

I percorsi di ingestione includono l'assunzione di acqua potabile, dell'acqua durante la doccia, dei prodotti agricoli (verdure a foglia, altre verdure, carne e latte), di cibi acquatici (pesci, crostacei e molluschi), di acqua o sedimenti durante la partecipazione ad attività ricreative acquatiche (nuoto, canottaggio o uso del litorale), di suolo e di cibi speciali (per i quali le concentrazioni misurate di inquinante sono disponibili). I percorsi di esposizione dermica, includono il contatto con il suolo, con i sedimenti del litorale e con l'acqua (durante il nuoto o la doccia). I percorsi di esposizione all'inalazione includono l'inalazione di aria trasportata dal sito di rilascio al luogo di esposizione, l'inalazione di materiale particolato risospeso dal suolo e l'inalazione di inquinanti volatili rilasciati dall'acqua della doccia o dall'acqua per altri usi domestici. L'esposizione esterna può verificarsi anche per vicinanza degli individui ai radionuclidi a terra (depositati dall'aria, depositati sui sedimenti del litorale o per concentrazioni misurate del suolo), in acqua (nuoto e canottaggio) o in aria (sommersione in un pennacchio di passaggio).

In Mepas sono considerati quattro percorsi principali di trasporto, compresi i percorsi per la gestione dell'esposizione ai livelli di inquinante misurati nel suolo. La tabella 3 elenca queste vie di trasporto e i loro percorsi di esposizione associati. Questa tabella indica anche il mezzo di trasporto, il mezzo di esposizione e la via di assunzione ed esposizione per ciascun percorso.

Tabella 13. Riepilogo dei percorsi di trasporto ed esposizione.

Transport Pathway	Contaminated Medium	Exposure Route	Exposure Pathways
Ground Water	Water at well location	Ingestion Ingestion Dermal Inhalation	Drinking water Water while showering Shower Water contact Indoor air
	Soil at location of agricultural production	Ingestion Ingestion Ingestion Ingestion	Leafy vegetable Other vegetables Meat Milk



Surface Water	Water at domestic intake location Water at recreational use location Water at intake for agricultural production Water at aquatic food production location	Ingestion Ingestion Dermal Inhalation Ingestion Ingestion Dermal Dermal External External External Ingestion Ingestion Ingestion Ingestion Ingestion	Drinking water Water while showering Shower water contact Indoor air Water while swimming Sediment from shoreline Swimming water contact Shoreline sediment contact Water while swimming Water while boating Shoreline sediment Leafy vegetable Other vegetables Meat Milk Fin fish Shellfish
Atmospheric	Air at location of people Air at location of agricultural production Soil at location of people	Inhalation External Ingestion Ingestion Ingestion Ingestion Ingestion Dermal Inhalation External	Air Submersion in air Leafy vegetable Other vegetables Meat Milk Soil Soil contact Soil resuspension Soil
Measured Soil	Soil at location of people Soil at location of agricultural production	Ingestion Dermal Inhalation External Ingestion Ingestion Ingestion Ingestion	Soil Soil contact Soil suspension Soil Leafy vegetables Other vegetables Meat Milk

3.4.14 Caratteristiche del “Human Health Impact Module” di Mepas

L’ “*Human Health Impact Module*” di Mepas calcola gli impatti sulla salute di contaminanti (chimici e radionuclide) variabili nel tempo, così come la dose equivalente per i radionuclide, in funzione del percorso di esposizione e del recettore. Questo modulo utilizza i risultati dell’assunzione del recettore ottenuti dal “Receptor Intake Module” e stima una misura dell’impatto sulla salute adeguata al tipo di inquinante e al percorso di esposizione considerato. Per gli inquinanti chimici, lo “Human Health Impact Module” stima gli impatti dal tasso medio



di assunzione giornaliera. Sono inclusi sia gli impatti cancerogeni che non. Per i radionuclidi inquinanti, gli impatti sulla salute sono valutati sulla base dell'assunzione di radionuclidi durante tutta la vita. Per le dosi di radiazione, gli impatti sono stimati dalla dose di vita totale. Gli impatti sulla salute da esposizione a radiazione e radionuclidi sono espressi come il rischio di sviluppare cancro o come dose di radiazione durante la vita. Il rischio durante la vita può essere riportato come rischio nel corso della vita o incidenza totale del cancro, in termini di decessi come incidenza del cancro sui più gravi effetti ereditari. Due metodi sono disponibili per stimare il rischio di incidenza del cancro: utilizzando i fattori di conversione degli effetti sulla salute e i fattori di pendenza (slope factors) dell'EPA (Environmental Protection Agency).

- Fattori di conversione degli effetti sulla salute (health effects conversion factors)

Il rischio di cancro dall'esposizione a una dose di vita (Sv) è stimato utilizzando i fattori di conversione degli effetti sulla salute. Il rischio fatale di cancro durante la vita è stimato come segue:

$$R_{fkki} = HE_f D_{kki} DF_{ri} \quad (66)$$

dove:

R_{fkki} = rischio di sviluppare un cancro mortale dall'esposizione durante la vita per un percorso kk e un radionuclide i (rischio/vita);

HE_f = rischio mortale di cancro a vita, fattore di conversione sugli effetti di salute (rischio per Sv);

D_{kki} = assunzione totale a vita per un percorso kk e un radionuclide i (Bq);

DF_{ri} = fattore di conversione della dose per un radionuclide i e una via di assunzione r (Sv/Bq).

I fattori di conversione della dose sono disponibili in Mepas per i percorsi di ingestione, inalazione e assunzione dermica. Il rischio di incidenza totale di cancro durante la vita è stimato come segue:

$$R_{tkki} = HE_t D_{kki} DF_{ri} \quad (67)$$

dove:

R_{tkki} = rischio totale di sviluppare un cancro dall'esposizione durante la vita per un percorso kk e un radionuclide i (rischio/vita);

HE_t = rischio totale di cancro a vita, fattore di conversione sugli effetti di salute (rischio per Sv);

D_{kki} = assunzione totale a vita per un percorso kk e un radionuclide i (Bq);

DF_{ri} = fattore di conversione della dose per un radionuclide i e una via di assunzione r (Sv/Bq).

Il rischio di sviluppare cancro e gravi effetti ereditari è stimato come segue:

$$R_{hkki} = HE_h D_{kki} DF_{ri} \quad (68)$$

dove:

R_{hkki} = rischio totale di sviluppare un cancro e gravi effetti ereditari dall'esposizione durante la vita per un percorso kk e un radionuclide i (rischio/vita);

HE_h = rischio totale di cancro a vita, fattore di conversione sugli effetti di salute (rischio per Sv);

D_{kki} = assunzione totale a vita per un percorso kk e un radionuclide i (Bq);



DF_{ri} = fattore di conversione della dose per un radionuclide i e una via di assunzione r (Sv/Bq).

- Fattori di pendenza EPA (EPA Slope Factors)

EPA ha sviluppato fattori di pendenza per l'esposizione a radionuclidi per inalazione, ingestione e radiazione esterna diretta dal contaminante su un piano di terreno. Questo metodo può essere utilizzato solo per stimare il rischio di incidenza di cancro a vita perché i fattori di pendenza sono specifici dell'incidenza totale di cancro. I fattori di pendenza sono utilizzati per convertire l'assunzione di radionuclidi espressa come pCi ingeriti o inalati in rischio di incidenza del cancro a vita. Per le esposizioni di ingestione i fattori di pendenza EPA possono essere applicati come segue alle dosi di radiazioni ingerite durante la vita:

$$R_{tkki} = D_{kki} SF_{gi} \quad (69)$$

dove:

R_{tkki} = rischio totale di sviluppare un cancro dall'esposizione durante la vita per un percorso di ingestione kk e un radionuclide i (rischio/vita);

D_{kki} = assunzione a vita per un percorso di ingestione kk e un radionuclide i (Bq) (1 Bq = 27 pCi);

SF_{gi} = fattore di pendenza di ingestione per il rischio di incidenza di cancro durante la vita per un radionuclide i per un tipo di assunzione per percorsi con cibo o suolo (rischio per Bq ingeriti).

Per le esposizioni di inalazione, i fattori di pendenza EPA possono essere applicati come segue alle dosi di radiazione inalate durante la vita:

$$R_{tkki} = D_{kki} SF_{hi} \quad (70)$$

dove:

R_{tkki} = rischio totale di sviluppare un cancro dall'esposizione durante la vita per un percorso di inalazione kk e un radionuclide i (rischio/vita);

D_{kki} = assunzione a vita per un percorso di inalazione kk e un radionuclide i (Bq);

SF_{hi} = fattore di pendenza di inalazione per il rischio di incidenza di cancro durante la vita per un radionuclide i (rischio per Bq inalati).

Per l'esposizioni esterne al suolo, i fattori di pendenza esterni EPA possono essere applicati come segue alla dose di radiazione esterna generata durante la vita:

$$R_{tkki} = D_{kki} SF_{si} 10^{-3} \quad (71)$$

dove:

R_{tkki} = rischio totale di sviluppare un cancro dall'esposizione durante la vita per un percorso esterno del suolo kk e un radionuclide i (rischio/vita);

D_{kki} = concentrazione effettiva media del suolo o del sedimento del radionuclide i per il percorso esterno (Bq/kg);

SF_{si} = fattore di pendenza esterno per il rischio di incidenza di cancro per esposizione ad un terreno contaminato (rischio/anno per Bq/g suolo);

10^{-3} = unità del fattore di conversione (kg/g).



4 Applicazione del codice ad un caso simulato

Nel presente capitolo viene eseguita una semplice simulazione di un rilascio di inquinanti radioattivi in acque sotterranee tramite l'utilizzo del programma Frames/Mepas.

E' stata valutata l'importanza dei parametri che descrivono l'ambiente sotterraneo, sui fenomeni di trasporto e destinazione degli inquinanti. Si è osservato, infatti, come uno stesso parametro influisce su più fenomeni, alcuni dei quali incrementano la concentrazione, altri la fanno diminuire. Per questo è necessario considerare l'effetto combinato dei vari fenomeni in relazione al caso di studio. Ogni sito è a sé e ogni rilascio è a sé. Non si possono stabilire regole generali valide per ogni sito. Ogni volta bisogna effettuare un'analisi specifica, tenendo conto della morfologia e della natura del suolo, della natura e quantità dei contaminanti e dello scopo dell'analisi, poiché al variare dello scopo possono variare le condizioni che rendono i calcoli più o meno conservativi.

FRAMES però simula matrici ambientali idrogeologiche omogenee ed isotrope. Nel mondo reale queste ipotesi non si verificano praticamente mai, ma è possibile avvalersi di questo software, purché si stimi l'incertezza sui risultati tramite il metodo Monte Carlo.

A tale scopo è stato eseguito sia uno studio parametrico che uno studio non parametrico basato sull'analisi statistica di Monte Carlo.

4.1 SIMULAZIONE

Nel presente lavoro è stato simulato il seguente scenario: si considera un rilascio di radionuclidi da una discarica per via vadosa in un acquifero dove l'acqua è pompata da un pozzo ed ingerita da un possibile individuo (Figura 4.1). I contaminanti si propagano con moto verticale nella zona insatura omogenea ed isotropa composta da un solo strato. All'interfaccia tra insaturo ed acquifero vengono monitorati il flusso e l'attività cumulativa che passano attraverso essa. Dopo aver attraversato la superficie di interfaccia, i contaminanti si immettono nell'acquifero, nel quale si muovono seguendo l'equazione advettiva-dispersiva. Essi formano un pennacchio nel quale la concentrazione non è uniforme ed è massima lungo l'asse del pennacchio. Per effettuare una stima conservativa si è considerato un punto di prelievo situato sull'asse del pennacchio e a



profondità nulla nell'acquifero (Figura 4.2). In corrispondenza del punto di prelievo si è studiato l'andamento della concentrazione. La concentrazione nei pozzi risulta essere un parametro importante, poiché da essa dipende la dose assorbita dalla popolazione dovuta all'ingestione di acqua contaminata.

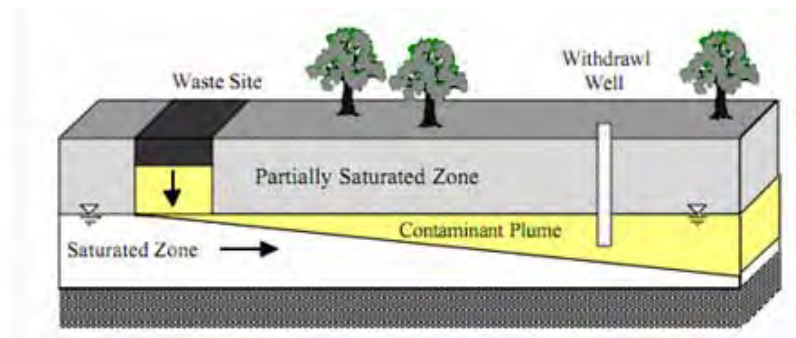


Figura 4.22 - Diagramma schematico che illustra la propagazione di contaminante dalle acque sotterranee ad un pozzo.

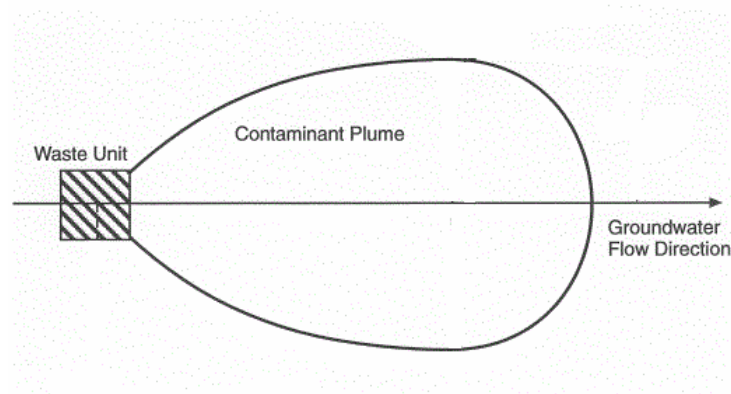


Figura 4.23 – Schematizzazione in pianta dello scenario.

In questo studio, solo i modelli “source-term”, “vadose zone” ed “aquifer” di MEPAS sono stati implementati (Figura 4.3).

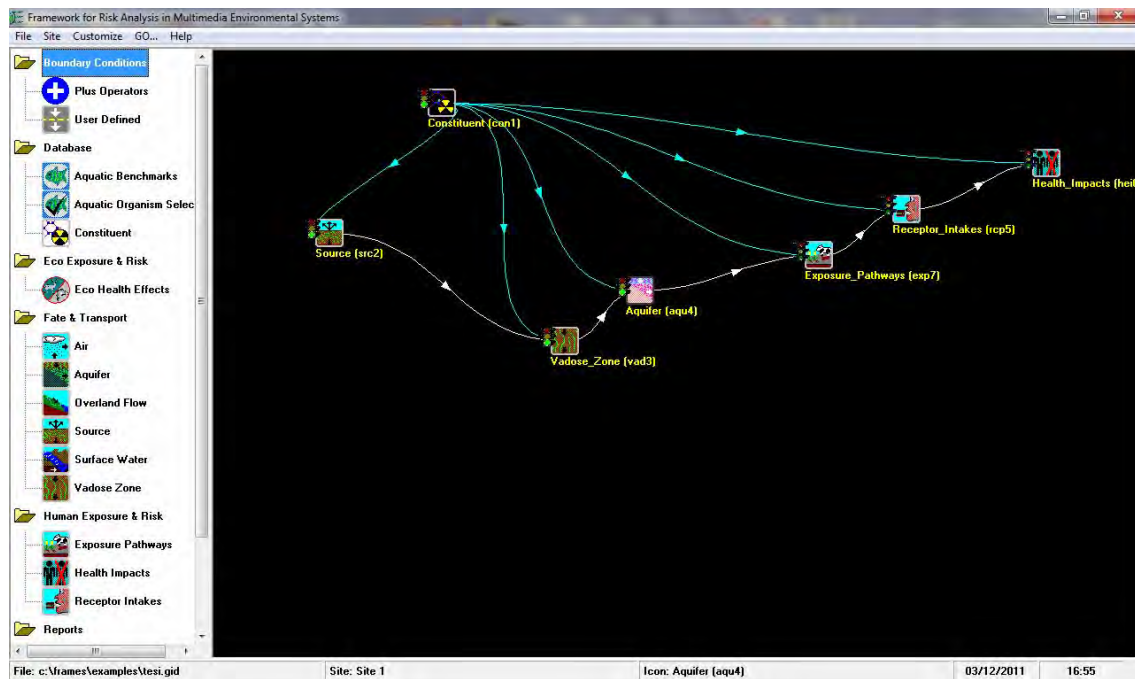


Figura 4.24 - Modelli implementati in FRAMES.

Il modulo “source-term” permette di stimare la perdita di contaminante dai tre differenti tipi di zone sorgenti: acquiferi contaminati, corpi idrici superficiali contaminati e zone vadosi (insature) contaminate. A seconda del tipo di termine sorgente si assume che i processi che causano il rilascio di contaminante nell’ambiente circostante potrebbero essere la lisciviazione (attraverso le acque sotterranee), la sospensione del vento (attraverso l’atmosfera), l’erosione dell’acqua (via terra o attraverso le acque superficiali), il flusso di terra (via terra o attraverso le acque superficiali) e/o la volatilizzazione (attraverso l’atmosfera). Inoltre, i contaminanti potrebbero essere persi dal termine sorgente per effetto del decadimento radioattivo e/o della degradazione degli stessi all’interno della zona (Figura 4.4).

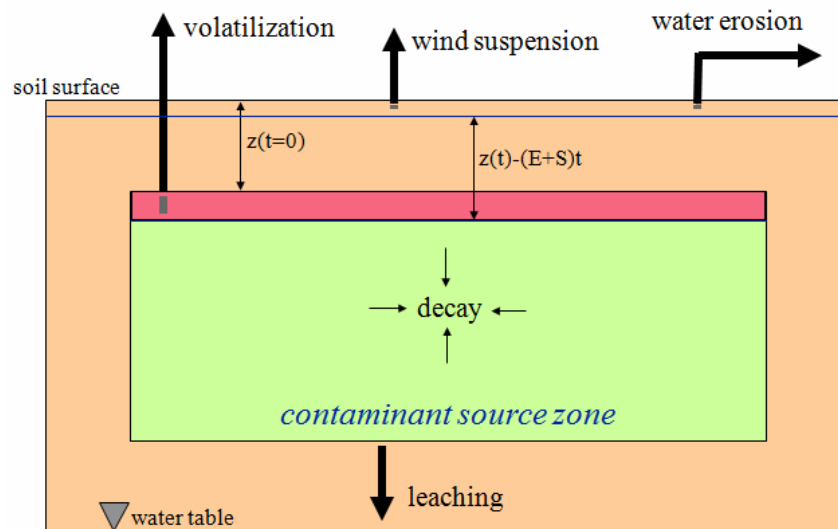


Figura 4.25 - Principali percorsi di perdita della sorgente contaminante nel suolo.

Nel presente studio il modulo “source-term” simula in maniera conservativa la lisciviazione dal sito di rifiuti, controllata dalla solubilità o dal coefficiente di ripartizione solido/liquido (K_d), e il decadimento (di primo ordine) dei costituenti. Il trasporto di contaminanti attraverso la zona vadosa è poi simulata assumendo in fase liquida l’avvezione, la dispersione, l’adsorbimento e il decadimento del contaminante. La saturo insatura è rappresentata dal modulo “vadose-zone” utilizzato, in cui sono state considerate le seguenti ipotesi:

- avvezione monodimensionale in un campo di flusso, stazionario ed uniforme;
- dispersione monodimensionale idrodinamica lungo la direzione del flusso (cioè longitudinale o lungo la direzione x):
- degradazione/decadimento di primo ordine:
- adsorbimento/desorbimento lineare ed istantaneo, così il ritardo è descritto da una costante che rappresenta il rapporto tra le concentrazione assorbite e disciolte (K_d);
- la soluzione semi-analitica permette un flusso transitorio di massa come input.

Dal zona vadosa i contaminanti si immettono poi nella zona satura, rappresentata dal modulo “aquifer” (Figura 4.5).

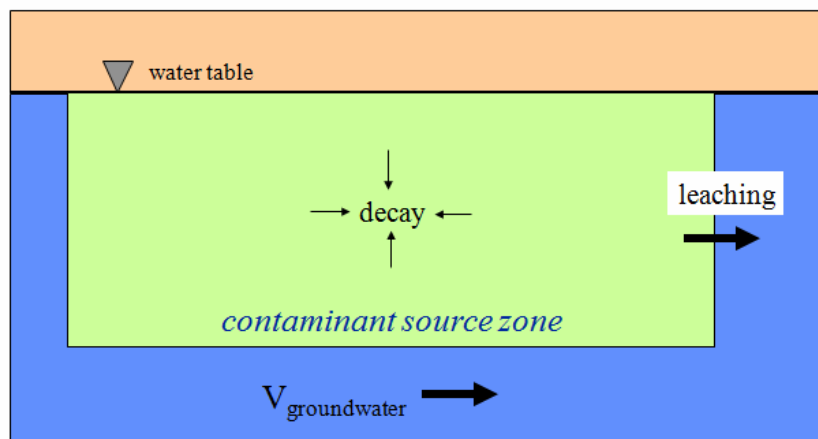


Figura 4.26 – Sorgente contaminante nell'acquifero.

Le ipotesi considerate sono le seguenti :

- avvezione unidimensionale in campo di flusso stazionaria ed uniforme;
- dispersione idrodinamica tridimensionale [longitudinale (direzione x), laterale (direzione y) e verticale (direzione z)];
- primo ordine di decadimento/degradazione;
- adsorbimento/desorbimento è assunto essere lineare ed istantaneo, così il ritardo è descritto da una costante che rappresenta il rapporto tra le concentrazioni assorbite e disciolte (Kd);
- i prodotti di decadimento viaggiano alla stessa velocità dei loro genitori;
- la soluzione semi-analitica permette un flusso transitorio di massa come input.

Per eseguire la simulazione ho fatto riferimento ad alcuni dati relativi alla discarica di rifiuti misti posta in prossimità dei Sandia National Laboratories, in Albuquerque nel Nuovo Messico. Lo scenario simulato non rappresenta però la situazione reale, a causa della mancanza di tutti i dati necessari. Nel seguito sono riportati i dati presi in considerazione nello studio.

Tabella 4.14– Riassunto dei parametri di input e delle distribuzioni per la zona dei rifiuti.

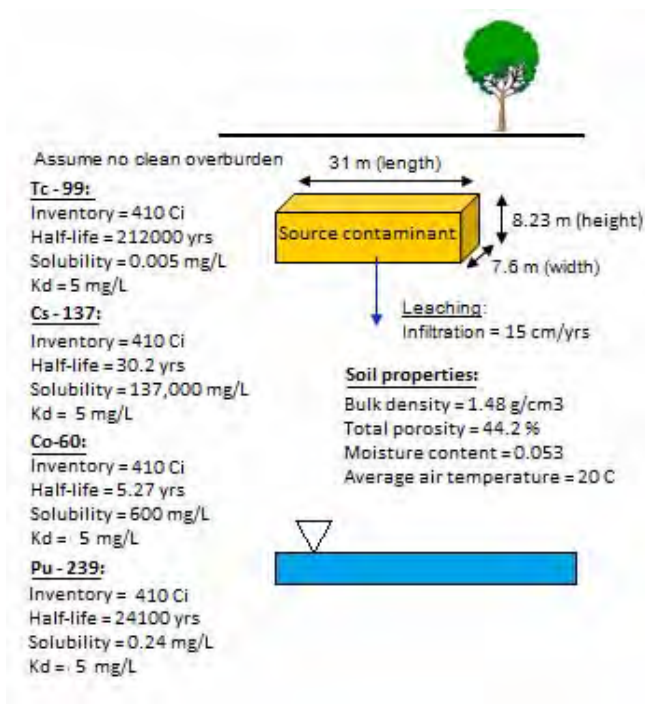
Input Parameter	Value or Distribution	Basis and Comments
Waste-Zone Length [m]	Uniform 3.05 – 131	Minimum value determined by size of individual pit (10'). Maximum value determined by extent of Mixed Waste Landfill.
Waste-Zone Width [m]	Uniform 3.05 – 91.4	Minimum value determined by size of individual pit (10'). Maximum value determined by extent of Mixed Waste Landfill.
Waste-Zone Thickness [m]	Uniform 3.05 – 8.23	The thickness of the waste zone for all constituents except for cadmium is based on the depth of the trenches and pits, which range from 3 – 8 m (10 – 27 feet). The thickness of the cadmium contamination zone is assumed to be equal to 36.6 m (120 feet), which is the maximum simulated penetration depth of the coolant water that may have carried the cadmium (Wolford, 1997).
Thickness of Cover and Clean Overburden [m]	Uniform 0 – 4.88	Minimum value is assumed to be zero due to erosion. ^a Maximum value is based on maximum thickness of the cover at various locations (Peace et al., 2005).



Tabella 4.15 – Riassunto dei parametri di input e delle distribuzioni per la zona vadosa.

Input Parameter	Value or Distribution	Basis and Comments
Thickness of Vadose Zone ^a [m]	Uniform 133 - 148	Thickness of the vadose zone for all constituents except for cadmium is based on measured depths to the water table. The depth to the water table from the surface ranges from 141 – 151 m (461 - 495 feet) (Goering et al., 2002). The range of vadose-zone thicknesses accounts for the waste-zone thickness. For cadmium, the thickness is assumed to be 104 m (461 – 120 = 341 feet).
Infiltration Rate [m/s]	Uniform 1.18×10^{-11} – 6.12×10^{-11}	Minimum value based on infiltration through 2 ft of engineered cover under current climate (Peace and Goering, 2005); maximum value based on two times the current maximum precipitation in a natural analog vegetative cover to account for future climates (Waugh, 1997; Menking et al., 2004).
Saturated Hydraulic Conductivity [cm/day]	Log-Normal Mean log: 1.039 S.D. log: 0.705 Upper bound: 173 Lower bound: 0.38	Peace et al. (2003)
Porosity [-]	Uniform 0.302 – 0.445	Peace and Goering (2005)
Volumetric Moisture Content [-]	Uniform 0.053 – 0.225	Peace and Goering (2005)
Longitudinal dispersivity [m]	0.1 times the travel distance (vadose-zone thickness)	Based on field data reported in Gelhar et al. (1992). This is used in the FRAMES/MEPAS models for liquid transport to the groundwater.
Liquid-Phase Tortuosity Factor [-]	Uniform 0.001 – 1	Lower bound based on formulation of Millington (1959); upper bound is physical limit. This is used in the tritium and PCE models.
Gas-Phase Tortuosity Factor [-]	Uniform 0.1 – 1	Lower bound based on formulation of Millington (1959); upper bound is physical limit. This is used in the tritium and PCE models.

Lo scenario di partenza rappresentato è il seguente :



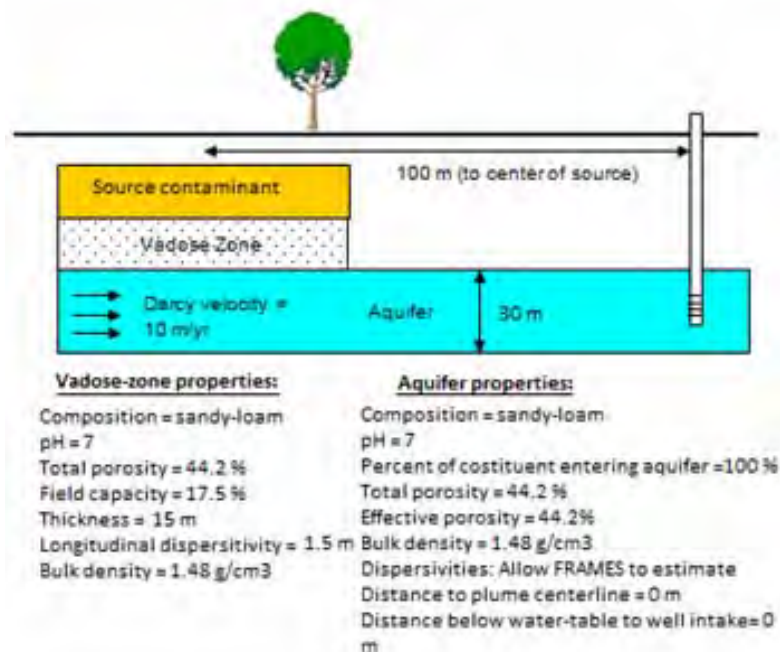


Figura 4.27 – Dati inseriti nei moduli “source-term”, “vadose-zone” ed “aquifer”.

4.1.1 Studio preliminare

Viene simulato nel suolo un rilascio di Cs137, Co60, Tc99 e Pu239. Vengono rilasciati 410 Ci di Cesio-137, Cobalto-60, Plutonio-239 e di Tecnezio 99 attraverso un sito di rifiuti, di lunghezza pari a 31 m, di spessore pari a 8.23 m e di larghezza pari a 7.6 m (Figura 4.6). Si considera un periodo di simulazione di 100 anni e un terreno di tipo sandy-loam (sabbioso limoso). Si ipotizza che gli inquinanti siano sottoposti ai soli processi di lisciviazione e di decadimento, con un tasso di infiltrazione iniziale, posto pari a 15 cm/yr e che tutti e quattro i contaminanti abbiano uno stesso coefficiente di assorbimento, pari a 5 mg/L.

Dalla zona vadosa i costituenti percolano poi nell'insaturo dove viene calcolato il flusso in corrispondenza della superficie freatica. Giunti nell'acquifero, viene calcolata la concentrazione in un pozzo distante 100 m lungo la direzione dell'efflusso del saturo, situato al centro del pennacchio.

Nei grafici 4.1, 4.2, 4.3 4.4 sono riportati l'attività cumulativa (Bq) e il flusso (Bq/yr) immessi nel suolo relativi a ciascun radionuclide. I valori sono ottenuti dal viewer “ WFF Graphical View” del source term module. Dai grafici si evince che per quanto riguarda l'attività (rateo di disintegrazione del radionuclide), l'andamento dei tre radionuclidi è crescente, ma con comportamenti differenti, che dipendono dai diversi periodi di emivita. Infatti l'attività del



plutonio e del tecnezio, dopo il periodo di simulazione di 100 anni, tende ad aumentare, ad indicare che ancora non si sono completamente disintegrato. Per quanto riguarda il cesio l'attività tende ad un valore asintotico, così come il cobalto, il cui comportamento però è osservato fino ad un periodo di simulazione di 35 anni, a causa della sua corta emivita. Per quanto riguarda il flusso di contaminante, per il cesio e il cobalto l'andamento nei grafici è decrescente mentre per il tecnezio e il plutonio ha un andamento costante.

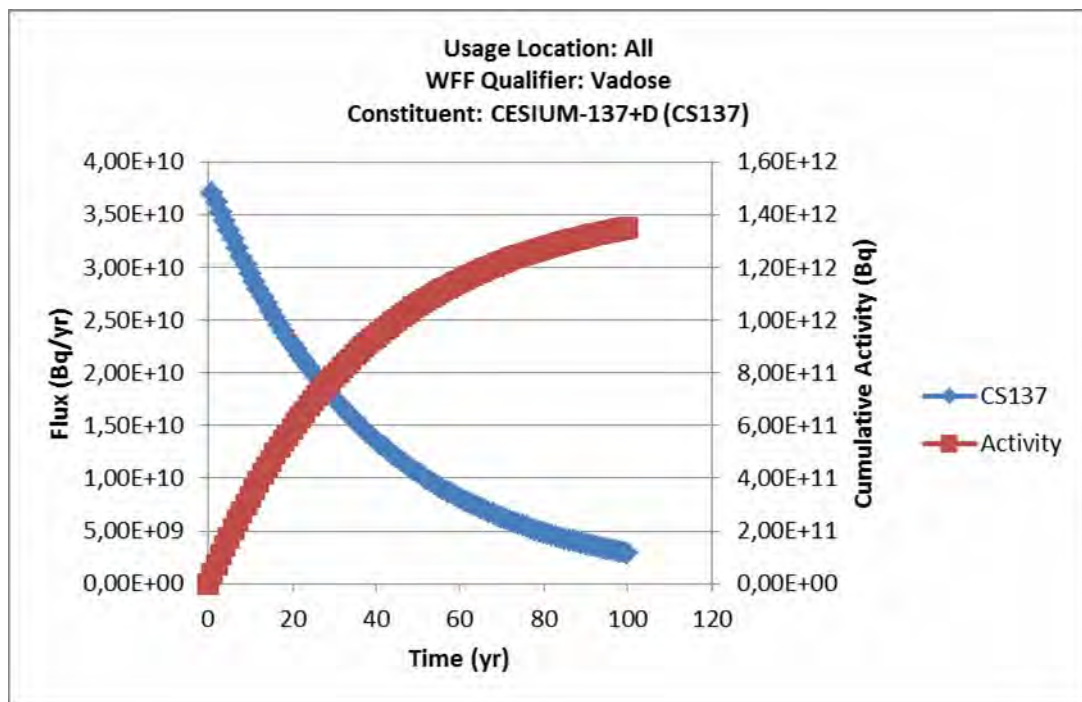


Grafico 4.1 – Flusso ed attività cumulativa di input del Cesio-137.

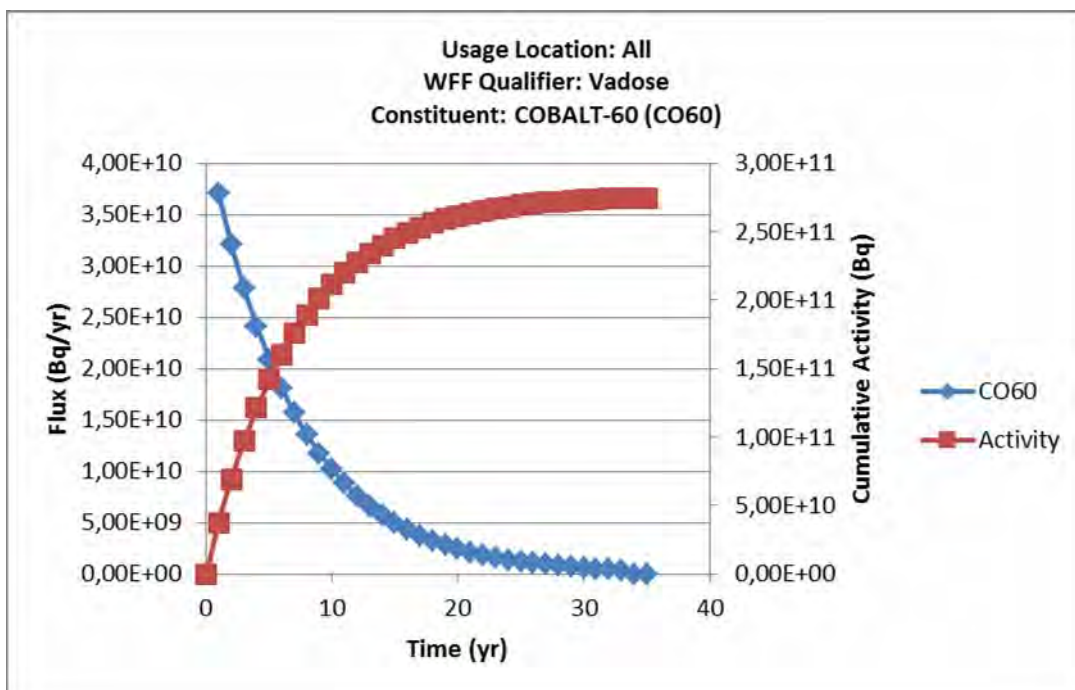


Grafico 4.2 – Flusso ed attività cumulativa di input del Cobalto-60.

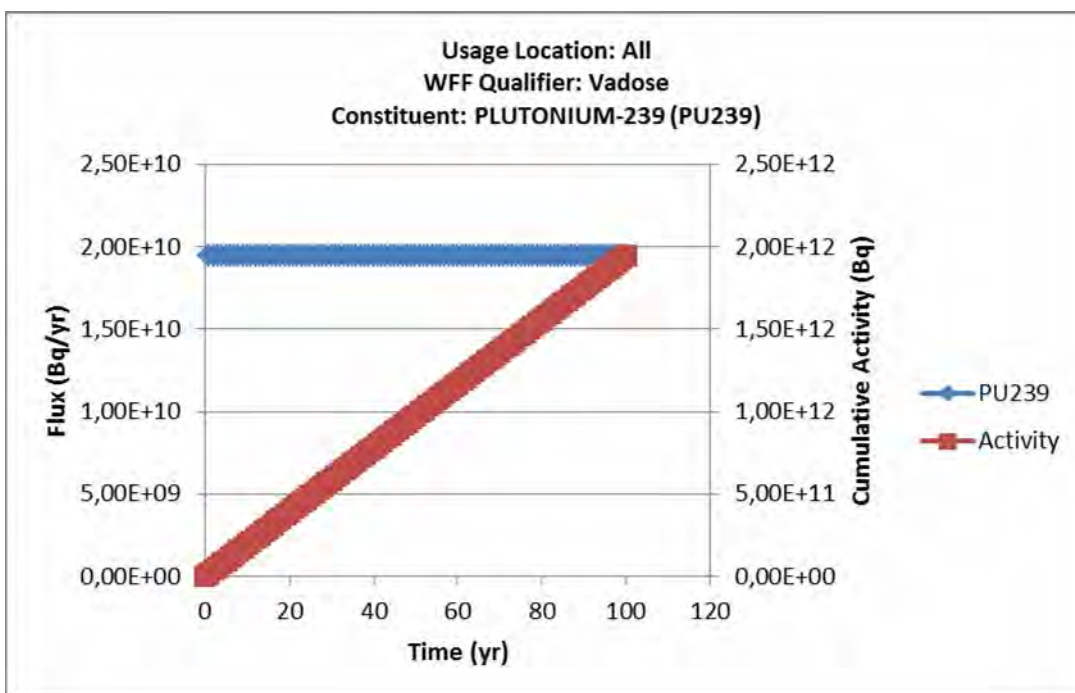


Grafico 4.3 – Flusso ed attività cumulativa di input del Plutonio-239.

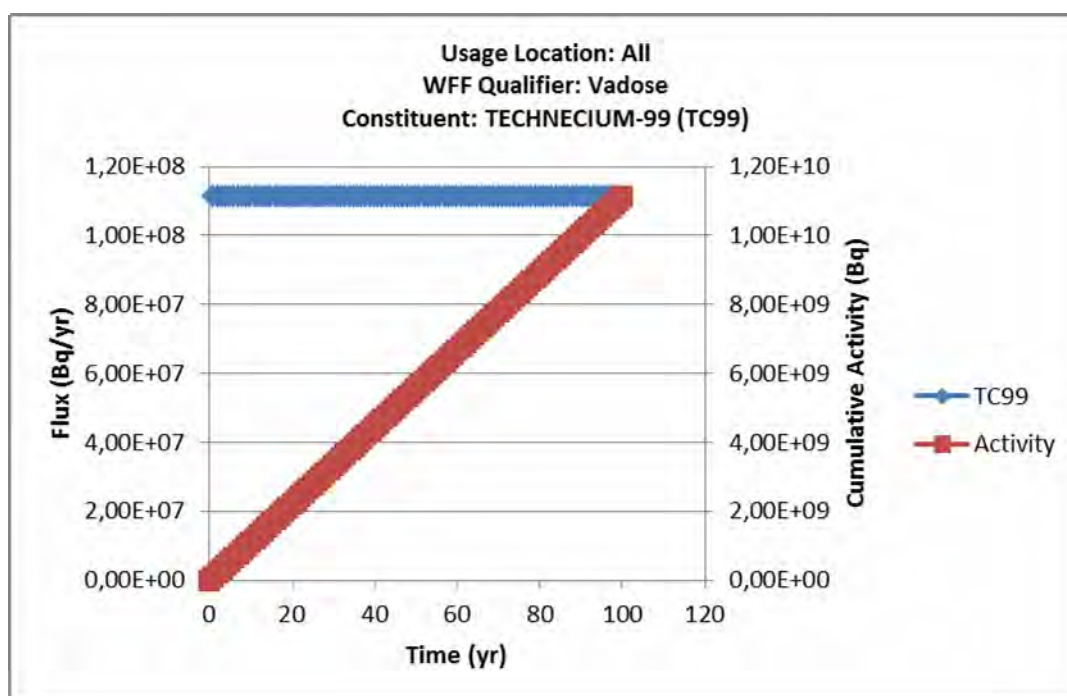


Grafico 4.4 - Flusso ed attività cumulativa di input del Tecnezio-99.

Di seguito sono riportati in percentuale, l'attività cumulativa e il flusso di ciascun nuclide, calcolati all'interfaccia tra la zona vadosa e l'acquifero. I valori sono ottenuti come output del "WFF Graphical View" del vadose zone module. Lo spessore iniziale della zona vadosa è posto pari a 15 m.

L'attività per tutti e quattro i nuclidi, assume un andamento crescente durante il periodo di simulazione e poi, per tempi superiori, tende ad un valore costante.

Per quanto riguarda il flusso, esso assume un andamento a "campana" con dei valori di picco nel periodo successivo a quello di osservazione per tutti e quattro i contaminanti.

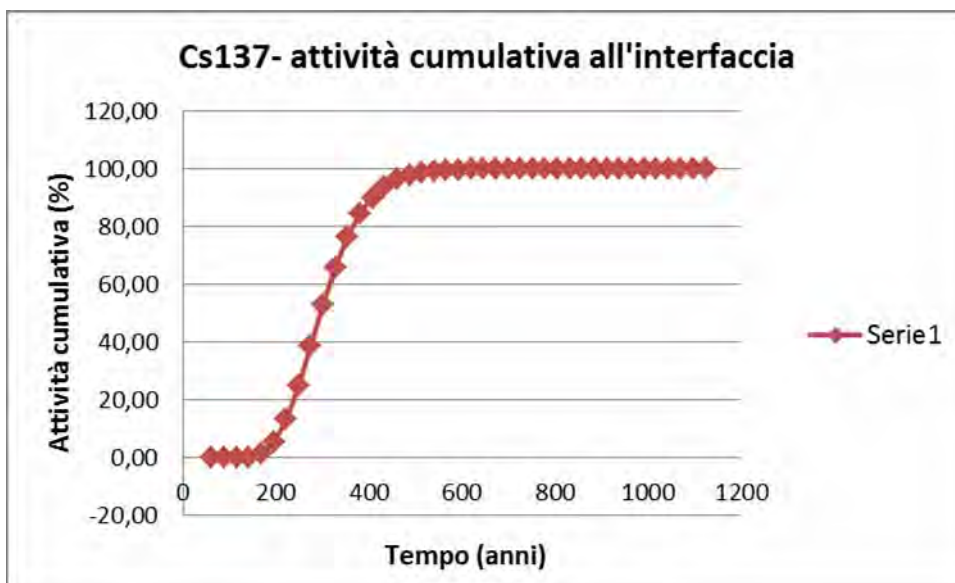


Grafico 4.5 – Attività cumulativa del Cs137 all'interfaccia tra la zona vadosa e quella satura ($sp_{vz} = 15$ m).

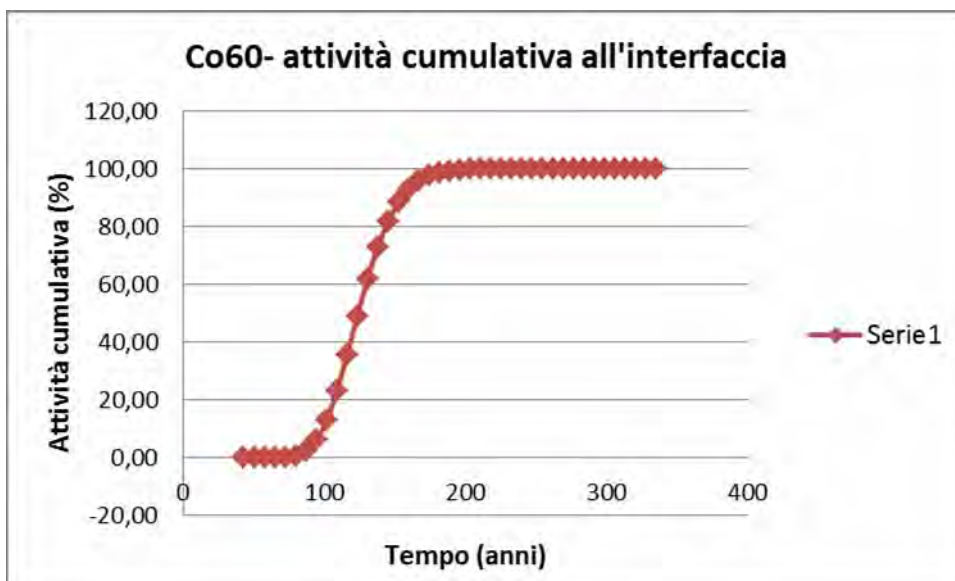


Grafico 4.6 - Attività cumulativa del Co60 all'interfaccia tra la zona vadosa e quella satura ($sp_{vz} = 15$ m).

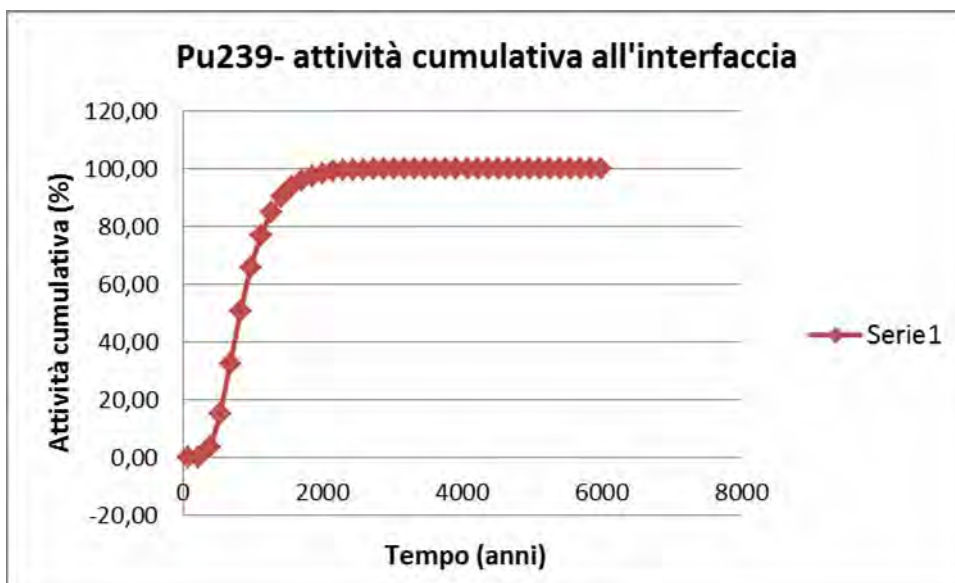


Grafico 4.7 - Attività cumulativa del Pu239 all'interfaccia tra la zona vadosa e quella satura ($sp_{vz} = 15$ m).

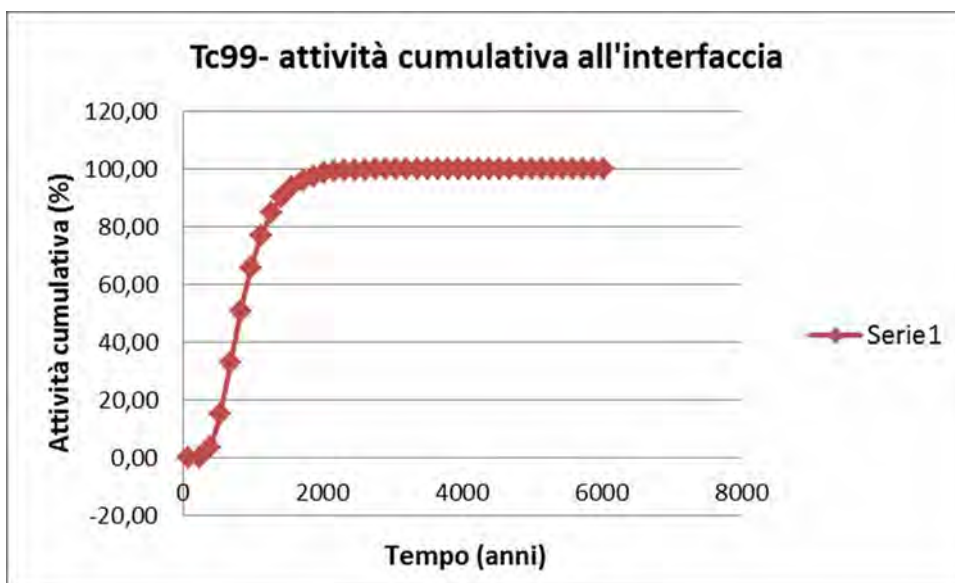


Grafico 4.8 - Attività cumulativa del Tc99 all'interfaccia tra la zona vadosa e quella satura ($sp_{vz} = 15$ m).

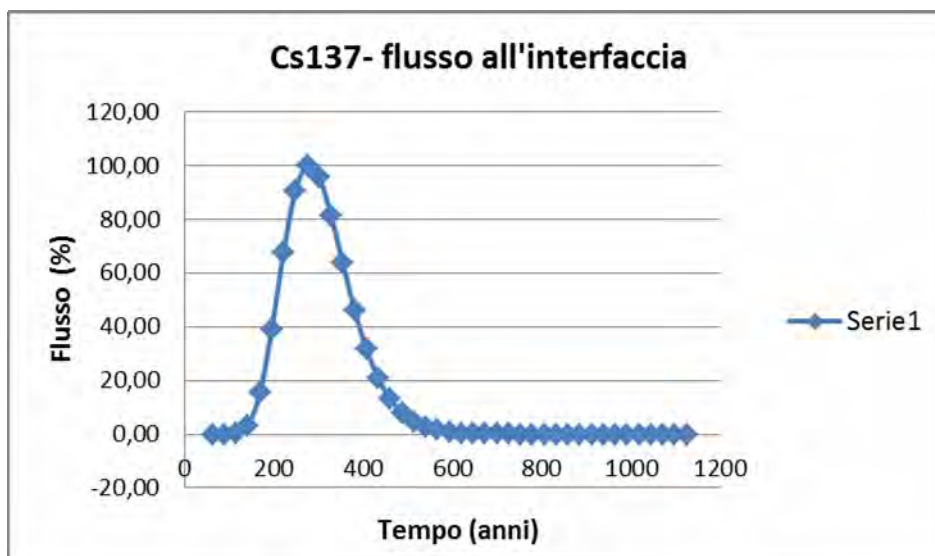


Grafico 4.9 – Flusso del Cs137 all'interfaccia tra la zona vadosa e quella satura ($sp_{vz} = 15$ m).

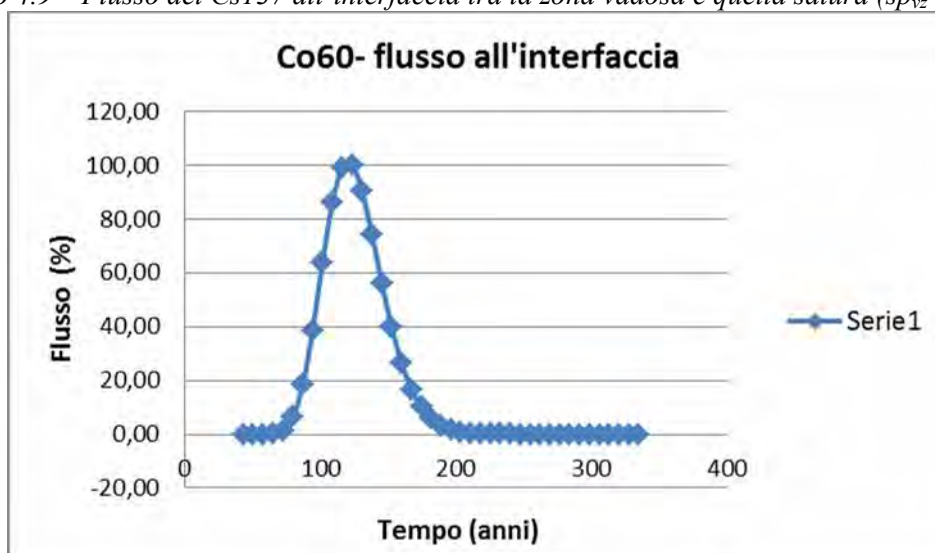


Grafico 4.10 - Flusso del Co60 all'interfaccia tra la zona vadosa e quella satura ($sp_{vz} = 15$ m).

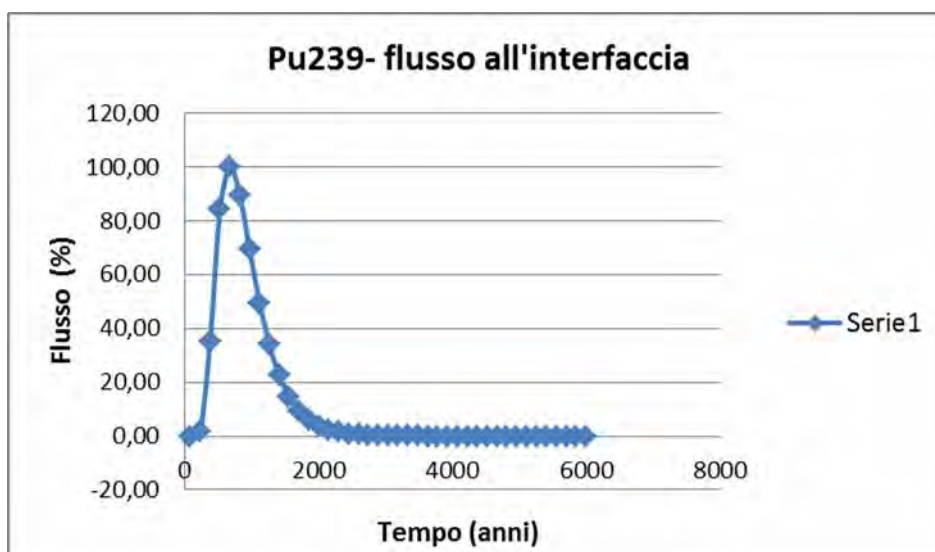




Grafico 4.11 - Flusso del Pu239 all'interfaccia tra la zona vadosa e quella satura ($sp_{vz} = 15$ m).

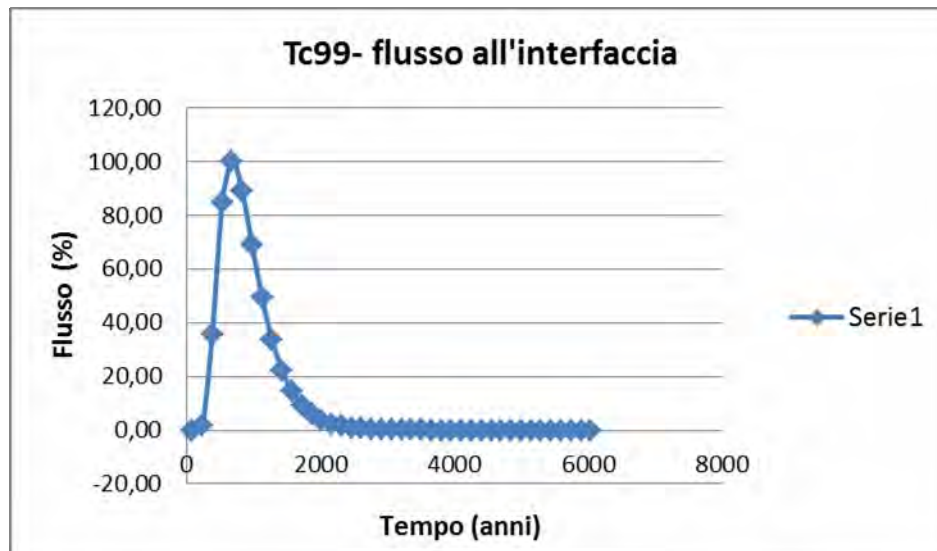


Grafico 4.12 - Flusso del Tc99 all'interfaccia tra la zona vadosa e quella satura ($sp_{vz} = 15$ m).

Nei grafici 4.13, 4.14, 4.15, 4.16 è riportata la concentrazione in Bq/l dei contaminanti in uscita dalla zona vadosa, ottenuti dividendo il flusso contaminante all'interfaccia di ciascun radionuclide ed il flusso d'acqua (ricavato come valore di output dal "WFF Text View" del vadose zone). L'andamento della concentrazione è pressoché uguale a quello del flusso visto in precedenza. I valori delle concentrazioni sono elevate nel caso del plutonio, mentre sono molto basse nel caso del cobalto.

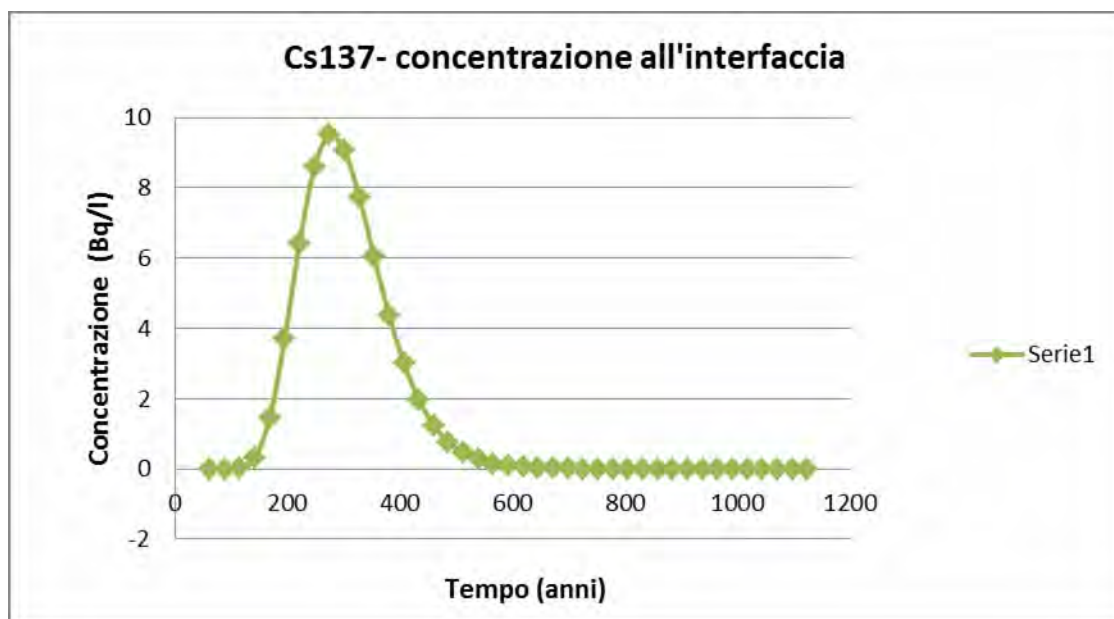


Grafico 4.13 – Concentrazione del Cs137 all'interfaccia tra la zona vadosa e quella satura ($sp_{vz} = 15$ m).

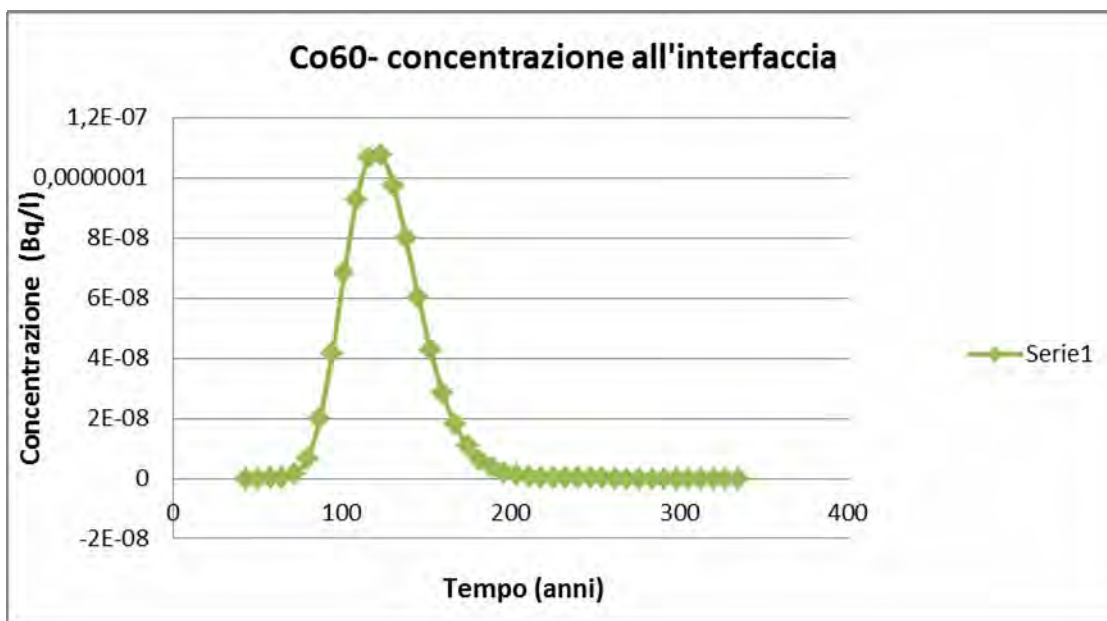


Grafico 4.14 - Concentrazione del Co60 all'interfaccia tra la zona vadosa e quella satura ($sp_{vz} = 15$ m).

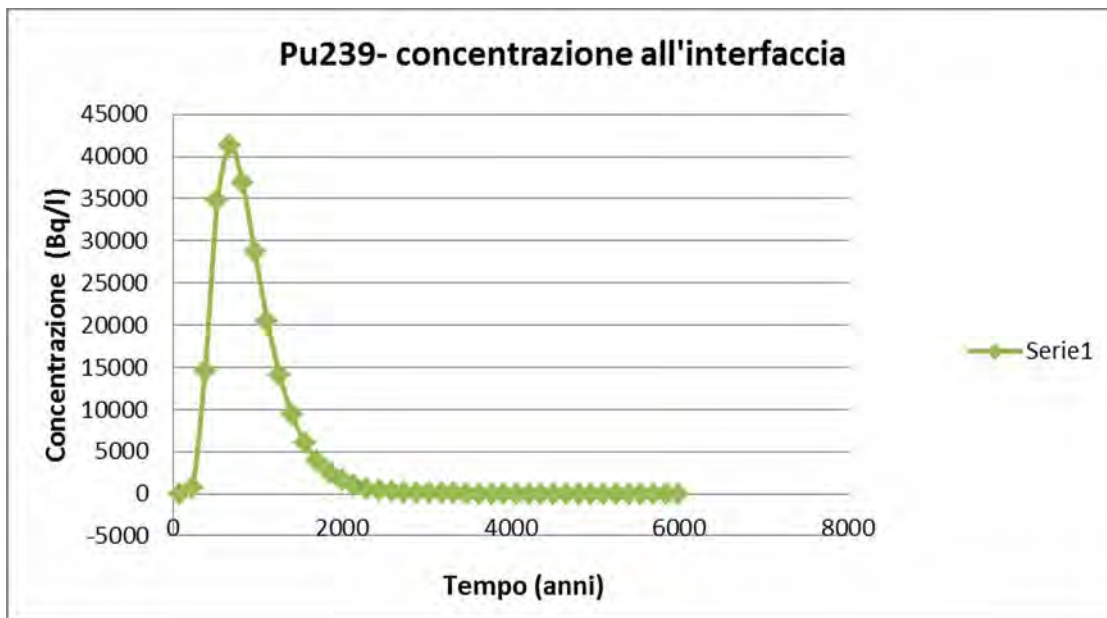


Grafico 4.15 - Concentrazione del Pu239 all'interfaccia tra la zona vadosa e quella satura ($sp_{vz} = 15$ m).

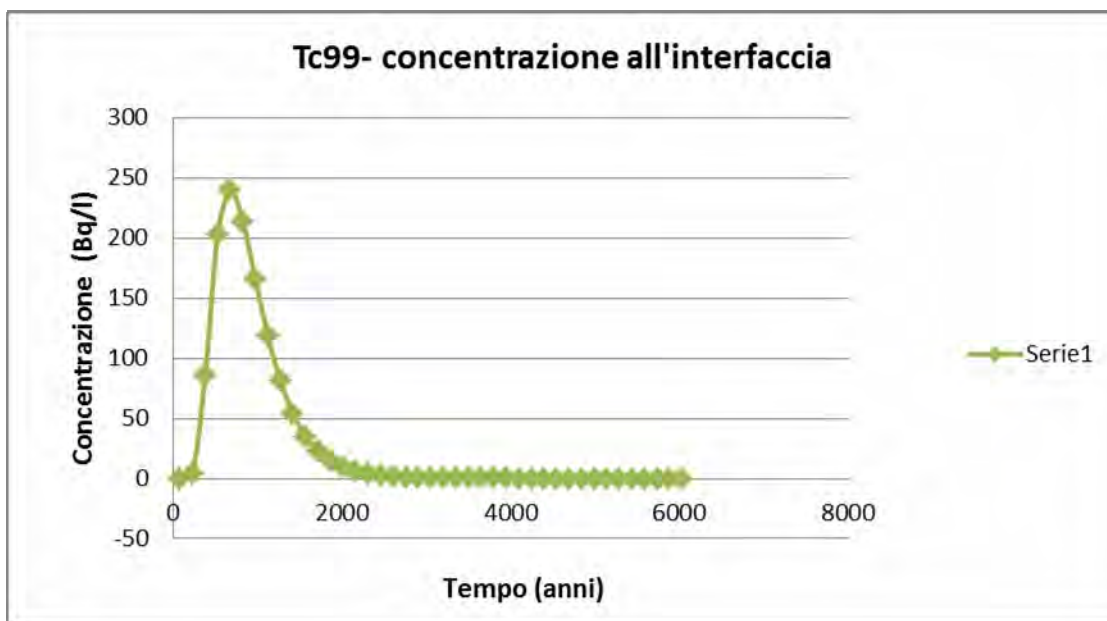


Grafico 4.16 - Concentrazione del Tc99 all'interfaccia tra la zona vadosa e quella satura ($sp_{vz} = 15$ m).

Come già detto in precedenza, i nuclidi si spostano poi dalla zona vadosa all'acquifero, dove è posto un pozzo di prelievo a 100 m dal punto di immissione della fonte contaminante. Lo spessore dell'acquifero è stato posto pari a 30 m e la velocità di Darcy pari a 10 m/yr. Nei grafici che seguono è riportata la concentrazione di ciascun radionuclide in corrispondenza del punto di prelievo. Per i nuclidi considerati, ad eccezione del cobalto, il punto di massima concentrazione si verifica nel periodo successivo ai 100 anni.

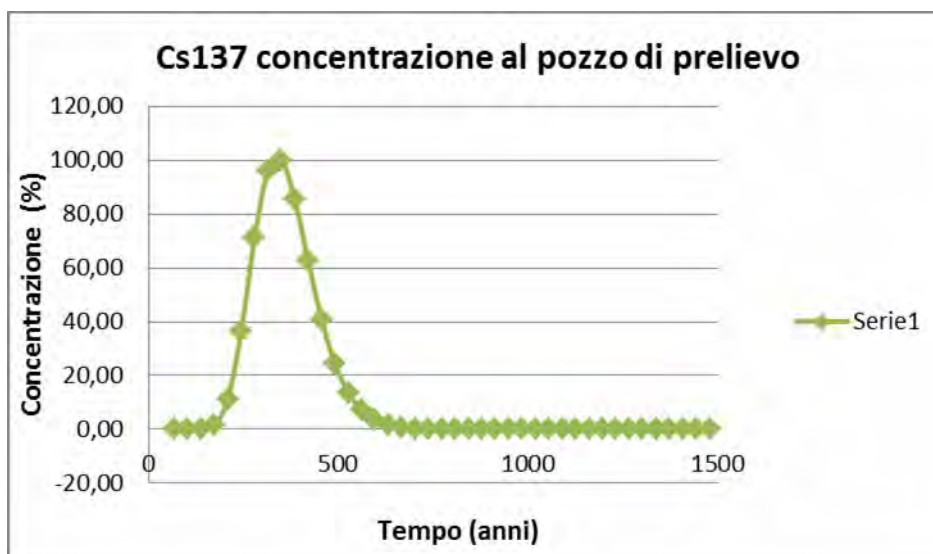


Grafico 4.17 - Concentrazione del Cs137 al pozzo di prelievo ($d = 100$ m dal punto di immissione).

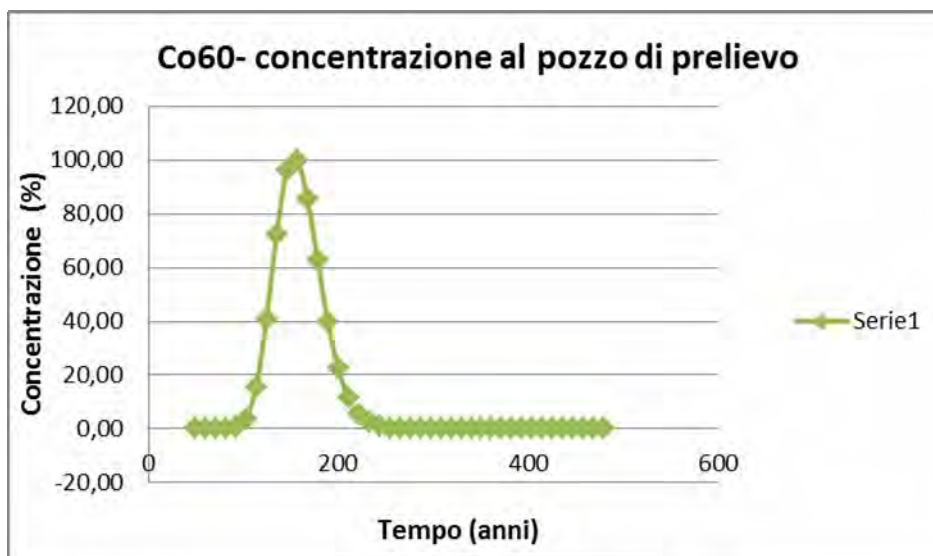


Grafico 4.18 - Concentrazione del Co60 al pozzo di prelievo ($d=100$ m dal punto di immissione).

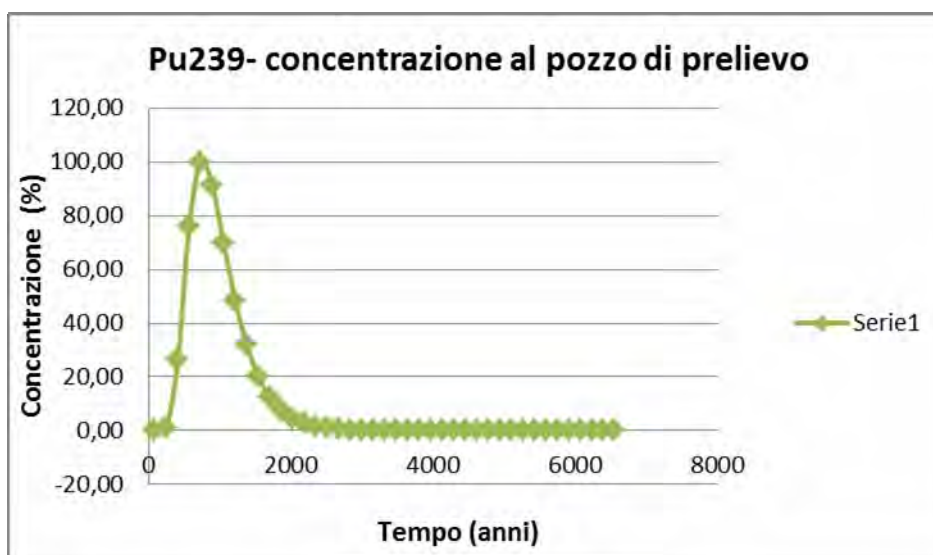


Grafico 4.19 - Concentrazione del Pu239 al pozzo di prelievo ($d=100$ m dal punto di immissione).

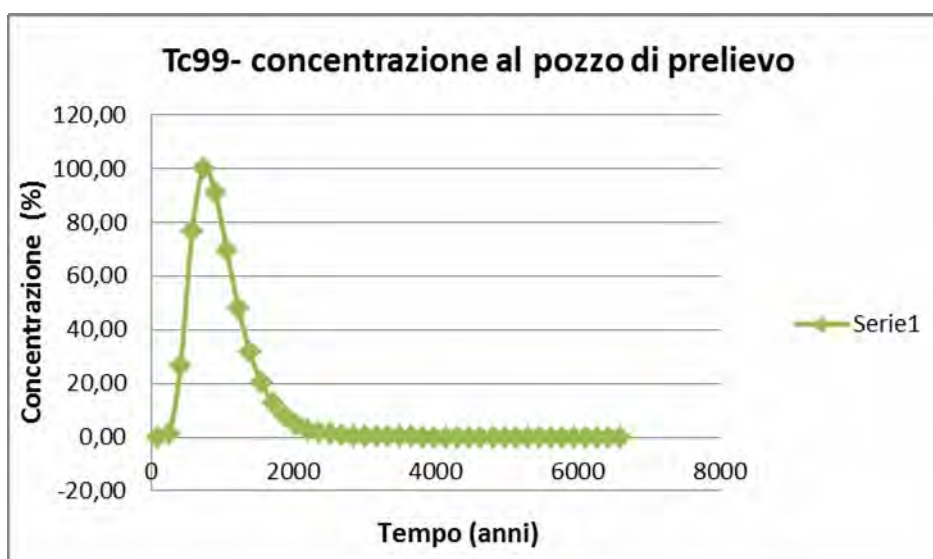


Grafico 4.20 - Concentrazione del Tc99 al pozzo di prelievo ($d=100$ m dal punto di immissione).

4.1.2 Studio parametrico

A questo punto è stato eseguito un studio parametrico per valutare l'influenza che la variazione dei vari parametri di input hanno sui flussi e sulle attività all'interfaccia e quindi sulla velocità con cui si sposta la contaminazione nella zona insatura, ma anche sulle concentrazioni massime nell'acquifero in corrispondenza del punto di prelievo.

Per quanto riguarda la zona vadosa sono stati fatti variare i seguenti parametri: lo spessore, il K_d e la classe di suolo. Mentre per quanto riguarda l'acquifero i parametri variabili sono: la distanza dal punto di prelievo, la classe di suolo, la velocità di Darcy e il K_d .

4.1.2.1 Zona vadosa : spessore

Lo scenario di partenza è quello rappresentato in Figura 4.6, si fa però variare lo spessore della zona vadosa da un valore minimo di 5 m ad uno massimo di 30 m. Nelle tabelle 4.3, 4.4, 4.5, 4.6 sono riportati i valori dello spessore in funzione dell'istante in cui l'attività assume un valore asintotico per ciascun contaminante. Dalle tabelle si evince che con l'aumentare dello spessore, aumenta il tempo di raggiungimento dell'attività, quindi più grande è lo spessore maggiore è il tempo che impiega il contaminante a raggiungere l'acquifero e l'eventuale punto di prelievo.

In generale se si effettua un'analisi di rischio riguardo ai terreni (volatilizzazione da suolo superficiale e/o profondo) risulta maggiormente conservativo considerare uno spessore di terreno elevato. Quando la via della migrazione principale è la volatilizzazione da falda e/o la lisciviazione in falda (come nell'esempio simulato) è più conservativo un valore minimo.



Tabella 4.16 – Cs137: istante in cui inizia il pianerottolo dell'attività cumulativa all'interfaccia in funzione dello spessore della zona vadosa.

Spessore VZ (m)	Tempo (anni)
5	371.1138
10	496.9334
15	566.1855
20	648.3688
25	694.9294
30	735.648

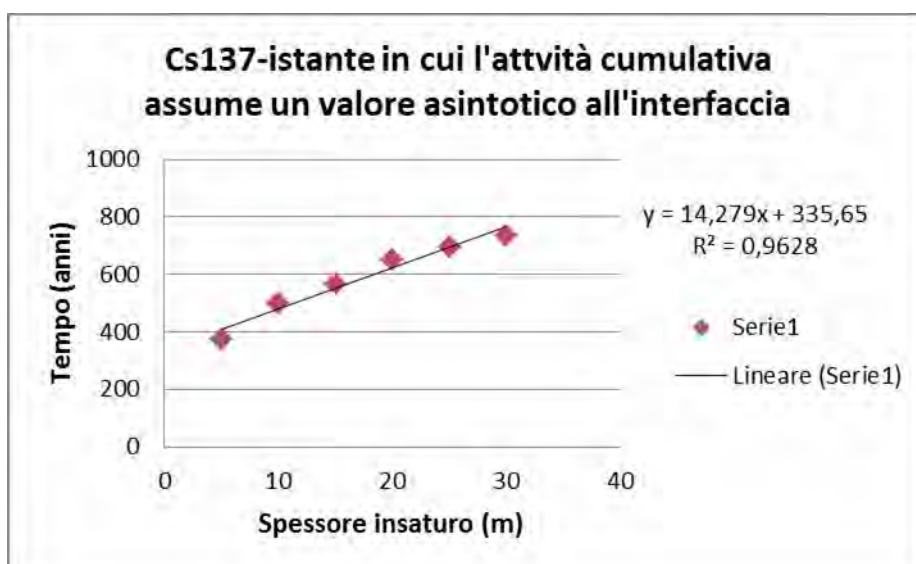


Tabella 4.17 – Co60: istante in cui inizia il pianerottolo dell'attività cumulativa all'interfaccia in funzione dello spessore della zona vadosa.

Spessore VZ (m)	Tempo (anni)
5	128.076
10	165.6233
15	196.2633
20	216.0608
25	241.4357
30	257.256

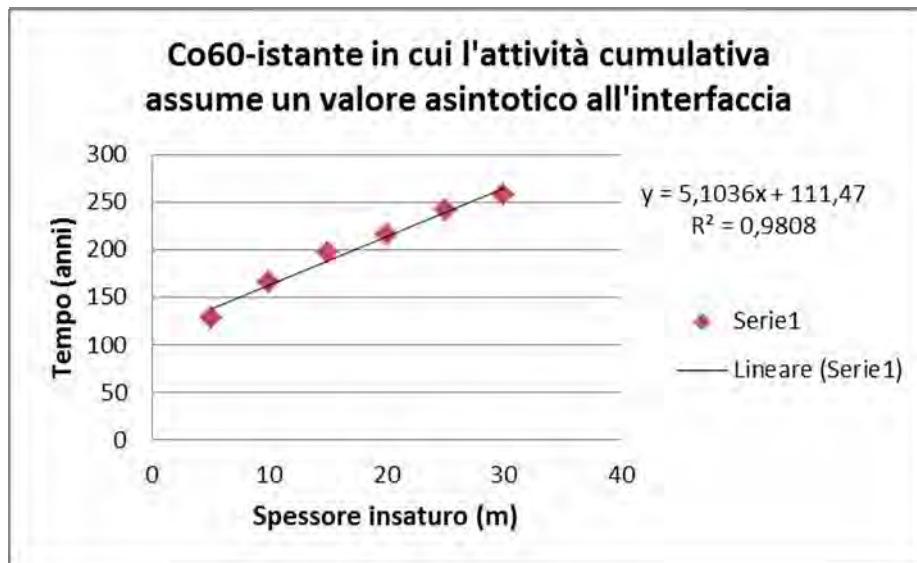


Tabella 4.18 – Pu239: istante in cui inizia il pianerottolo dell'attività cumulativa all'interfaccia in funzione dello spessore della zona vadosa.

Spessore VZ (m)	Tempo (anni)
5	869.2576
10	1658.998
15	2444.763
20	3226.592
25	4004.522
30	4834.798

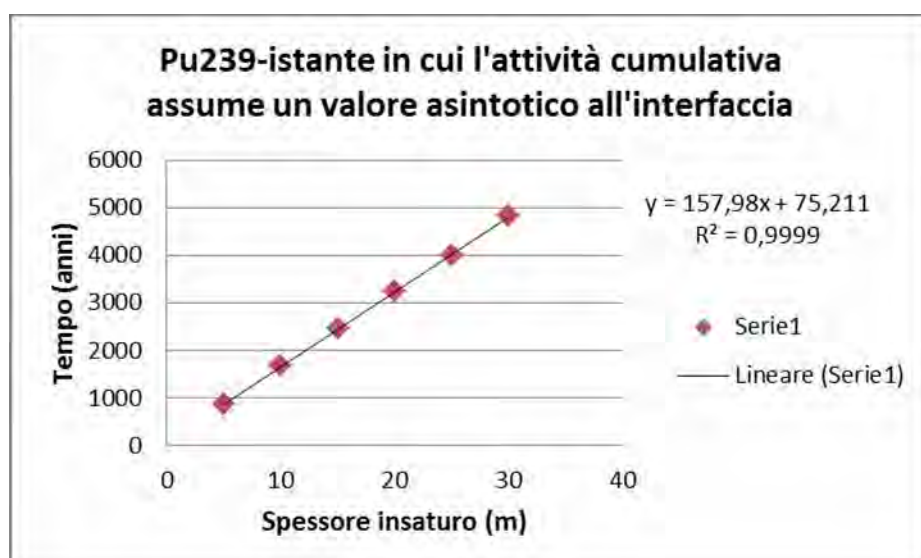
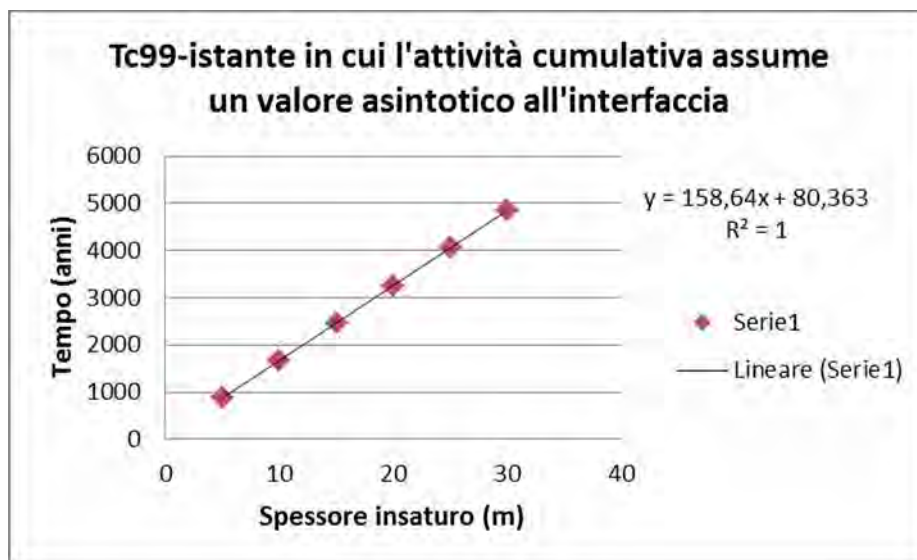




Tabella 4.19 – Tc99: istante in cui inizia il pianerottolo dell'attività cumulativa all'interfaccia in funzione dello spessore della zona vadosa..

Spessore VZ (m)	Tempo (anni)
5	871.2495
10	1666.516
15	2461.314
20	3255.65
25	4049.528
30	4834.903



Nel grafico 4.21 sono riportati complessivamente gli andamenti, di tutti i radionuclidi considerati, degli istanti in cui al variare dello spessore l'attività assume un valore asintotico. Si nota che l'andamento per ciascuno contaminante è pressoché lineare, probabilmente dovuto al fatto che nello scenario di partenza ho considerato un coefficiente di ripartizione basso e che quindi la matrice del contaminante in soluzione acquosa è maggiore rispetto a quella adsorbita dal suolo. In particolare l'andamento del plutonio e del tecnezio sono sovrapponibili, perché hanno dei tempi di decadimento elevati, nettamente superiori rispetto a quelli del cesio e del cobalto.

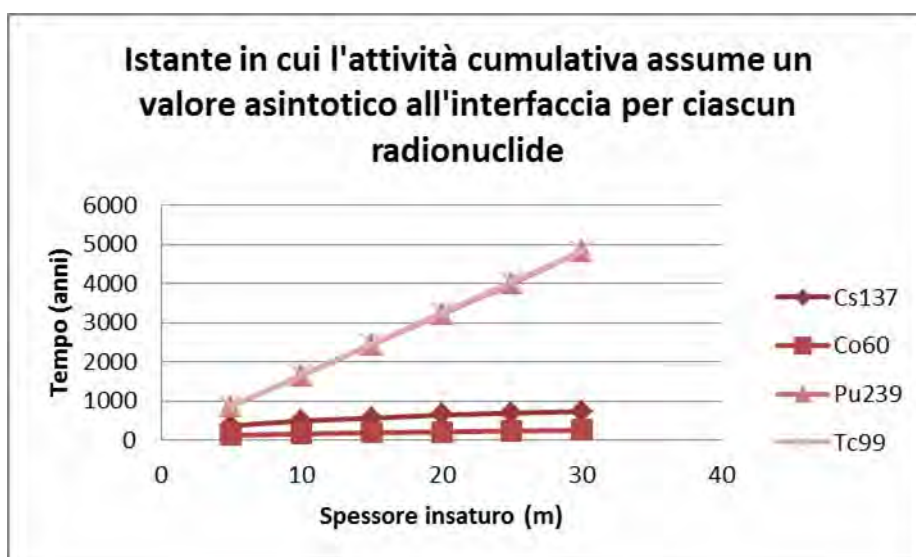


Grafico 4.21 – Istante in cui l'attività cumulativa assume un valore asintotico all'interfaccia in funzione dello spessore della zona vadosa per ciascun radionuclide.

Nelle tabelle 4.7, 4.8, 4.9 e 4.10 sono riportati i valori dello spessore in funzione dell'istante in cui si verifica il flusso massimo per ciascun radionuclide. Anche in questo caso si verifica che con l'aumentare dello spessore, aumenta l'istante in cui all'interfaccia tra zona vadosa ed acquifero, passa il flusso massimo. Per il cesio, il plutonio e il tecnezio il flusso massimo si verifica, per ogni spessore, nel periodo successivo a quello di simulazione, per il cobalto invece, solo per spessori superiori ai 10 m.

Tabella 4.20 - Cs137: istante di massimo flusso in funzione dello spessore della zona vadosa.

Spessore VZ (m)	Tempo (anni)
5	158.1534
10	234.1425
15	273.9749
20	334.9666
25	364.7573
30	391.472

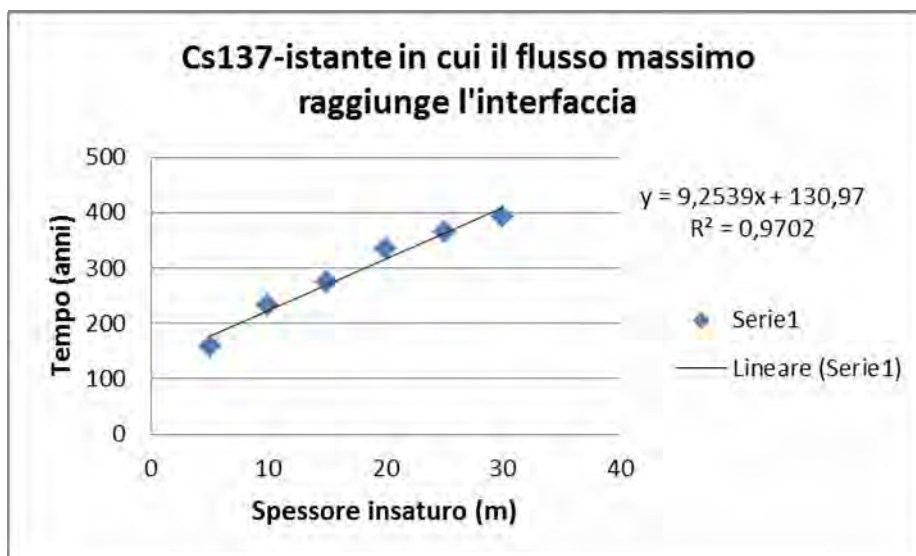


Tabella 4.21 - Co60: istante di massimo flusso all'interfaccia in funzione dello spessore della zona vadosa.

Spessore VZ (m)	Tempo (anni)
5	70.01094
10	98.51762
15	123.2998
20	138.6202
25	152.2017
30	172.9788

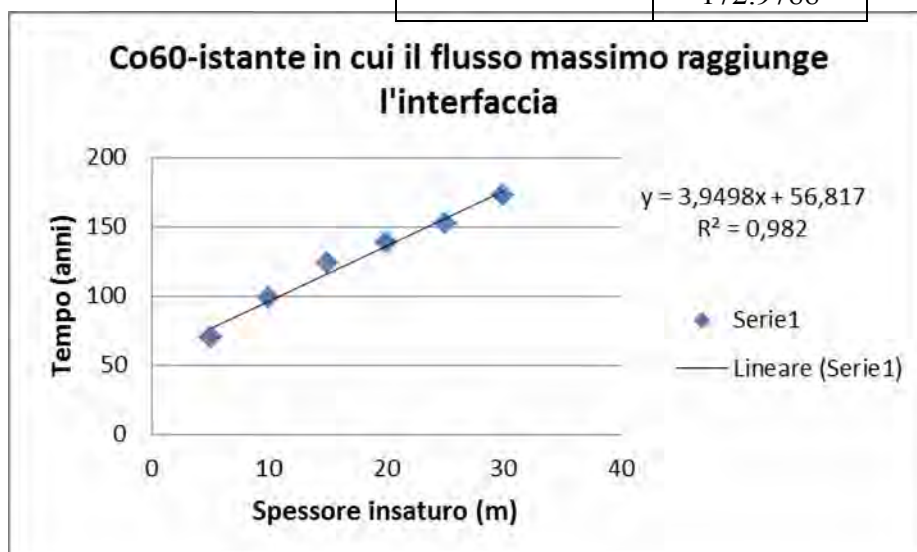




Tabella 4.22 – Pu239: istante di massimo flusso all'interfaccia in funzione dello spessore della zona vadosa.

Spessore VZ (m)	Tempo (anni)
5	236.5542
10	454.2351
15	670.9299
20	886.636
25	1101.36
30	1390.664

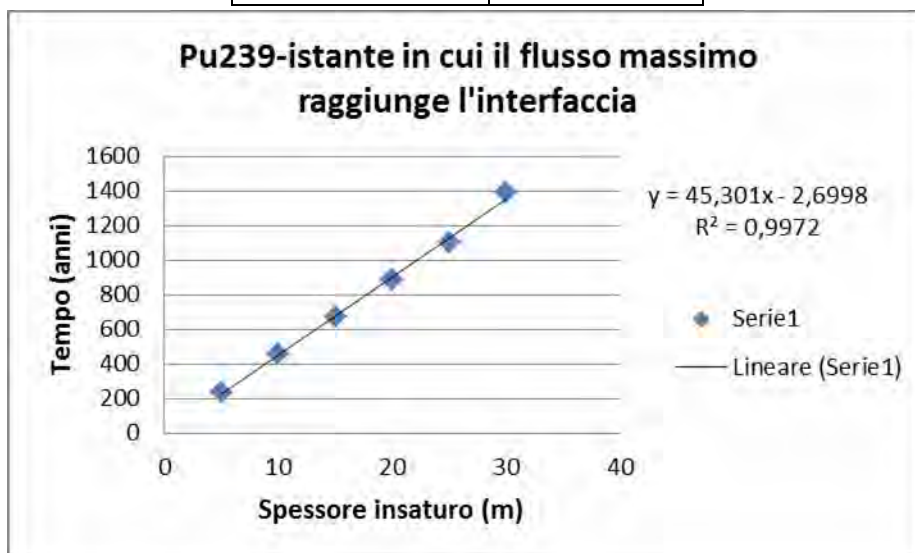
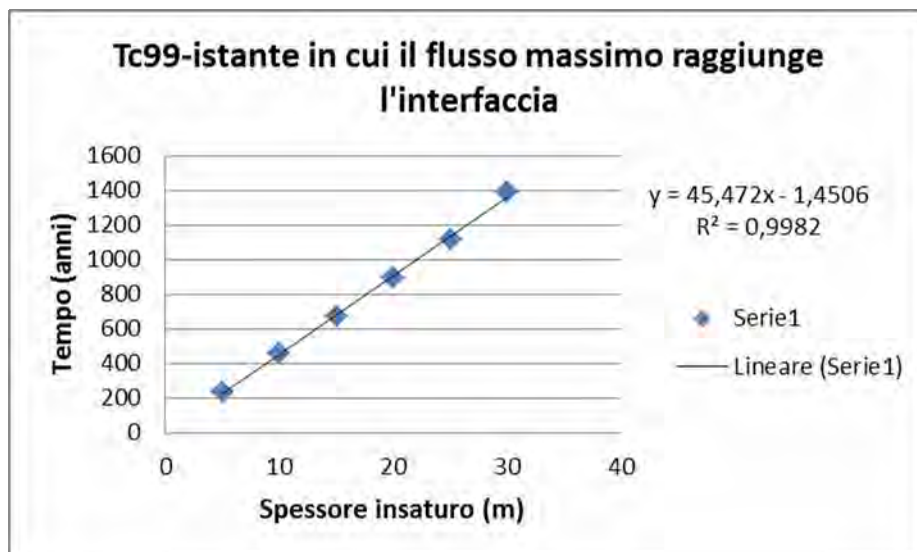


Tabella 4.23 – Tc99: istante di massimo flusso all'interfaccia in funzione dello spessore della zona vadosa.

Spessore VZ (m)	Tempo (anni)
5	237.0562
10	456.1311
15	675.1051
20	893.9672
25	1112.716



30	1390.839
----	----------



Nel grafico 4.22 sono riportati complessivamente gli andamenti, di tutti i radionuclidi considerati, degli istanti in cui al variare dello spessore si raggiunge il massimo flusso. Anche in questo caso l'andamento è pressoché lineare.

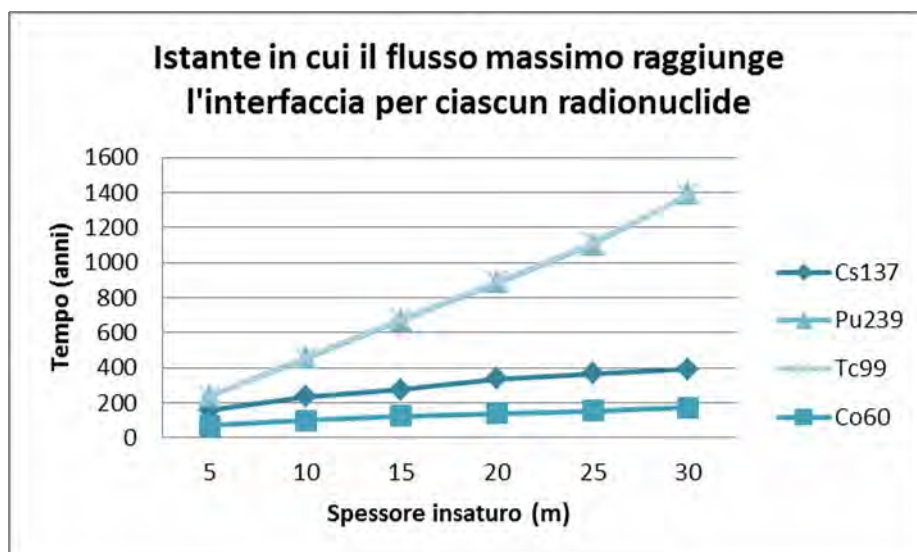




Grafico 4.22 – Istante in cui il flusso massimo, al variare dello spessore, raggiunge l'interfaccia per ciascun radionuclide.

4.1.2.2 Zona vadosa : coefficiente di partizione o distribuzione (Kd)

Lo scenario di partenza è sempre quello rappresentato in Figura 4.6, quindi lo spessore della zona vadosa è stato posto pari a 15 m con un tasso di infiltrazione iniziale di 15 cm/yr. A questo punto ho fatto variare il valore del Kd da un valore minimo di 1 ad un max di 50 mg/L. Nelle tabelle 4.11, 4.12, 4.13, 4.14 sono riportati i valori del Kd in funzione dell'istante in cui si verifica l'attività massima per ciascun contaminante.

Il Kd è un parametro molto importante per stimare l'adsorbimento di contaminanti disciolti in contatto con il suolo. Come tipicamente utilizzato nei calcoli sul destino e sul trasporto di contaminanti, il Kd è definito come il rapporto tra la concentrazione del contaminante nel suolo e nella soluzione acquosa che lo circonda quando il sistema è in equilibrio. Pertanto, per i calcoli di un sito specifico, i valori del Kd misurati nelle condizioni specifiche del sito sono assolutamente essenziali. Ad esempio la stima più conservativa sulla migrazione dei contaminanti attraverso il sottosuolo naturale è di assumere che il terreno ha poca o nessuna capacità di rallentare (ritardare) il movimento del contaminante (un valore minimo di Kd). Di conseguenza il contaminante potrebbe migrare nella direzione e, per un Kd pari a 0, alla stessa velocità dell'acqua. Tale ipotesi potrebbe essere appropriata per alcuni contaminanti quali il trizio, ma potrebbe essere troppo conservativa per altri contaminanti, come ad esempio il torio o il plutonio che reagiscono fortemente con i terreni e possono migrare da 10^2 a 10^6 volte più lentamente rispetto all'acqua. Infatti ponendo un Kd uguale a 0 avremo assenza di accumulo nell'insaturo; cioè i contaminanti entrano ed escono dall'insaturo per percolazione (flusso costante e attività cumulativa lineare). Aumentando il Kd, si evidenzia la presenza di accumulo e un ritardo nel raggiungimento del massimo flusso all'interfaccia. Variando il Kd varia quindi anche il fattore di ritardo. Se il fattore di ritardo aumenta, il contaminante ha più tempo per decadere e diminuisce la concentrazione presso il punto di prelievo, ma contemporaneamente aumenta "l'hold up" nella matrice porosa. Se si vuole effettuare un'analisi di rischio che riguarda il prelievo di acqua dai pozzi, risulta conservativo assumere bassi valori di Kd, perché una quota maggiore di radioattività giunge ai recettori. Se invece si vuole esaminare, ad esempio, il caso di ingestione di terreno contaminato, risulta conservativo assumere valori alti di Kd, poiché ciò significa che il nuclide tende a rimanere adsorbito sui grani di terra che vengono introdotti nell'organismo.



Dalle tabelle si evince che con l'aumentare del K_d aumenta il tempo impiegato dall'attività a raggiungere un valore asintotico all'interfaccia per tutti i radionuclidi. Nel caso del plutonio e del tecnezio per $K_d > 30$ mg/L l'attività asintotica si verifica per tempi superiori ai 10000 perché come accennato in precedenza, il plutonio e anche il tecnezio reagiscono fortemente con il suolo e con l'aumentare del K_d , aumenta la matrice di contaminante adsorbita dal suolo e ciò comporta un maggiore accumulo nella zona vadosa e un forte ritardo nel passaggio del radionuclide all'acquifero.

Tabella 4.24 – Cs137: istante in cui inizia il pianerottolo dell'attività cumulativa all'interfaccia in funzione del K_d della zona vadosa.

K_d (mg/L)	Tempo (anni)
1	300.5101
5	566.1855
10	730.1575
15	861.8493
20	943.9319
25	1052.953
30	1118.047
35	1177.423
40	1232.361
45	1326.784
50	1376.184

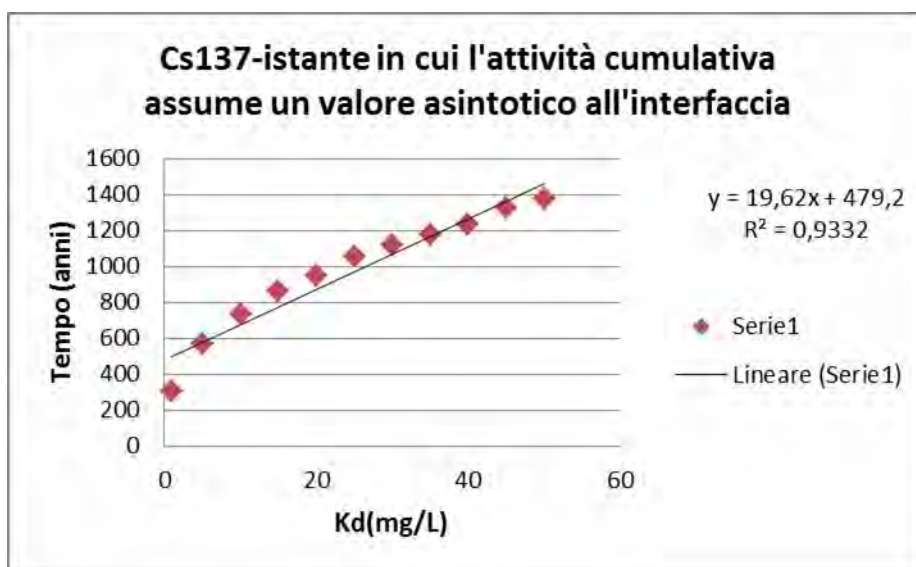


Tabella 4.25 – Co60: : istante in cui inizia il pianerottolo dell'attività cumulativa all'interfaccia in funzione del K_d della zona vadosa.



Kd (mg/L)	Tempo (anni)
1	115.441
5	196.2633
10	254.902
15	302.9825
20	336.2388
25	365.4217
30	402.2886
35	426.7871
40	449.5389
45	470.8681
50	491.0094

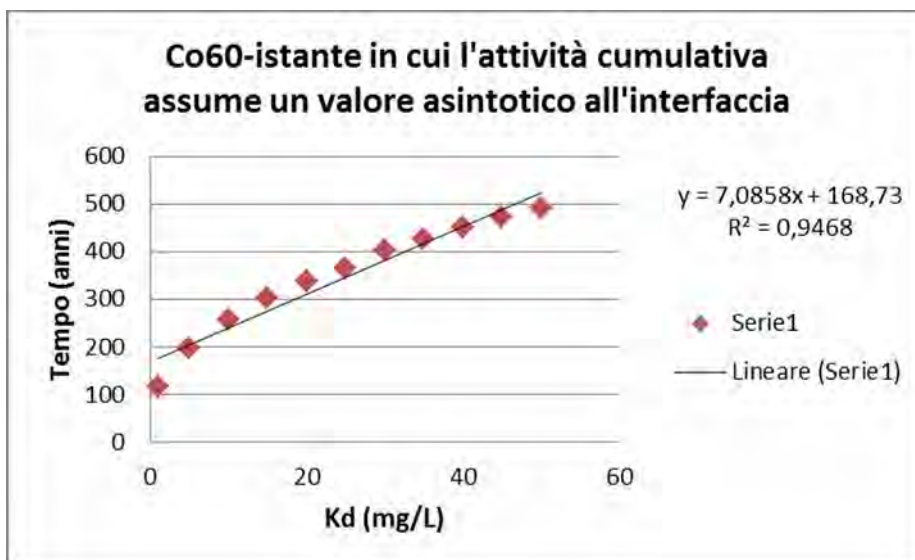


Tabella 4.26 – Pu239: istante in cui inizia il pianerottolo dell'attività cumulativa all'interfaccia in funzione del Kd della zona vadosa.

Kd (mg/L)	Tempo (anni)
1	586.9533
5	2444.763
10	4586.58
15	6826.544
20	8547.378
25	9520.291
30	9762.56
35	10001
40	10001
45	10001



50	10001
----	-------

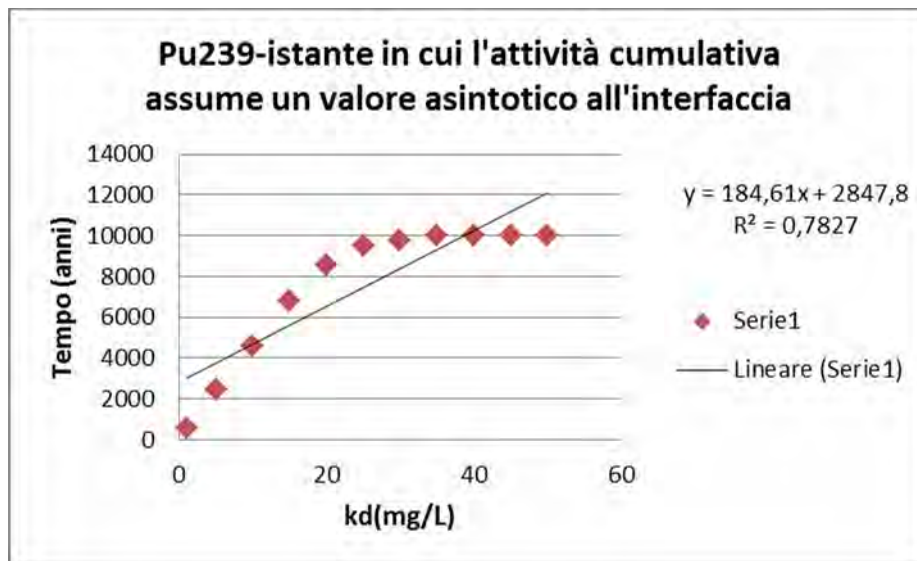
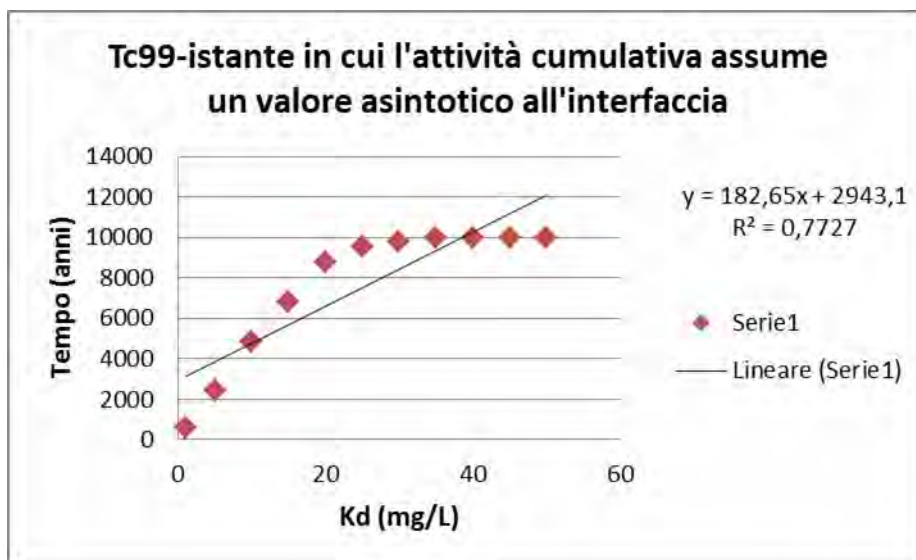


Tabella 4.27 – Tc99: istante in cui inizia il pianerottolo dell'attività cumulativa all'interfaccia in funzione del Kd della zona vadosa.

Kd (mg/L)	Tempo (anni)
1	587.8056
5	2461.314
10	4832.792
15	6826.684
20	8789.742
25	9520.35
30	9762.602
35	10001
40	10001
45	10001
50	10001



Nel grafico 4.23 sono riportati complessivamente gli andamenti, di tutti i radionuclidi considerati, degli istanti in cui al variare del Kd l'attività assume un valore asintotico. Ho considerato fino al $K_d = 35$ mg/L. Si nota ancora come il comportamento del cesio e del cobalto differisca notevolmente da quello del plutonio e del tecnezio a causa della forte differenza nei tempi di decadimento.

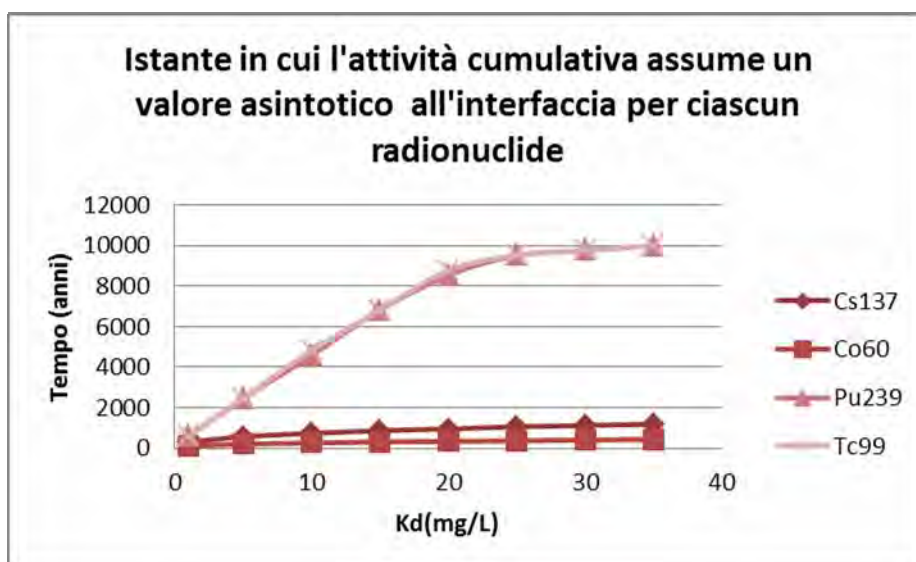


Grafico 4.23 - Istante in cui l'attività cumulativa assume un valore asintotico all'interfaccia in funzione del K_d della zona vadosa per ciascun radionuclide.

Nelle tabelle 4.15, 4.16, 4.17 e 4.18 sono riportati i valori del K_d in funzione dell'istante in cui all'interfaccia si verifica il flusso massimo per ciascun radionuclide all'interfaccia. Anche in



questo caso si verifica che con l'aumentare del K_d , aumenta l'istante in cui all'interfaccia tra zona vadosa ed acquifero, passa il flusso massimo, in maniera abbastanza lineare. Nel caso del plutonio e del tecnezio si nota che aumentando il K_d , soprattutto da 1 a 20 mg/L aumenta di molto il tempo di ritardo, ad evidenziare proprio il fatto che questi due elementi vengono fortemente assorbiti dal suolo.

Tabella 4.28 – Cs137: istante in cui il massimo flusso raggiunge l'interfaccia in funzione del K_d della zona vadosa..

K_d (mg/L)	Tempo (anni)
1	116.6741
5	273.9749
10	387.7235
15	487.8367
20	546.0734
25	635.6046
30	684.049
35	728.7955
40	812.6002
45	853.1295
50	891.5754

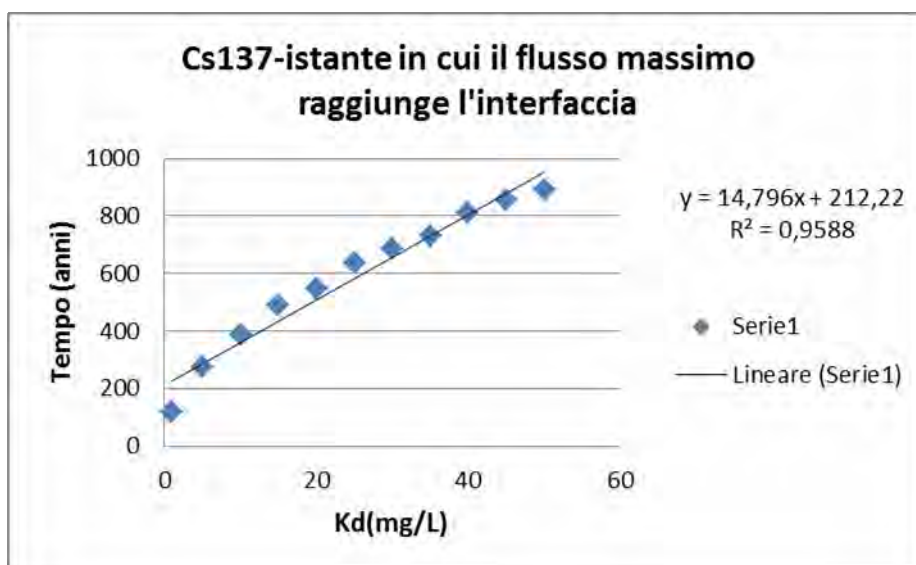




Tabella 4.29 – Co60: istante in cui il massimo flusso raggiunge l'interfaccia in funzione del Kd della zona vadosa.

Kd (mg/L)	Tempo (anni)
1	56.32327
5	123.2998
10	171.0799
15	202.732
20	239.4212
25	263.8936
30	286.1435
35	317.6154
40	337.1426
45	355.5329
50	372.9678

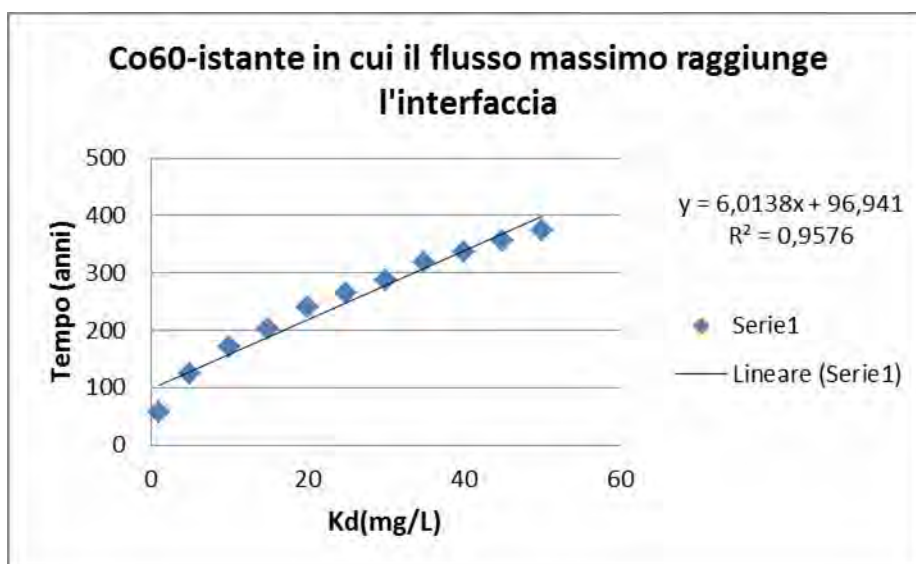


Tabella 4.30 – Pu239: istante in cui il massimo flusso raggiunge l'interfaccia in funzione del Kd della zona vadosa.

Kd (mg/L)	Tempo (anni)
1	195.8105
5	670.9299
10	1141.041
15	1942.767
20	2490.619
25	3030.723
30	3563.095
35	4087.75
40	4604.704
45	5113.972
50	5846.381

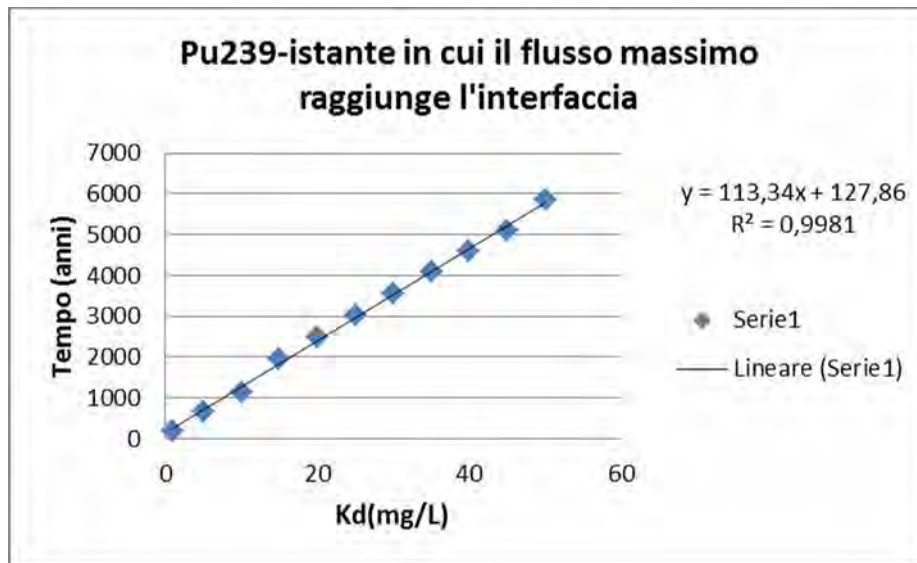


Tabella 4.31 – Tc99: istante in cui il massimo flusso raggiunge l'interfaccia in funzione del Kd della zona vadosa.

Kd (mg/L)	Tempo (anni)
1	196.0786
5	675.1051
10	1387.319
15	1943.119
20	2491.202
25	3031.57
30	3564.225
35	4089.167
40	4840.948
45	5348.547
50	6079.138



Nel grafico 4.24 sono riportati complessivamente gli andamenti, di tutti i radionuclidi considerati, degli istanti in cui al variare del K_d passa all'interfaccia il massimo flusso.

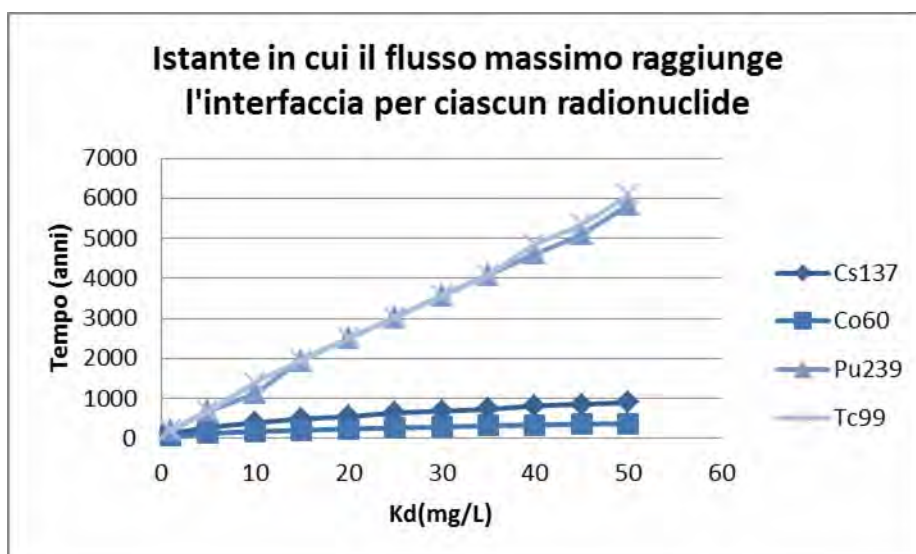


Grafico 4.24 - Istante in cui, al variare del K_d , il flusso massimo raggiunge l'interfaccia per ciascun radionuclide.

4.1.2.3 Zona vadosa : classe di suolo

Lo scenario di partenza è sempre quello rappresentato in Figura 4.6, quindi lo spessore della zona vadosa è stato posto pari a 15 m con un tasso di infiltrazione di 15 cm/yr e per ogni radionuclide è stato assegnato come coefficiente di partizione un valore pari a 5 mg/L. Nell'ipotesi iniziale si era considerato un terreno di tipo sandy-loam. Ora si analizza come varia

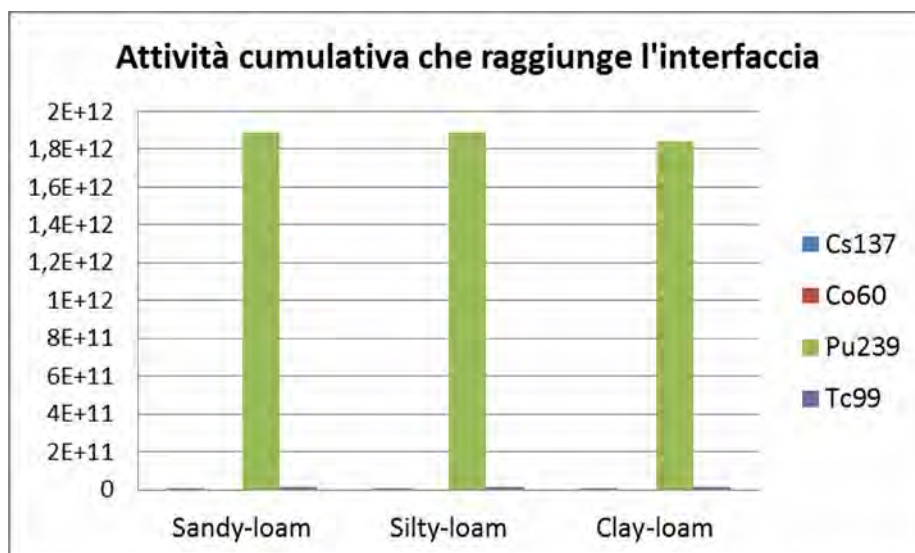


l'istante in cui l'attività cumulativa asintotica e il massimo flusso si verificano all'interfaccia, al variare del tipo suolo. In particolare si considerano oltre il terreno sandy-loam, un terreno di tipo silty-loam e clay-loam. Nella tabella 4.19 sono riportati, per tutti i radionuclidi, i valori dell'attività cumulativa che raggiunge l'interfaccia. I valori di attività più alta sono quelli del plutonio seguiti da quelli del tecnezio. Inoltre, dai valori emerge che, in un terreno sandy-loam i valori dell'attività sono più bassi rispetto agli altri due terreni considerati ad indicare che il terreno assorbe di più. Infatti l'attività che non passa attraverso l'interfaccia rimane assorbita nella matrice porosa della zona insatura.

In realtà però i valori non differiscono di molto da un terreno ad un altro.

Tabella 4.32 – Attività cumulativa che raggiunge l'interfaccia per diverse classi di suolo.

Radionuclidi	Attività (Bq)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
Cs137	101652097.5	131421434	144853676
Co60	0.340853509	0.6213582	0.7906277
Pu239	1.88485E+12	1.886E+12	1.84071E+12
Tc99	11009836397	1.101E+10	1.101E+10



Nei grafici 4.25, 4.26, 4.27 e 4.28 sono riportate le attività che raggiungono l'interfaccia in base ai tre tipi di suolo considerati, dei quattro radionuclidi di interesse. Visti singolarmente i



radionuclidi hanno il comportamento precedentemente descritto, solo nel caso del plutonio i valori sono leggermente più bassi nel terreno clay-loam.

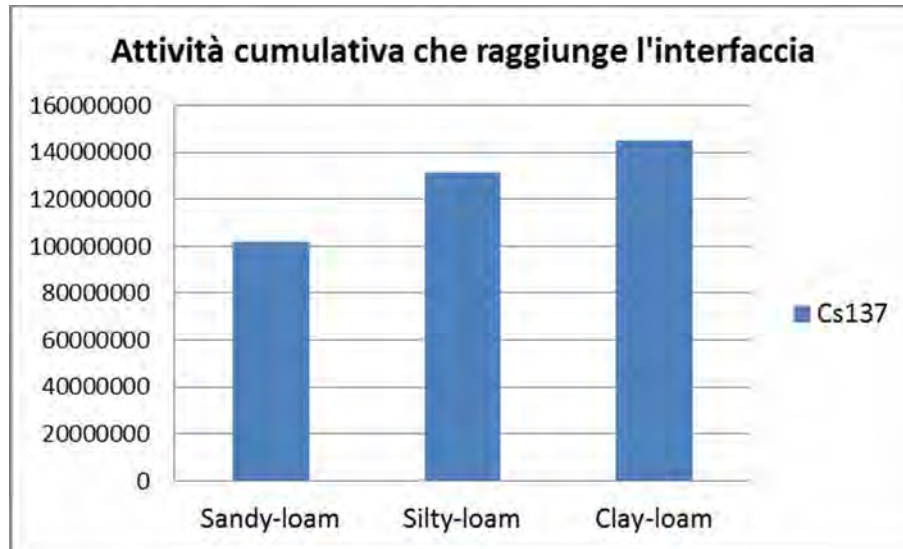


Grafico 4.25 - Cs137: attività cumulativa all'interfaccia in funzione del tipo di suolo.



Grafico 4.26 – Co60: attività cumulativa all'interfaccia in funzione del tipo di suolo.

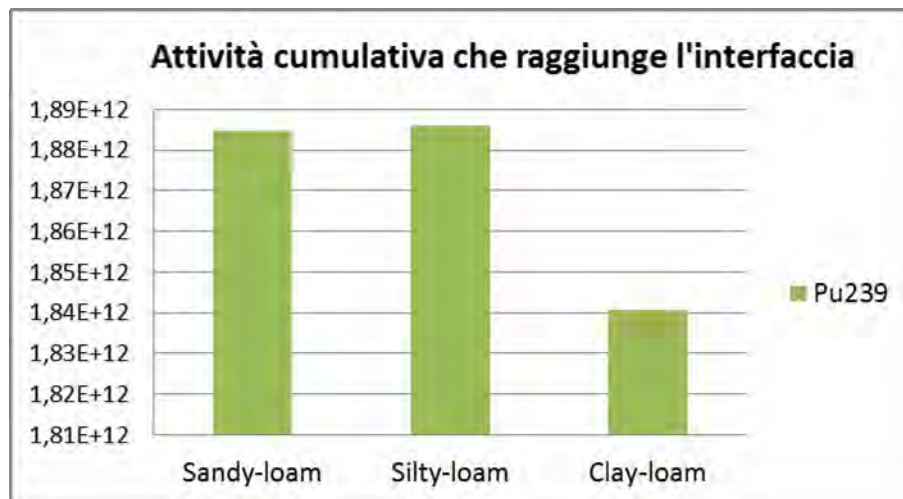


Grafico 4.27 – Pu239: attività cumulativa all'interfaccia in funzione del tipo di suolo.

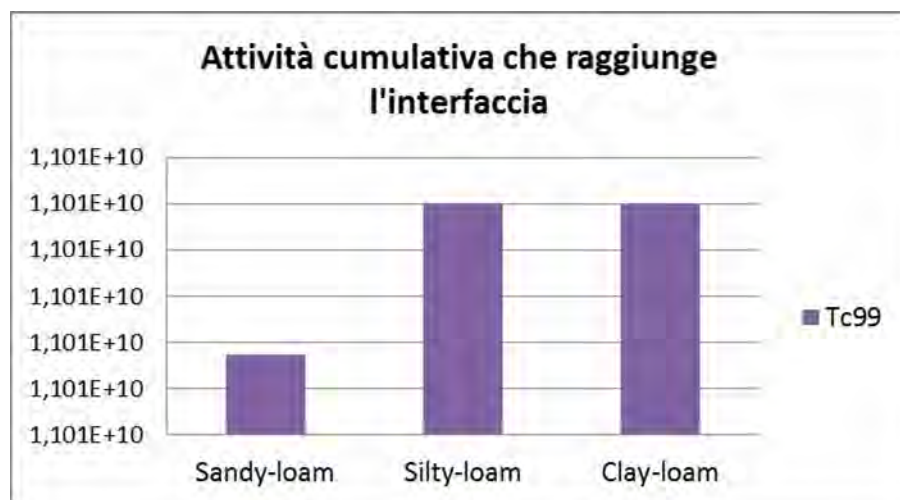


Grafico 4.28 – Tc99: attività cumulativa all'interfaccia in funzione del tipo di suolo

Nelle tabelle 4.20, 4.21, 4.22 e 4.23 si analizza come varia l'istante in cui si verifica l'attività cumulativa asintotica al variare dello spessore e il tipo di suolo per i quattro nuclidi considerati. Anche variando il tipo di suolo il ritardo aumenta all'aumentare dello spessore e il terreno sandy-loam è quello che assorbe di più rispetto agli altri due considerati per tutti e quattro i contaminanti.

Tabella 4.33 – Cs137: istante in cui l'attività cumulativa assume un valore asintotico all'interfaccia in funzione dello spessore al variare del tipo di suolo.

Spessore VZ (m)	Tempo (anni)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam



5	371.1138	366.558	365.3542
10	496.9334	467.5839	465.6462
15	566.1855	559.9208	557.6542
20	648.3688	641.355	638.8472
25	694.9294	687.4276	684.7874
30	735.648	727.6822	724.9227

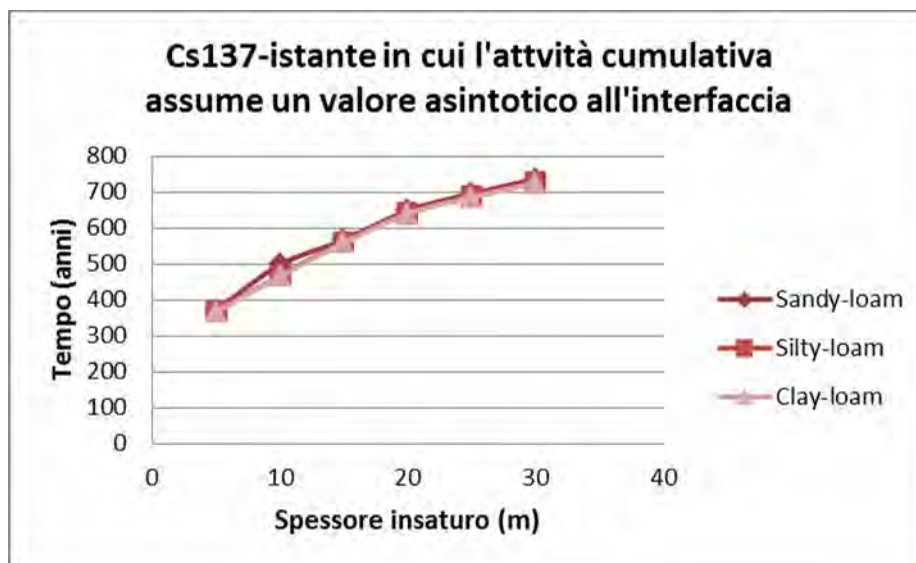


Tabella 4.34 – Co60 : istante in cui l' attività cumulativa assume un valore asintotico all'interfaccia in funzione dello spessore al variare del tipo di suolo.

Spessore VZ (m)	Tempo (anni)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
5	128.076	126.0648	125.229
10	165.6233	163.1597	162.2532
15	196.2633	193.4074	192.4341
20	216.0608	212.9269	211.9058
25	241.4357	237.966	236.8738
30	257.256	253.553	252.412

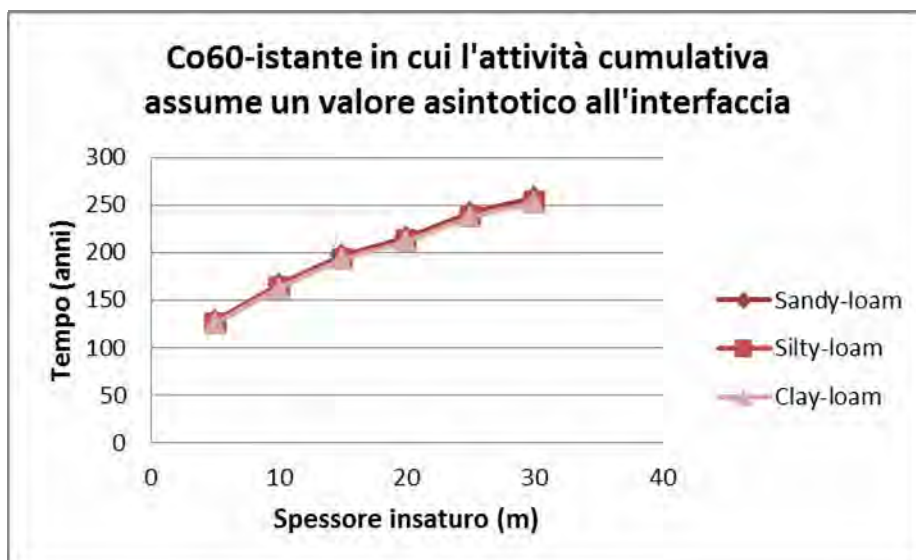


Tabella 4.35 – Pu239: istante in cui l'attività cumulativa assume un valore asintotico all'interfaccia in funzione dello spessore al variare del tipo di suolo.

Spessore VZ (m)	Tempo (anni)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
5	869.2576	848.4387	850.9388
10	1658.998	1612.272	1607.257
15	2444.763	2372.379	2359.913
20	3226.592	3108.956	3108.956
25	4004.522	3881.576	3854.417
30	4834.798	4585.731	4584.66





Tabella 4.36 – Tc99: istante in cui l'attività cumulativa assume un valore asintotico all'interfaccia in funzione dello spessore al variare del tipo di suolo.

Spessore VZ (m)	Tempo (anni)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
5	871.2495	850.3403	852.8655
10	1666.516	1619.377	1614.344
15	2461.314	2387.97	2375.377
20	3255.65	3135.984	3135.984
25	4049.528	3923.863	3896.17
30	4834.903	4585.834	4584.761



Nelle tabelle 4.24, 4.25, 4.26 e 4.27 si analizza come varia l'istante in cui si verifica l'attività cumulativa asintotica al variare del Kd e del tipo di suolo per i quattro nuclidi considerati. I risultati ottenuti affermano le precedenti osservazioni, ossia che per un terreno sandy-loam si hanno dei tempi di ritardo maggiori e che per Kd elevati il plutonio e il tecnezio vengono assorbiti fortemente dal terreno e i tempi di passaggio dell'attività di due elementi all'acquifero, sono superiori ai 10000 anni.

Tabella 4.37 – Cs137: istante in cui l'attività cumulativa assume un valore asintotico all'interfaccia in funzione del Kd al variare del tipo di suolo.



Kd (mg/L)	Tempo (anni)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
1	300.5101	299.6906	303.3253
5	566.1855	559.9208	557.6542
10	730.1575	721.1143	716.6558
15	861.8493	850.5585	844.5545
20	943.9319	930.9672	923.833
25	1052.953	1038.155	1029.855
30	1118.047	1101.886	1092.708
35	1177.423	1160.008	1150.031
40	1232.361	1213.776	1203.063
45	1326.784	1306.69	1252.639
50	1376.184	1355.039	1342.743

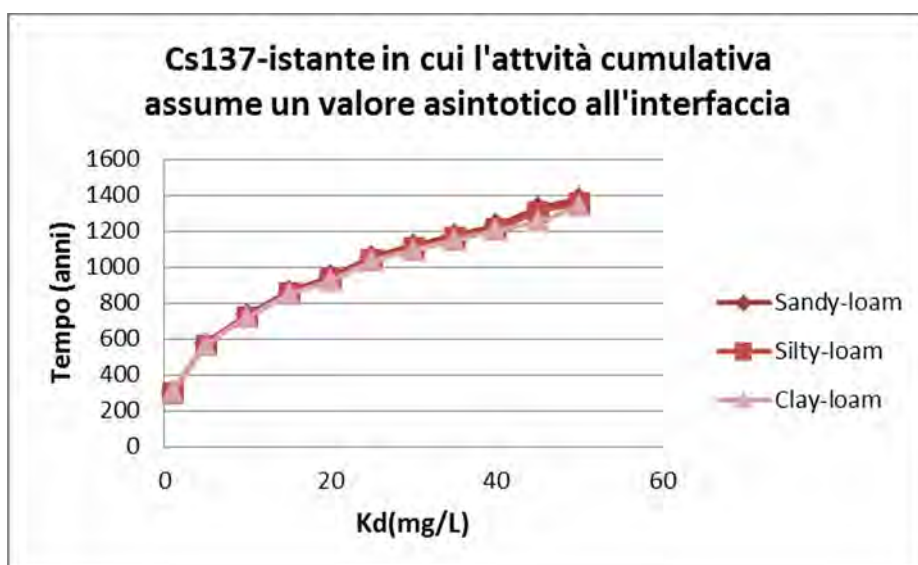


Tabella 4.38 – Co60: istante in cui l'attività cumulativa assume un valore asintotico all'interfaccia in funzione del Kd al variare del tipo di suolo.

Kd (mg/L)	Tempo (anni)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
1	115.441	113.6958	114.4669
5	196.2633	193.4074	192.4341



10	254.902	251.2945	249.4314
15	302.9825	298.3938	295.8885
20	336.2388	330.8967	327.9044
25	365.4217	359.4226	356.0125
30	402.2886	395.5997	391.7604
35	426.7871	419.5539	415.3742
40	449.5389	441.801	437.3076
45	470.8681	462.6576	457.8715
50	491.0094	482.3532	477.292

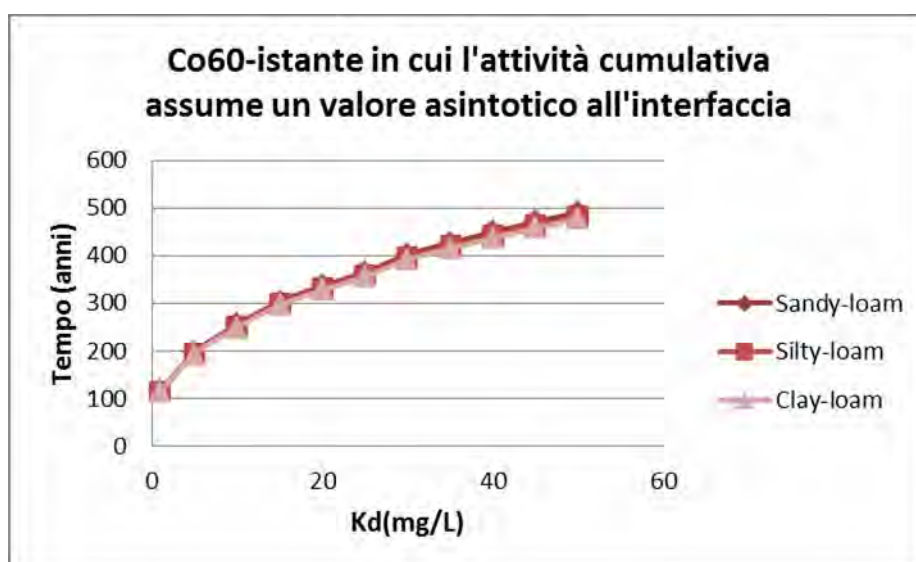


Tabella 4.39 – Pu239: istante in cui l'attività cumulativa assume un valore asintotico all'interfaccia in funzione del Kd al variare del tipo di suolo.

Kd (mg/L)	Tempo (anni)
-----------	--------------



	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
1	586.9533	584.5046	601.9614
5	2444.763	2372.379	2359.913
10	4586.58	4583.143	4581.431
15	6826.544	6578.995	6577.227
20	8547.378	8302.842	8301.618
25	9520.291	9278.716	9278.047
30	9762.56	9762.069	9761.797
35	10001	10001	10001
40	10001	10001	10001
45	10001	10001	10001
50	10001	10001	10001

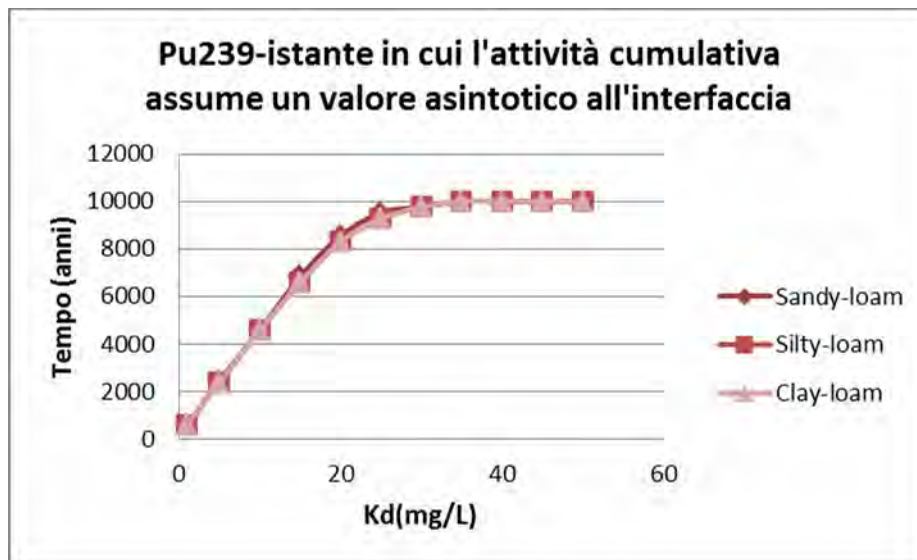
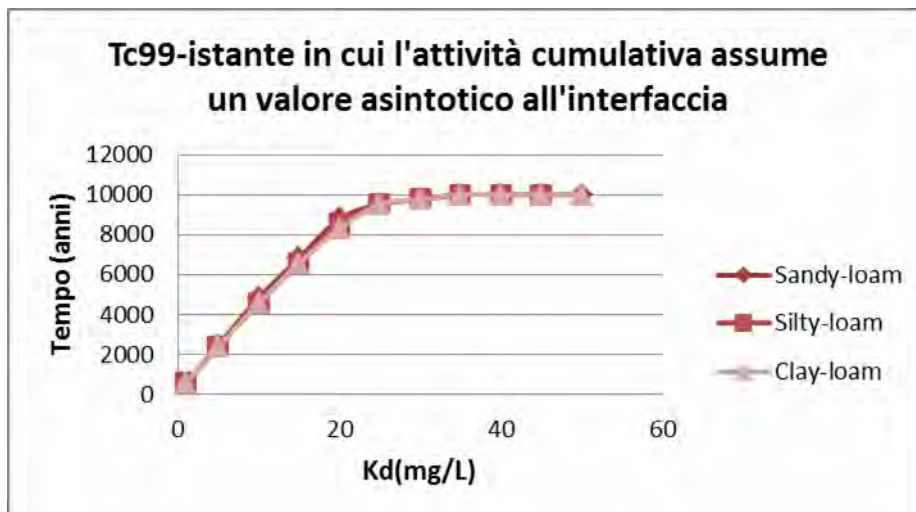




Tabella 4.40 – Tc99: istante in cui l'attività cumulativa assume un valore asintotico all'interfaccia in funzione del Kd al variare del tipo di suolo.

Kd (mg/L)	Tempo (anni)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
1	587.8056	585.3506	602.8649
5	2461.314	2387.97	2375.377
10	4832.792	4583.241	4581.525
15	6826.684	6579.133	6577.359
20	8789.742	8545.54	8301.735
25	9520.35	9519.53	9519.083
30	9762.602	9762.107	9761.835
35	10001	10001	10001
40	10001	10001	10001
45	10001	10001	10001
50	10001	10001	10001



Nella tabella 4.28 sono riportati, per tutti i radionuclidi, i flussi massimi che raggiungono l'interfaccia nell'ipotesi che si stia considerando uno spessore di 15 m e un Kd di 5 mg/L. I valori di flusso massimo si verificano per il plutonio seguito dal tecnezio. Inoltre i valori in corrispondenza di un terreno clay-loam sono leggermente più alti rispetto agli altri due



considerati, ad indicare che si oppone di meno al passaggio dei radionuclidi e che quindi li assorbe di meno.

Tabella 4.41 – Flusso massimo che raggiunge l'interfaccia per diverse classi di suolo.

Radionuclidi	Flusso (Bq/yr)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
Cs137	559264.3	731706.1	810029.5
Co60	0.00634	0.011659	0.01487
Pu239	2.44E+09	2.51E+09	2.53E+09
Tc99	14140656	14597136	14702231



Nei grafici 4.29, 4.30, 4.31 e 4.32 sono riportate i flussi massimi che raggiungono l'interfaccia, in base ai tre tipi di suolo considerati, dei quattro radionuclidi di interesse.

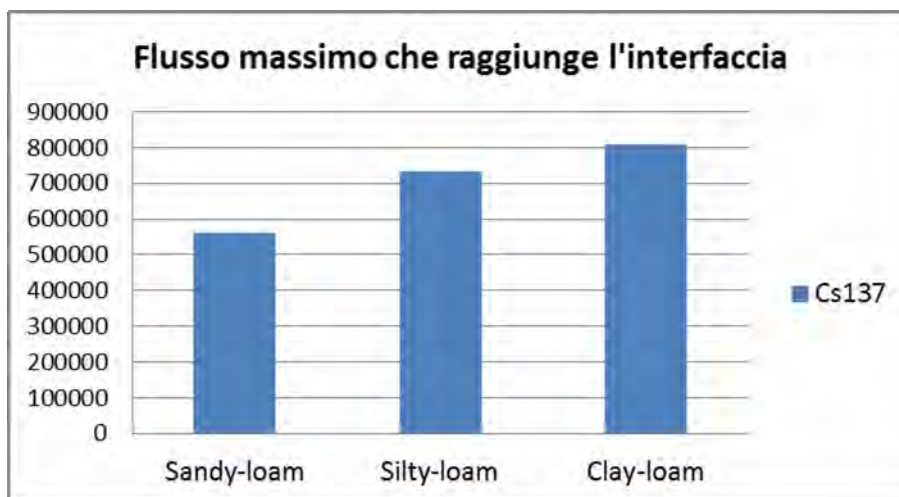


Grafico 4.29 – Cs137: attività cumulativa all'interfaccia in funzione del tipo di suolo.

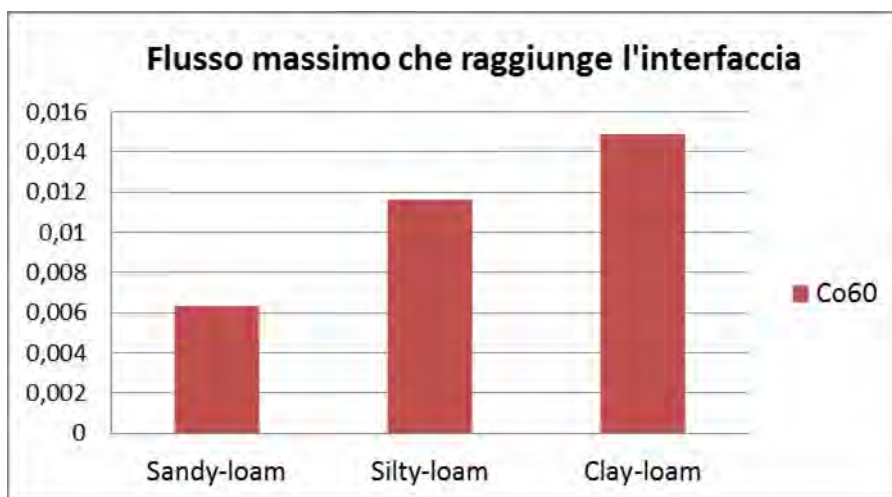


Grafico 4.30 - Co60: attività cumulativa all'interfaccia in funzione del tipo di suolo.

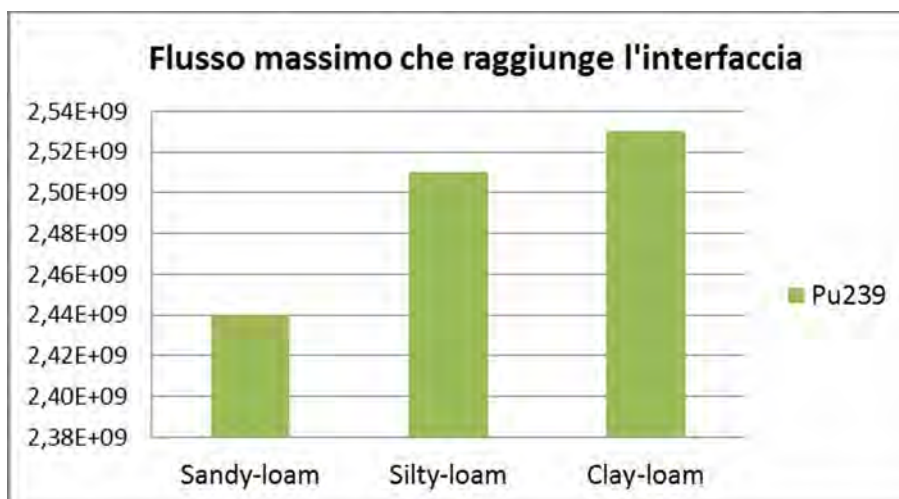




Grafico 4.31 – Pu239: attività cumulativa all'interfaccia in funzione del tipo di suolo.

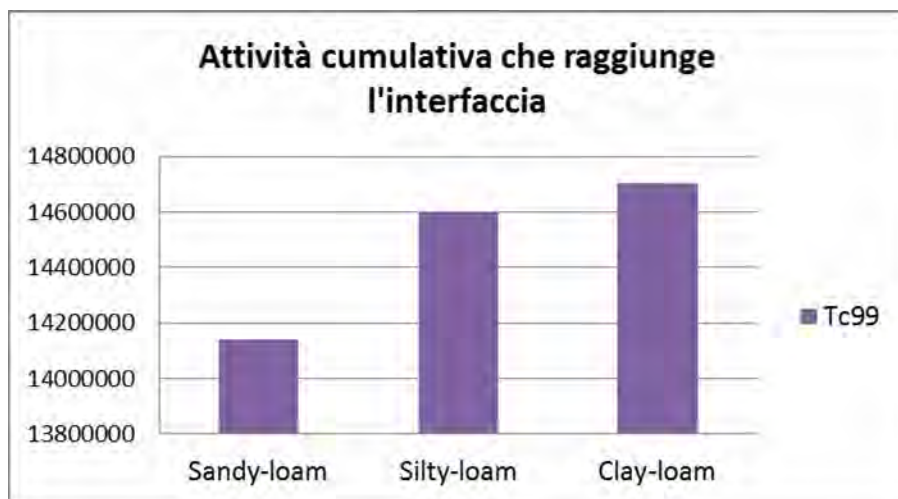


Grafico 4. 32 – Tc99: attività cumulativa all'interfaccia in funzione del tipo di suolo.

Nelle tabelle 4.29, 4.30, 4.31 e 4.32 si analizza come varia l'istante in cui si verifica il massimo flusso al variare dello spessore e il tipo di suolo per i quattro nuclidi considerati. Il tempo che impiegano i radionuclidi a raggiungere l'interfaccia aumenta con l'aumentare dello spessore ed è sempre maggiore nel terreno sandy-loam.

Tabella 4. 42 – Cs137: istante in cui il massimo flusso raggiunge l'interfaccia in funzione dello spessore al variare del tipo di suolo.

Spessore VZ (m)	Tempo (anni)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
5	158.1534	155.839	155.0513
10	234.1425	230.9156	206.0821
15	273.9749	270.2288	268.8105
20	334.9666	328.8917	328.8917
25	364.7573	359.8779	358.1297
30	391.472	386.1818	384.3259

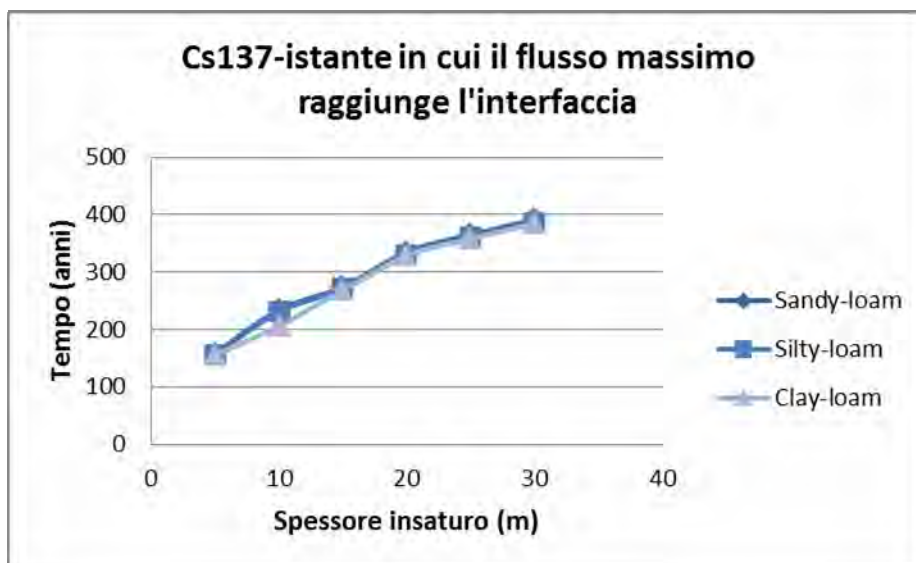


Tabella 4.43– Co60: istante in cui il massimo flusso raggiunge l'interfaccia in funzione dello spessore al variare del tipo di suolo

Spessore VZ (m)	Tempo (anni)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
5	70.01094	68.7268	68.13216
10	98.51762	96.81775	96.14156
15	123.2998	121.2382	120.4889
20	138.6202	136.3077	135.5085
25	152.2017	149.6621	148.8141
30	172.9788	170.1434	169.2255



Tabella 4.44 – Pu239: istante in cui il massimo flusso raggiunge l'interfaccia in funzione dello spessore al variare del tipo di suolo.

Spessore VZ (m)	Tempo (anni)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
5	236.5542	230.534	230.6943
10	454.2351	441.0598	439.1293
15	670.9299	650.6688	646.676
20	859.3544	853.3203	853.3203
25	1101.36	1067.121	1059.064
30	1390.664	1139.651	1137.898

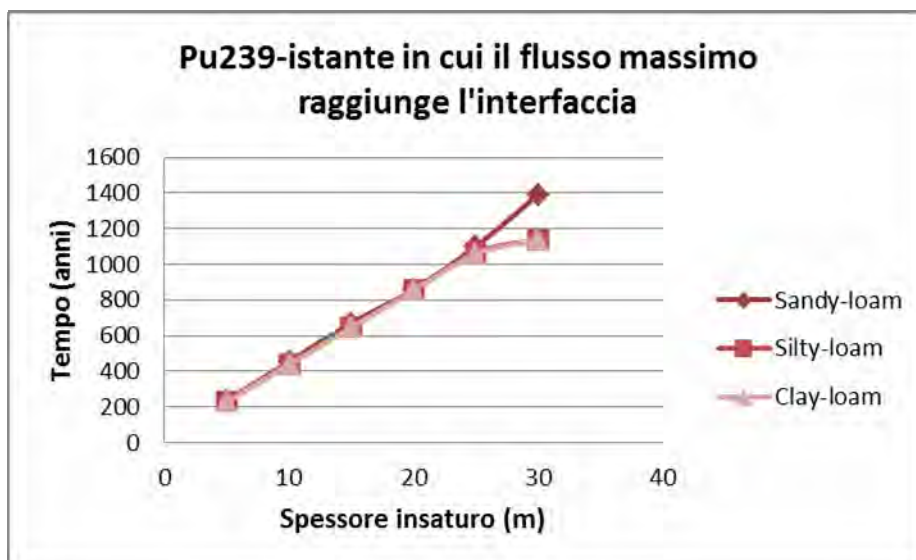


Tabella 4.45 – Tc99: istante in cui il massimo flusso raggiunge l'interfaccia in funzione dello spessore al variare del tipo di suolo.

Spessore VZ (m)	Tempo (anni)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
5	237.0562	231.0131	231.1796
10	456.1311	442.8516	440.916
15	675.1051	654.6014	650.576
20	866.2486	860.1379	860.1379
25	1112.716	1077.79	1069.598
30	1390.839	1139.819	1138.063





Nelle tabelle 4.33, 4.34, 4.35 e 4.36 si analizza come varia l'istante in cui si verifica il flusso massimo all'interfaccia al variare del K_d e del tipo di suolo per i quattro nuclidi considerati. All'aumentare del K_d , aumenta per tutti i tipi di suolo l'istante in cui si verifica il flusso massimo. Il comportamento di ciascun radionuclide al variare del tipo di suolo è simile con dei valori di tempo leggermente più alti nel terreno sandy-loam e più bassi nel clay-loam.

Tabella 4.46– Cs137: istante in cui il flusso massimo raggiunge l'interfaccia in funzione del K_d al variare del tipo di suolo.

Kd (mg/L)	Tempo (anni)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
1	116.6741	116.2785	117.7708
5	273.9749	270.2288	268.8105
10	387.7235	381.7166	378.7162
15	487.8367	479.917	475.6799
20	546.0734	536.7431	531.5911
25	635.6046	624.6623	618.5127
30	684.049	671.9361	665.0493
35	728.7955	715.5981	708.0339
40	812.6002	756.4111	748.2162
45	853.1295	837.5477	828.5225
50	891.5754	875.0713	865.4772

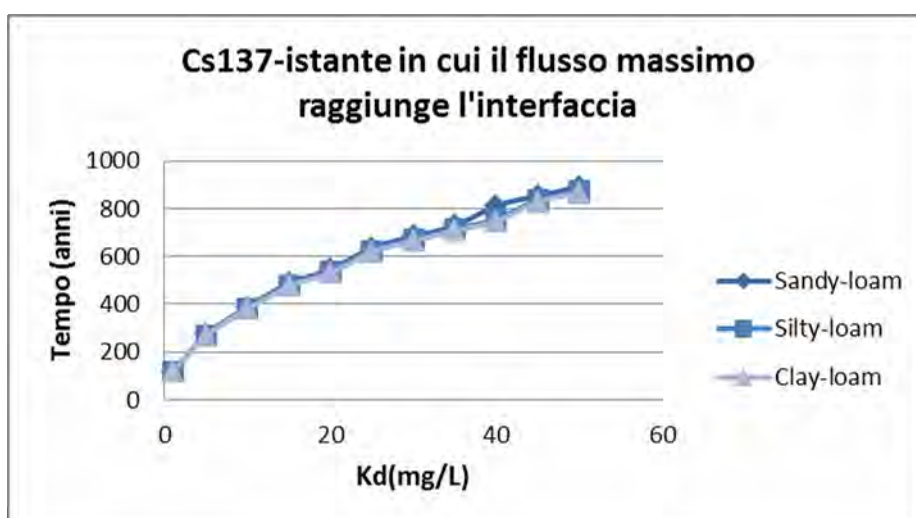




Tabella 4.47 – Co60: istante in cui il flusso massimo raggiunge l'interfaccia in funzione del Kd al variare del tipo di suolo.

Kd (mg/L)	Tempo (anni)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
1	56.32327	55.51782	55.97718
5	123.2998	121.2382	120.4889
10	171.0799	168.1824	166.6859
15	202.732	199.036	197.0196
20	239.4212	234.9662	232.473
25	263.8936	258.8426	255.9743
30	286.1435	280.5544	277.3499
35	317.6154	300.6142	297.1028
40	337.1426	330.4897	326.6303
45	355.5329	348.4437	344.3156
50	372.9678	365.4662	361.0845

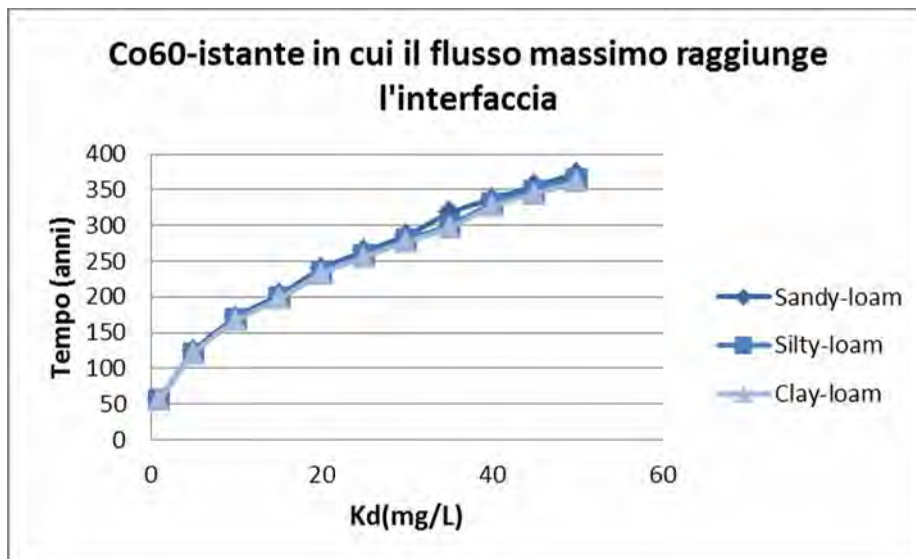




Tabella 4.48 – Pu239: istante in cui il flusso massimo raggiunge l'interfaccia in funzione del Kd al variare del tipo di suolo.

Kd (mg/L)	Tempo (anni)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
1	195.8105	194.9141	200.6376
5	670.9299	650.6688	646.676
10	1141.041	1135.416	1132.615
15	1942.767	1690.416	1686.121
20	2490.619	2237.991	2232.4
25	3030.723	2778.155	2771.466
30	3563.095	3310.925	3303.332
35	4087.75	3836.313	3828.013
40	4604.704	4589.612	4345.522
45	5113.972	5098.458	4855.873
50	5846.381	5599.966	5359.078

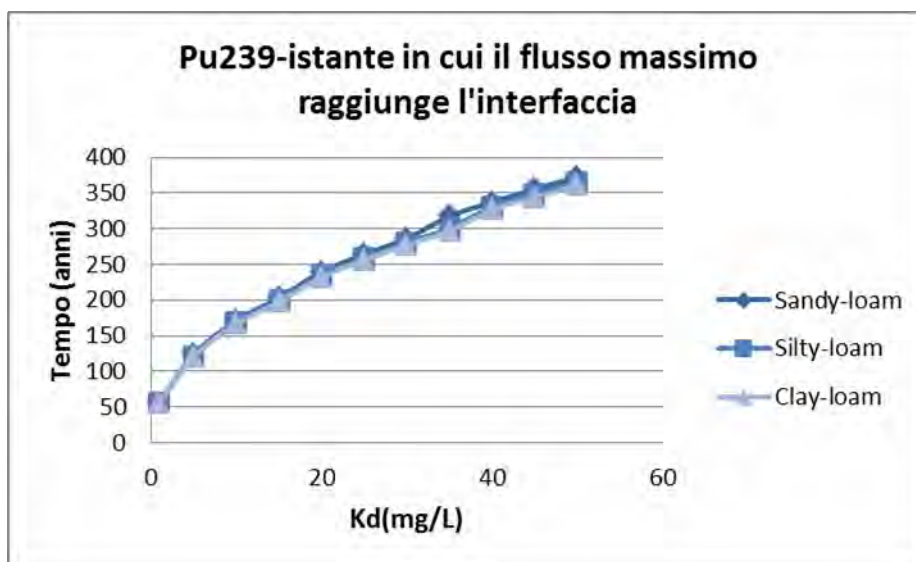
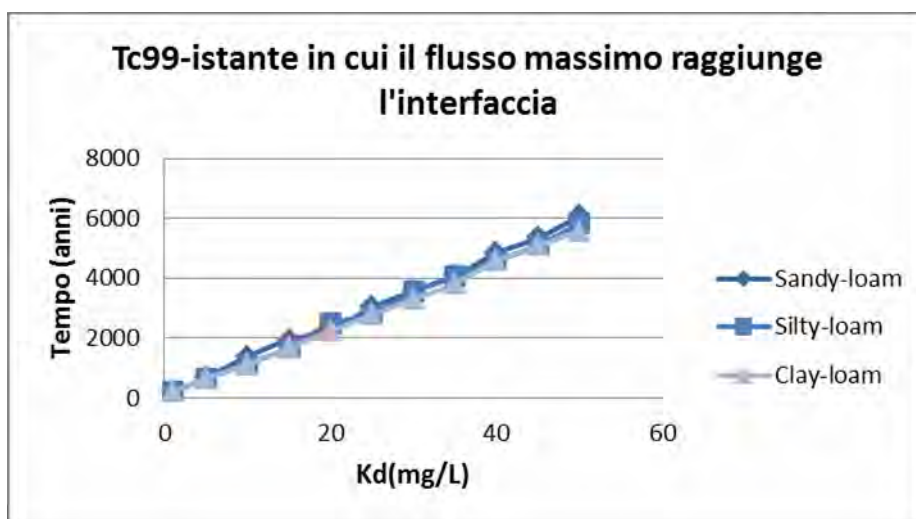




Tabella 4.49 – Tc99: istante in cui il flusso massimo raggiunge l'interfaccia in funzione del Kd al variare del tipo di suolo.

Kd (mg/L)	Tempo (anni)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
1	196.0786	195.1802	200.9217
5	675.1051	654.6014	650.576
10	1387.319	1135.577	1132.769
15	1943.119	1690.751	1686.443
20	2248.951	2481.122	2232.932
25	3031.57	2778.962	2772.239
30	3564.225	3550.896	3304.365
35	4089.167	4074.72	3829.311
40	4840.948	4591.173	4582.66
45	5348.547	5100.253	5091.459
50	6079.138	5833.494	5593.085



4.1.2.4 Zona satura: distanza dal punto di prelievo

Si analizza ora il comportamento della zona satura.

Si simula lo scenario rappresentato in Figura 4.6, con un rilascio di 410 Ci di Cs137, Co60, Pu239 e Tc99, con un Kd di 5 mg/L in una zona vadosa di tipo sandy-loam con uno spessore di 15 m. Lo spessore della zona satura è posto pari a 30 m.



Si valuta come varia la concentrazione massima e l'istante in cui essa si verifica al variare della distanza del punto di prelievo dal punto di immissione, per tutti e quattro i radionuclidi di interesse. Si considera che il punto di prelievo vari da 50 a 1000 m e si prendono considerazione le tre classi di suolo considerate anche per la zona vadosa.

Nelle tabelle 4.37, 4.38, 4.39 e 4.40 sono riportati, per i quattro contaminanti presi in esame, gli istanti in cui si verifica la massima concentrazione al variare della distanza e il tipo di suolo. Si nota che il comportamento di ciascun radionuclide nei tre tipi di terreno è simile, come era stato già evidenziato nella zona vadosa. Con l'aumentare della distanze aumenta in maniera lineare l'istante in cui si verifica la massima concentrazione. Nel caso del plutonio e del tecnezio, se si pone il punto di prelievo a distanze superiori agli 800 m si nota che l'istante in cui viene raggiunta la concentrazione massima aumenta di poco.

Tabella 4.50 – Cs137 : istante di massima concentrazione al variare della distanza del punto di prelievo per diverse classi di suolo.

Distanza (m)	Tempo (anni)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
50	319.4881	318.2078	317.5768
60	326.3806	324.9567	324.254
70	332.8279	331.2795	330.5145
80	338.8725	337.2153	336.3957
90	344.5548	342.8019	341.9343
100	349.9118	348.0742	347.1639
200	391.1712	388.8146	387.6431
400	441.9389	439.0799	437.6583
600	476.5066	473.2808	471.6792
800	504.1339	500.5886	498.8307
1000	527.9734	524.1294	522.2255

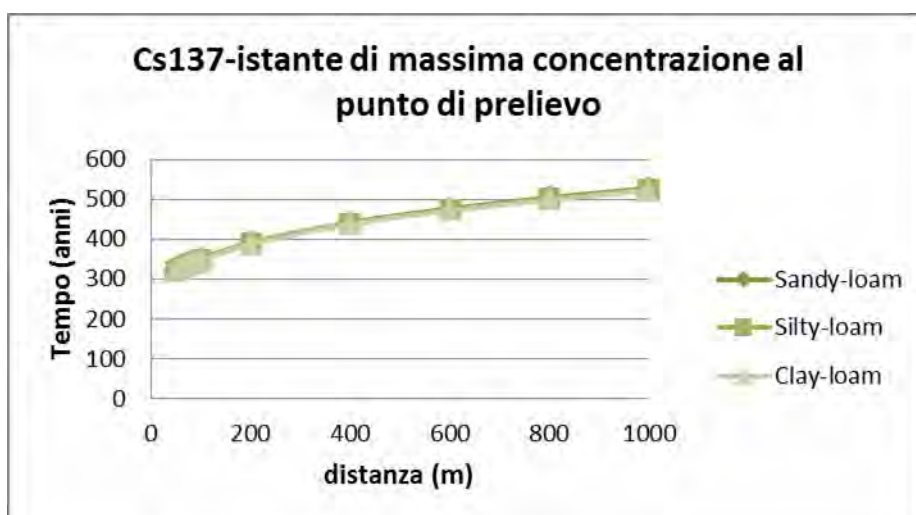


Tabella 4.51 – Co60 : istante di massima concentrazione al variare della distanza del punto di prelievo per diverse classi di suolo.

Distanza (m)	Tempo (anni)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
50	135.2215	134.7724	134.5483
60	147.9641	147.4489	147.1918
70	150.4055	149.8681	149.6001
80	152.6164	152.058	151.7796
90	154.6426	154.0639	153.7756
100	156.518	155.9196	155.6216
200	170.6093	169.8332	169.4482
400	189.0169	187.946	187.4163
600	215.8019	214.4355	213.7599
800	227.7963	226.212	225.4292
1000	238.3675	236.5872	235.7079

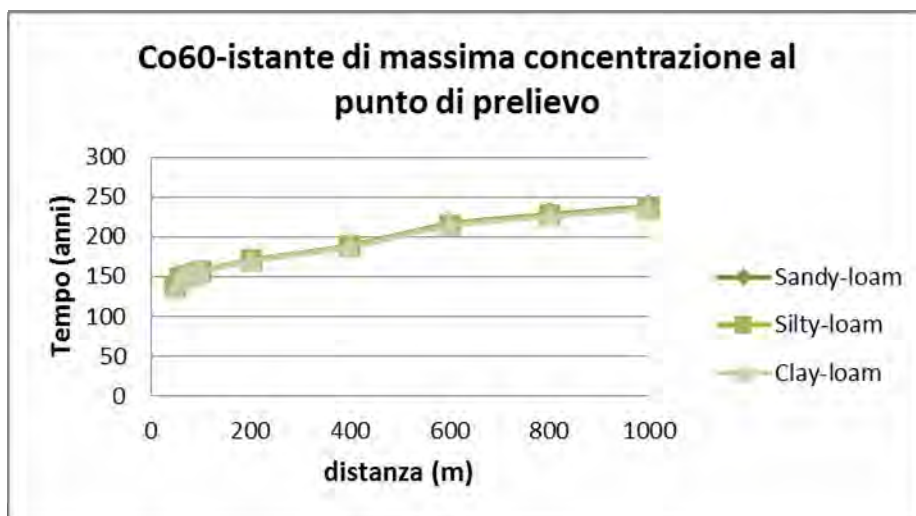


Tabella 4.52 – Pu239: istante di massima concentrazione al variare della distanza del punto di prelievo per diverse classi di suolo.

Distanza (m)	Tempo (anni)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
50	701.3876	700.3042	699.776
60	707.6057	706.3012	705.6653
70	713.8546	712.328	711.5839
80	720.1216	718.3724	717.5197
90	726.3998	724.4275	723.466
100	732.6846	730.489	729.4186
200	795.5797	791.1508	788.9917
400	921.9403	913.0349	908.6932
600	1053.121	1039.581	1032.979
800	1376.327	1374.318	1373.338
1000	1390.673	1388.154	1386.926

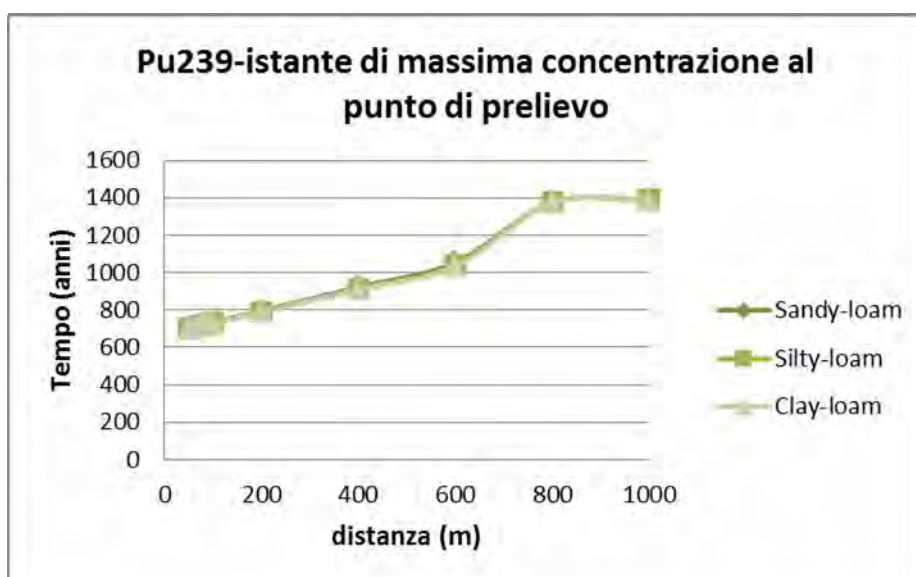
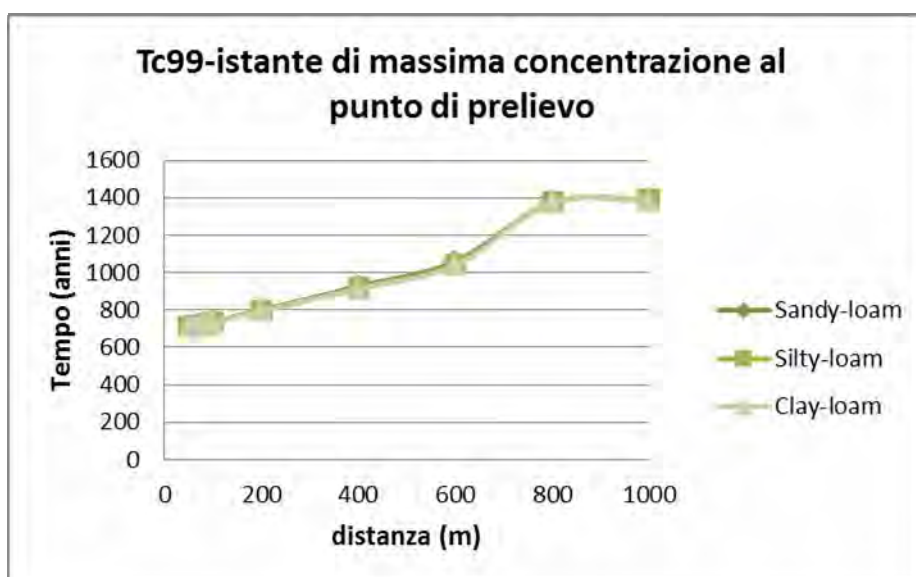


Tabella 4.53 – Tc99: istante di massima concentrazione al variare della distanza del punto di prelievo per diverse classi di suolo.

Distanza (m)	Tempo (anni)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
50	705.5723	704.4882	703.9597
60	711.7945	710.4891	709.8528
70	718.0483	716.5205	715.7758
80	724.3212	722.5702	721.7167
90	730.6057	728.6312	727.6687
100	736.8976	734.6993	733.6277
200	799.9059	795.4664	793.3024
400	926.7292	917.7809	913.419
600	1058.719	1045.08	1038.431
800	1376.396	1374.385	1373.405
1000	1390.758	1388.236	1387.007



Nelle tabelle 4.41, 4.42, 4.43 e 4.44 vengono riportati i valori delle concentrazioni massime al variare della distanza di prelievo e delle classi di suolo considerate per i tutti e quattro i radionuclidi. Con l'aumentare della distanza diminuisce la concentrazione dei contaminanti registrata in prossimità del punto di prelievo. Quindi in un'analisi di rischio, conviene considerare un punto di prelievo non troppo lontano dalla sorgente. Dai valori risultanti emerge che il contaminante che arriva in quantità maggiori al punto finale è il plutonio. Quest'elemento solitamente viene assorbito maggiormente dal suolo, ma in questo caso avendo considerato un k_d basso e un'elevata quantità radioattiva in ingresso, me lo ritrovo in concentrazioni alte in uscita soprattutto per distanze comprese fra 50 e 100 m.

Tabella 4.54– Cs137 : massima concentrazione al variare della distanza del punto di prelievo per diverse classi di suolo.

Distanza (m)	Concentrazione (Bq/l)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
50	0.508137	0.52169	0.528309
60	0.303294	0.313048	0.317875
70	0.191576	0.198741	0.202316
80	0.126351	0.131688	0.134359
90	0.086219	0.090263	0.092299
100	0.060459	0.063564	0.065136
200	0.004099	0.004463	0.004653



400	0.000124	0.000142	0.000152
600	9.66E-06	1.15E-05	1.25E-05
800	1.19E-06	1.46E-06	1.61E-06
1000	1.94E-07	2.45E-07	2.75E-07



Tabella 4.55 – Co60 : massima concentrazione al variare della distanza del punto di prelievo per diverse classi di suolo.

Distanza (m)	Concentrazione (Bq/l)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
50	3.84E-10	4.21E-10	4.41E-10
60	1.47E-10	1.64E-10	1.73E-10
70	6.18E-11	6.97E-11	7.4E-11
80	2.79E-11	3.19E-11	3.4E-11
90	1.33E-11	1.54E-11	1.66E-11
100	6.68E-12	7.81E-12	8.43E-12
200	3.08E-14	3.92E-14	4.42E-14
400	2.24E-17	3.2E-17	3.82E-17
600	1.1E-19	1.71E-19	2.12E-19
800	1.37E-21	2.27E-21	2.92E-21
1000	2.97E-23	5.27E-23	7E-23

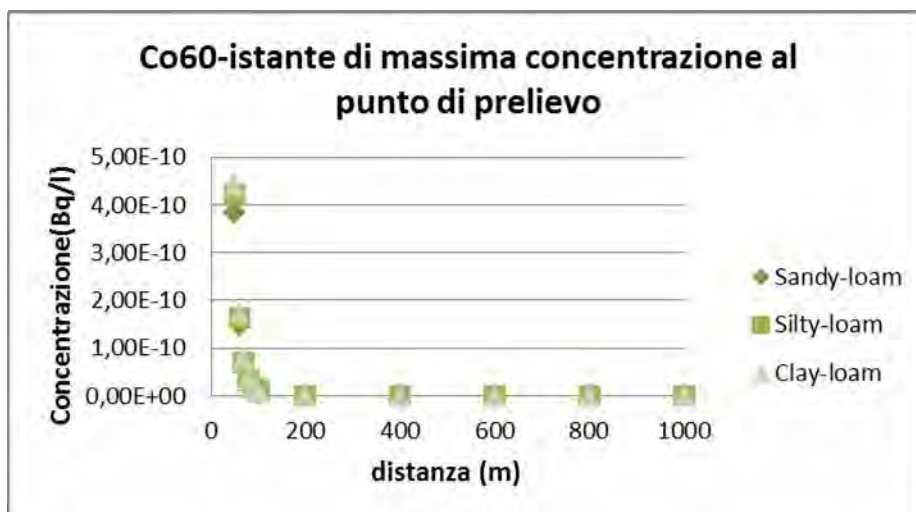


Tabella 4.56 – Pu239 : massima concentrazione al variare della distanza del punto di prelievo per diverse classi di suolo.

Distanza (m)	Concentrazioni (Bq/l)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
50	5038.109	5033.865	5030.546
60	3528.716	3526.816	3525.132
70	2604.17	2603.455	2602.615
80	1998.182	1998.11	1997.738
90	1580.04	1580.341	1580.244
100	1279.543	1280.071	1280.145
200	311.3539	312.2552	312.6652
400	70.21349	70.78481	71.06168
600	28.01815	28.34997	28.5129
800	14.898	14.99037	15.03023
1000	8.944106	9.166617	9.26793

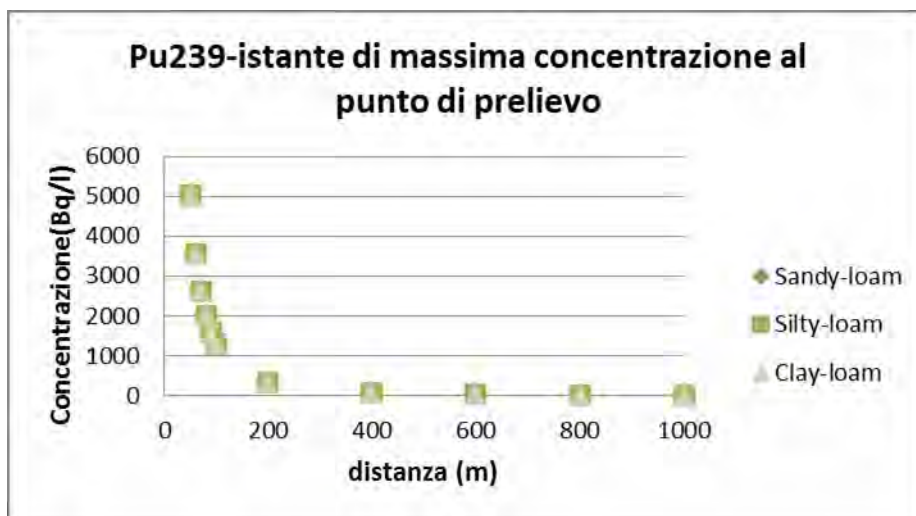


Tabella 4.57 – Tc99 : massima concentrazione al variare della distanza del punto di prelievo per diverse classi di suolo.

Distanza (m)	Concentrazione (Bq/l)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
50	29.29538	29.26928	29.24926
60	20.52438	20.51213	20.50175
70	15.15111	15.14591	15.14051
80	11.6287	11.62738	11.62476
90	9.197845	9.19877	9.197819
100	7.450664	7.452988	7.453062
200	1.818125	1.823017	1.825233
400	0.412127	0.41534	0.416894
600	0.165168	0.167048	0.167971
800	0.08812	0.088627	0.088845
1000	0.052915	0.053793	0.054826



4.1.2.5 Zona satura : coefficiente di partizione o distribuzione (Kd)

Ora si fissa la posizione del punto di prelievo a 100 m dal punto di immissione e si valuta come varia la concentrazione massima e l'istante in cui si verifica, al variare del Kd dei radionuclidi di interesse nella zona satura. Lo scenario è sempre quello in Figura 4.6. Quindi la zona vadosa ha uno spessore di 15 m, i radionuclidi hanno un coefficiente di partizione pari a 5 mg/L e la classe di suolo considerata è sandy-loam.

Nelle tabelle 4.45, 4.46, 4.47 e 4.48 sono riportati gli istanti in cui si verifica la massima concentrazione del Cs137, Co60, Pu239 e Tc99 al variare del Kd e della classe di suolo. All'aumentare del Kd, aumenta il tempo in cui si rileva la concentrazione massima in maniera pressoché lineare in quasi tutti i radionuclidi. I tempi di ritardo maggiori si riscontrano sempre in un terreno sandy-loam, evidente soprattutto nel caso del plutonio (Tabella 4.47).



Tabella 4.58– Cs137: istante in cui si verifica la massima concentrazione al punto di prelievo al variare del Kd per diverse classi di suolo.

Kd (mg/L)	Tempo (anni)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
1	299.1085	298.6586	298.4734
5	349.9118	348.0742	347.1639
10	388.123	385.6801	384.447
15	414.4526	411.7088	410.3156
20	434.7594	431.8069	430.3042
25	451.485	448.3593	446.7671
30	465.8531	462.571	460.8986
35	478.5563	475.127	473.3795
40	490.0216	486.451	484.6317
45	500.5296	496.8218	494.933
50	510.2741	506.4326	504.4762



Tabella 4.59 – Co60: istante in cui si verifica la massima concentrazione al punto di prelievo al variare del Kd per diverse classi di suolo.



Kd (mg/L)	Tempo (anni)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
1	136.2234	135.9733	135.8697
5	156.518	155.9196	155.6216
10	168.5095	167.7469	167.3626
15	176.9062	176.0107	175.5582
20	183.7263	182.7118	182.1986
25	189.6304	188.5061	187.9371
30	194.9224	193.6954	193.0743
35	212.8362	211.4598	210.7626
40	217.5158	216.0457	215.301
45	221.9056	220.3459	219.5557
50	226.0573	224.4116	223.5778

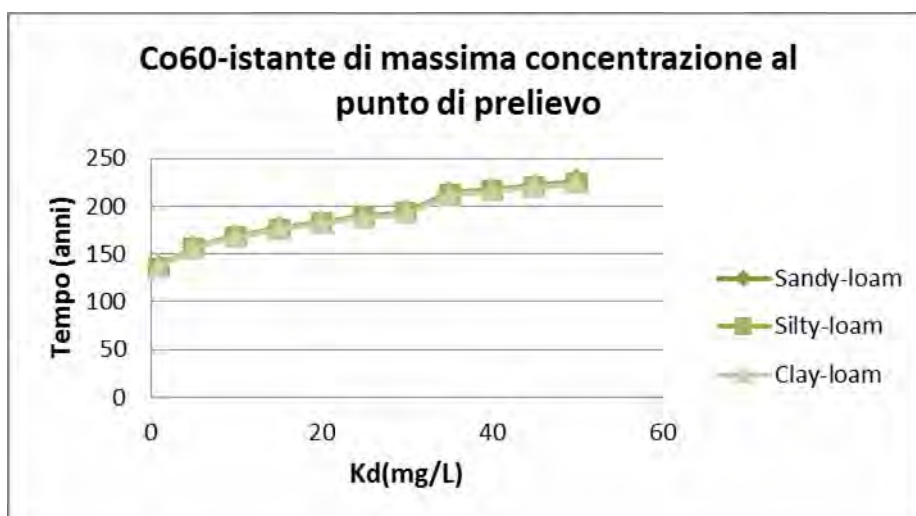


Tabella 4.60 – Pu239: istante in cui si verifica la massima concentrazione al punto di prelievo al variare del Kd per diverse classi di suolo.



Kd (mg/L)	Tempo (anni)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
1	686.071	685.7637	685.6377
5	732.6846	730.489	729.4186
10	790.8829	786.3322	784.0842
15	849.0052	842.1054	838.6826
20	907.0516	897.8087	893.2141
25	1178.403	953.4424	947.6786
30	1249.198	1232.188	1019.113
35	1319.9	1300.047	1290.151
40	1364.203	1362.433	1356.505
45	1369.707	1367.714	1366.72
50	1375.209	1372.994	1371.888

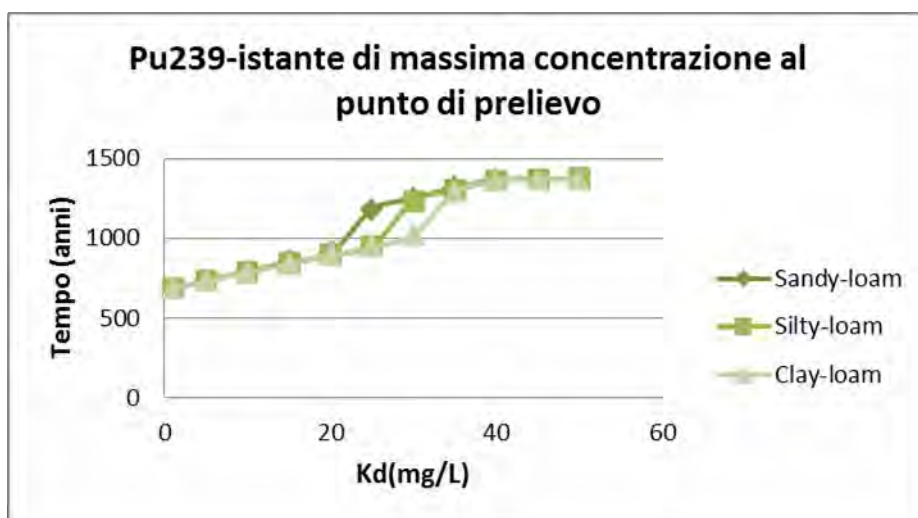
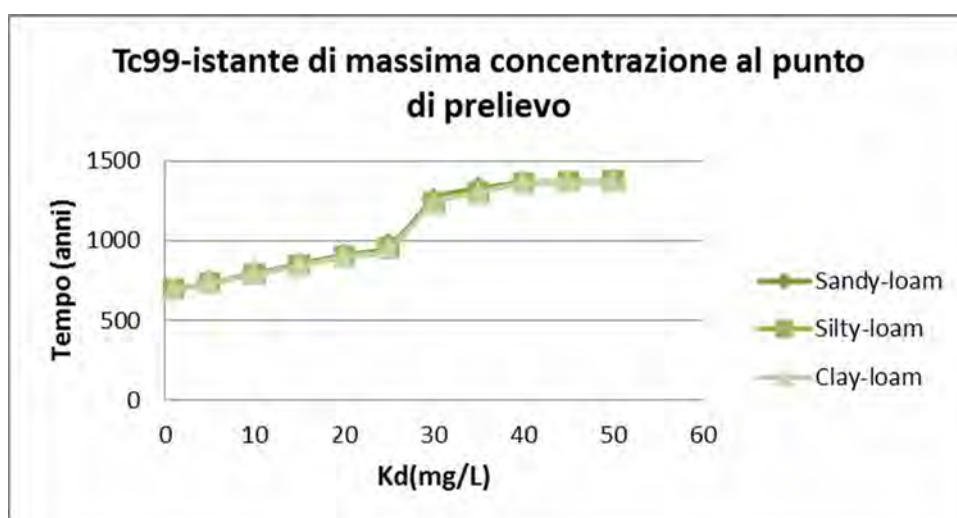


Tabella 4.61 – Tc99: istante in cui si verifica la massima concentrazione al punto di prelievo al variare del Kd per diverse classi di suolo.

Kd (mg/L)	Tempo (anni)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
1	690.2483	689.941	689.8149
5	736.8976	734.6993	733.6277
10	795.2015	790.64	788.3869
15	853.4966	846.5728	843.1384
20	911.783	902.4974	897.8821



25	970.0609	958.4142	952.6183
30	1255.948	1238.818	1230.286
35	1327.2	1307.184	1297.209
40	1364.268	1362.497	1361.614
45	1369.777	1367.782	1366.787
50	1375.286	1373.068	1371.961



Nelle tabelle 4.49, 4.50, 4.51, 4.52 sono riportati i valori delle concentrazioni massime calcolate nel punto di prelievo al variare del K_d e dei tipi di suolo. Anche in questo caso aumentando il K_d , si riduce la concentrazione di contaminante nel punto di captazione, anche perché l'aumento del coefficiente di partizione corrisponde ad una maggiore concentrazione di contaminante assorbita nel terreno, rispetto a quello disciolta in acqua. L'andamento nelle tre classi di suolo è simile.

Tabella 4.62 - Cs137: massima concentrazione al punto di prelievo al variare del K_d per diverse classi di suolo.

Kd (mg/L)	Concentrazione (Bq/l)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
1	0.195613	0.197128	0.197717
5	0.060459	0.063564	0.065136



10	0.017872	0.019496	0.020359
15	0.006331	0.007105	0.007527
20	0.00253	0.002907	0.003117
25	0.001103	0.001293	0.001401
30	0.000513	0.000613	0.000671
35	0.000252	0.000306	0.000338
40	0.000129	0.00016	0.000177
45	6.88E-05	8.61E-05	9.61E-05
50	3.78E-05	4.79E-05	5.4E-05

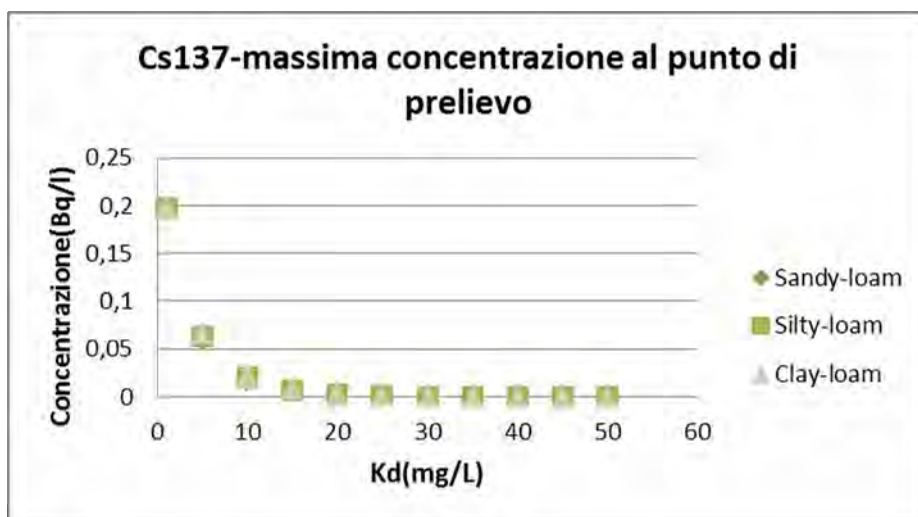


Tabella 4.63 – Co60: massima concentrazione al punto di prelievo al variare del Kd per diverse classi di suolo.

Kd (mg/L)	Concentrazione (Bq/l)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
1	4.23E-10	4.38E-10	4.45E-10
5	6.68E-12	7.81E-12	8.43E-12
10	2E-13	2.55E-13	2.87E-13
15	1.28E-14	1.73E-14	2.01E-14
20	1.24E-15	1.76E-15	2.11E-15
25	1.58E-16	2.35E-16	2.86E-16
30	2.45E-17	3.78E-17	4.7E-17



35	4.49E-18	7.13E-18	9.01E-18
40	9.29E-19	1.52E-18	1.96E-18
45	2.11E-19	3.57E-19	4.66E-19
50	5.21E-20	9.07E-20	1.2E-19

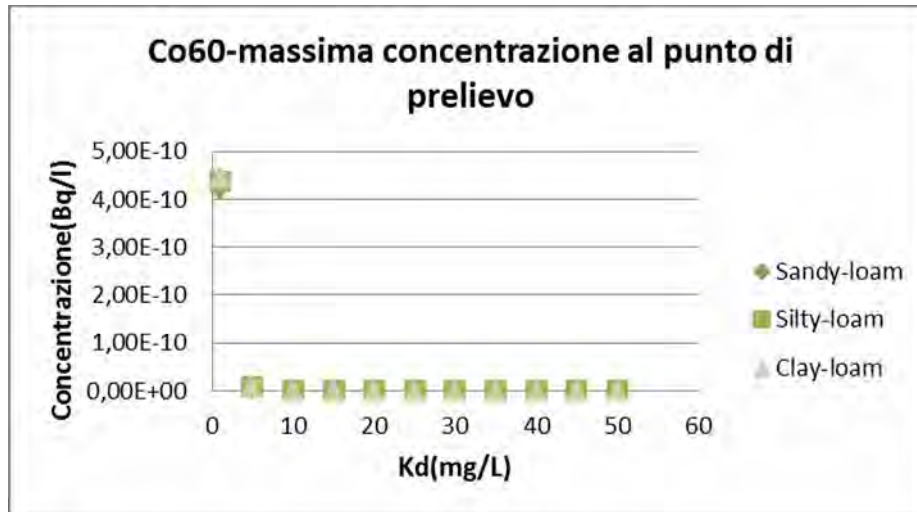


Tabella 4.64 – Pu239: massima concentrazione al punto di prelievo al variare del Kd per diverse classi di suolo.

Kd (mg/L)	Concentrazione (Bq/l)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
1	1309.914	1309.111	1308.526
5	1279.543	1280.071	1280.145
10	1232.458	1235.737	1237.162
15	1173.018	1179.538	1182.598
20	1109.614	1118.795	1123.227
25	1048.564	1059.493	1064.948
30	1004.344	1014.298	1019.113
35	959.9591	971.5726	977.2925
40	928.9779	932.0929	935.4629
45	904.7751	915.4562	919.6073
50	863.2822	880.9796	888.9017

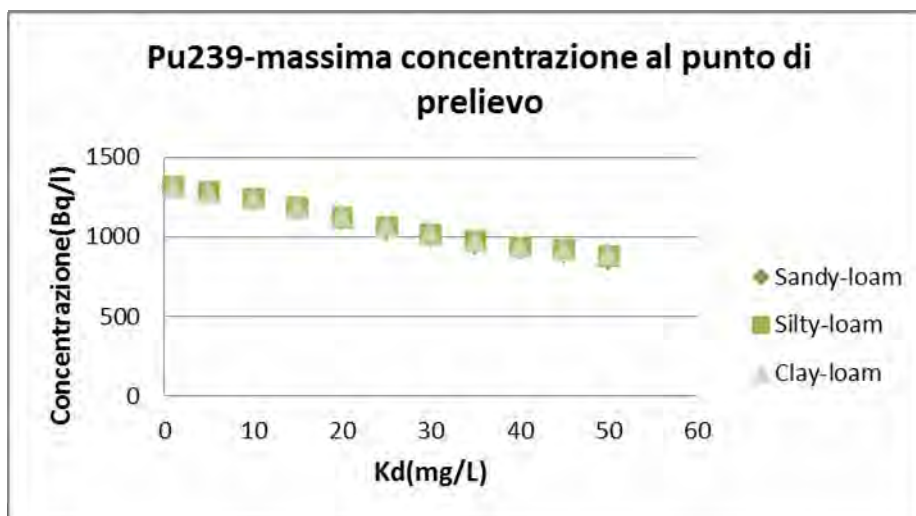
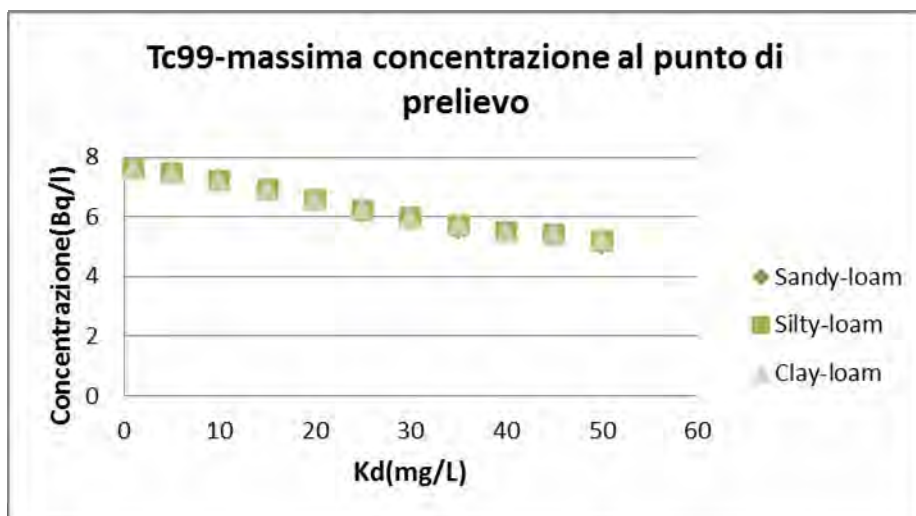


Tabella 4.65 – Tc99: massima concentrazione al punto di prelievo al variare del Kd per diverse classi di suolo.

Kd (mg/L)	Concentrazione (Bq/l)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
1	7.61161	7.606841	7.603404
5	7.450664	7.452988	7.453062
10	7.195753	7.213391	7.220953
15	6.866405	6.902531	6.919352
20	6.510635	6.562087	6.586888
25	6.164374	6.227415	6.25815
30	5.890507	5.945911	5.972755
35	5.64058	5.705718	5.738034
40	5.490807	5.510203	5.510884
45	5.34899	5.411135	5.436732
50	5.104516	5.20822	5.25733



4.1.2.6 Zona satura : velocità di Darcy

Si simula sempre lo scenario rappresentato in Figura 4.6. La zona insatura presente le seguenti caratteristiche:

- Spessore di 15 m;
- $K_d = 5 \text{ mg/l}$ per tutti i radionuclidi;
- Classe di suolo : sandy-loam.

Il punto di prelievo è posto a 100 m dalla sorgente e si considera nell'acquifero, per tutti i radionuclidi presi in esame, un coefficiente di distribuzione pari a 5 mg/l. Si fa poi variare la velocità di Darcy nell'intervallo compreso tra 10 e 120 m/anno e si rileva come varia la concentrazione massima e l'istante in cui essa si verifica in funzione del K_d e delle tre classi di suolo considerate : sandy-loam, silty-loam e clay-loam.

Nelle tabelle 4.53, 4.54, 4.55 e 4.56 sono riportati gli istanti in cui si verifica la massima concentrazione al variare della velocità di Darcy per i contaminanti considerati. La velocità di Darcy rappresenta il moto dell'acqua in un mezzo poroso saturo ed è data dal rapporto tra la portata defluente Q attraverso una sezione retta A e la sezione stessa ed è proporzionale al gradiente idraulico i secondo la conducibilità idraulica del terreno K_{sat} . Si nota che all'aumentare della velocità di Darcy si riduce il tempo in cui si verifica la massima concentrazione, infatti si riduce il tempo impiegato a percorrere lo stesso percorso. L'andamento nei tre tipi di suolo è simile e nel caso del plutonio e del tecnezio i tempi di arrivo sono superiori rispetto a quelli del cesio e del cobalto perché hanno dei tempi di decadimento maggiori.



Tabella 4.66– Cs137: istante in cui si verifica la massima concentrazione al punto di prelievo al variare della velocità di Darcy per diverse classi di suolo.

Vd (m/anno)	Tempo (anni)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
10	349.9118	348.0742	347.1639
20	319.6364	318.3439	317.7071
30	306.7688	305.7771	305.2898
40	299.4554	298.6557	298.2634
50	294.9374	294.2644	293.9346
60	291.782	291.2011	290.9167
70	289.3782	288.8697	288.6208
80	287.6044	287.1504	286.9283
90	286.1969	285.787	285.5865
100	285.0147	284.6422	284.4601
110	284.0727	283.7304	283.5631
120	283.2518	282.9361	282.7817

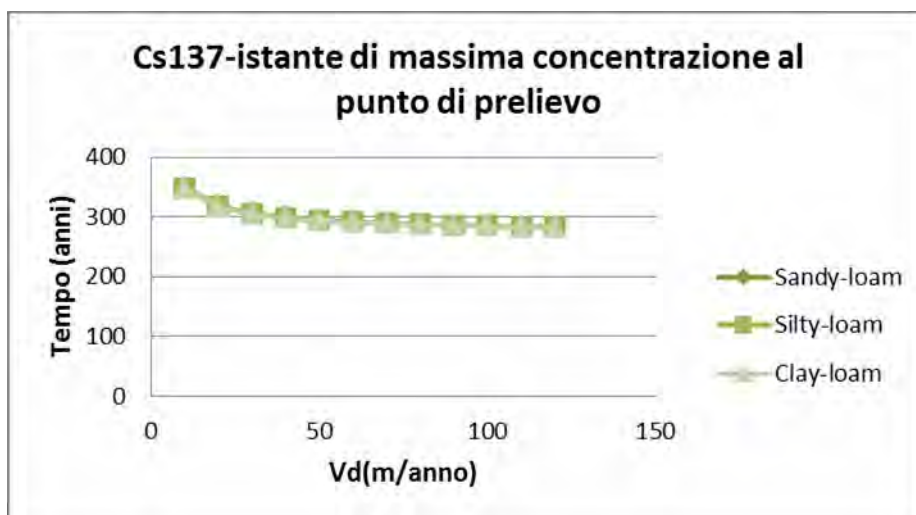


Tabella 4.67 – Co60: istante in cui si verifica la massima concentrazione al punto di prelievo al variare della velocità di Darcy per diverse classi di suolo.

Vd	Tempo (anni)
----	--------------



(m/anno)	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
10	156.518	155.9196	155.6216
20	145.773	145.2507	144.9904
30	140.1555	139.6763	139.4379
40	136.4105	135.9677	135.7478
50	133.8042	133.3924	133.1881
60	131.8129	131.4286	131.2382
70	130.1826	129.8236	129.646
80	128.9071	128.5699	128.4032
90	127.8462	127.5284	127.3715
100	126.9184	126.6187	126.4708
110	126.1534	125.8694	125.7294
120	125.4668	125.1975	125.0648

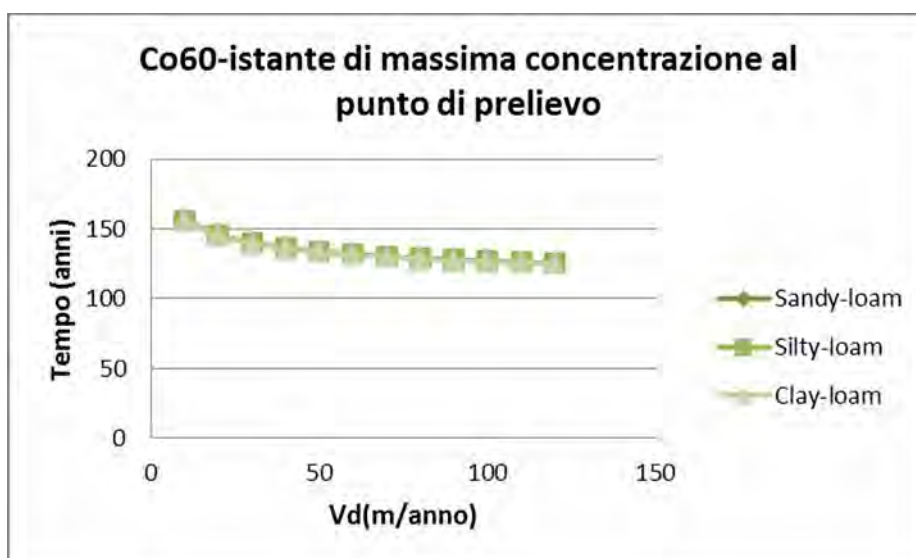


Tabella 4.68 – Pu239: istante in cui si verifica la massima concentrazione al punto di prelievo al variare della velocità di Darcy per diverse classi di suolo.

Vd (m/anno)	Tempo (anni)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
10	732.6846	730.489	729.4186
20	701.8006	700.7026	700.1674



30	691.5346	690.8016	690.4443
40	686.3081	685.761	685.4943
50	683.2769	682.8376	682.6235
60	681.2438	680.8768	680.6979
70	679.7393	679.4258	679.2731
80	678.6529	678.3781	678.2441
90	677.805	677.5603	677.441
100	677.1022	676.8824	676.7753
110	676.5482	676.3482	676.2507
120	676.0698	675.8868	675.7977

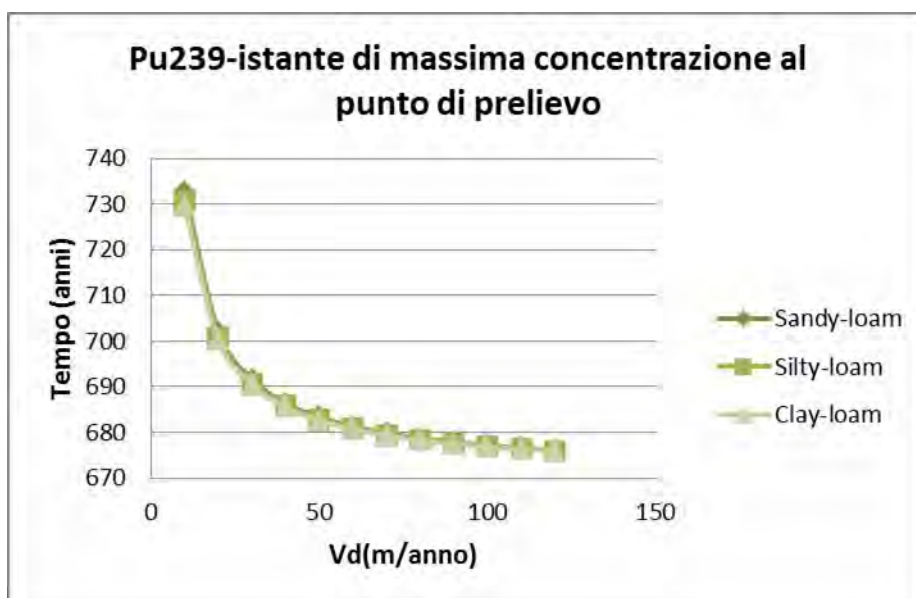
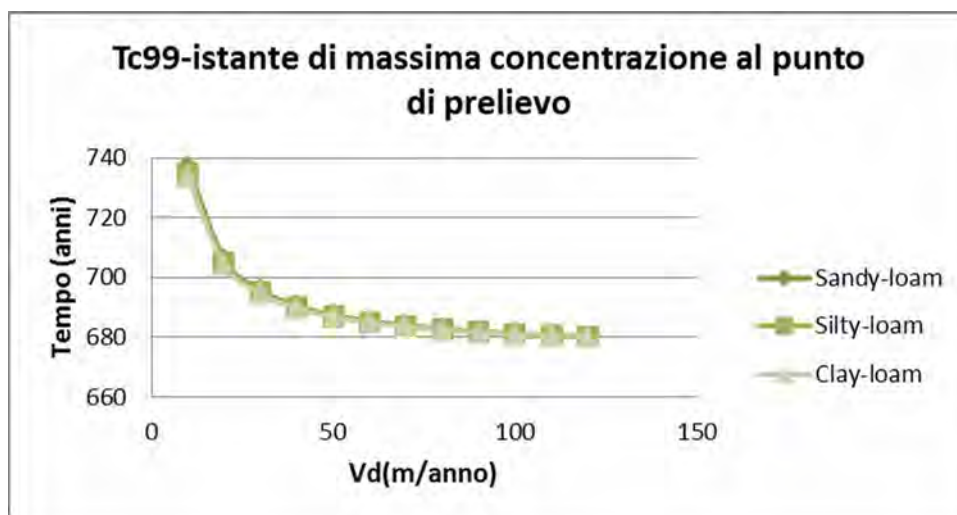


Tabella 4.69 – Tc99: istante in cui si verifica la massima concentrazione al punto di prelievo al variare della velocità di Darcy per diverse classi di suolo.

Vd (m/anno)	Tempo (anni)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
10	736.8976	734.6993	733.6277
20	705.9852	704.8865	704.3509
30	695.7139	694.9807	694.6232



40	690.4855	689.9382	689.6714
50	687.4536	687.014	686.7999
60	685.4199	685.0529	684.8738
70	683.9152	683.6016	683.4488
80	682.8286	682.5536	682.4197
90	681.9805	681.7358	681.6165
100	681.2776	681.0579	680.9507
110	680.7236	680.5236	680.426
120	680.2452	680.0621	679.973



Nelle tabelle 4.57, 4.58, 4.59 e 4.60 sono riportati i valori delle concentrazioni massime al variare della velocità di Darcy e dei tre diversi tipi di suolo considerati. L'andamento per i tre radionuclidi non è lo stesso. Nel caso del cesio, la concentrazione aumenta fino ad una velocità di 20 m/anno per poi diminuire per Vd superiori. Il cobalto ha un andamento simile a quello del cesio, solo che la concentrazione diminuisce per Vd superiori ai 80 m/anno. Nel caso del plutonio e del cesio la concentrazione invece aumenta all'aumentare della velocità di Darcy a partire da un Vd= 10 m/anno. Anche in questo caso, l'andamento nelle tre classi di suolo considerate, dei quattro radionuclidi di interesse, è pressoché uguale.

Tabella 4.70 - Cs137: massima concentrazione al punto di prelievo al variare della velocità di Darcy per diverse classi di suolo.



Vd (m/anno)	Concentrazione (Bq/l)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
10	0.060459	0.063564	0.065136
20	0.065296	0.067157	0.068078
30	0.057336	0.058462	0.059016
40	0.04942	0.050162	0.050527
50	0.043214	0.043743	0.044002
60	0.038255	0.038651	0.038845
70	0.034125	0.034428	0.034577
80	0.030876	0.031119	0.031238
90	0.028177	0.028375	0.028472
100	0.025825	0.025988	0.026068
110	0.023895	0.024033	0.024101
120	0.022173	0.02229	0.022348

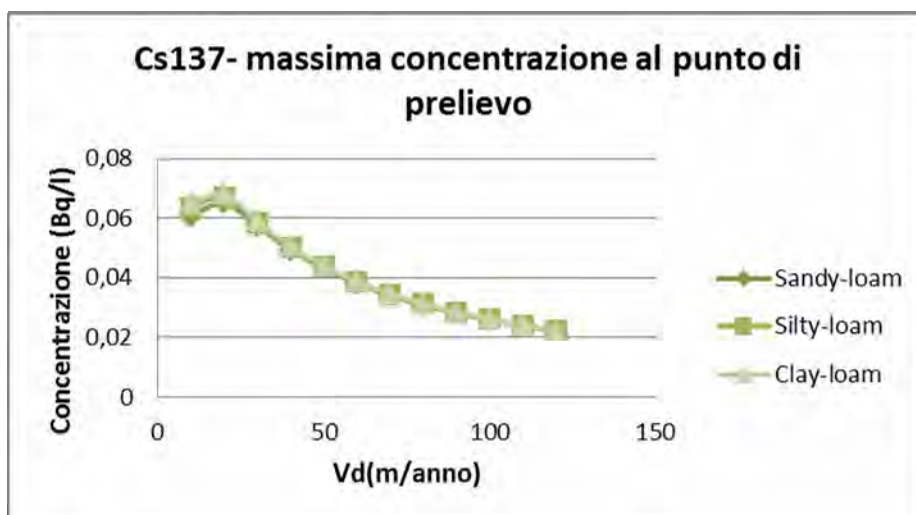


Tabella 4.71 – Co60: massima concentrazione al punto di prelievo al variare della velocità di Darcy per diverse classi di suolo.

Vd (m/anno)	Concentrazione (Bq/l)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam



10	6.68E-12	7.81E-12	8.43E-12
20	4.14E-11	4.59E-11	4.83E-11
30	7.78E-11	8.42E-11	8.75E-11
40	1.05E-10	1.12E-10	1.15E-10
50	1.21E-10	1.28E-10	1.32E-10
60	1.31E-10	1.38E-10	1.41E-10
70	1.37E-10	1.43E-10	1.46E-10
80	1.39E-10	1.44E-10	1.47E-10
90	1.389E-10	1.437E-10	1.46E-10
100	1.38E-10	1.42E-10	1.44E-10
110	1.35E-10	1.39E-10	1.41E-10
120	1.33E-10	1.36E-10	1.38E-10

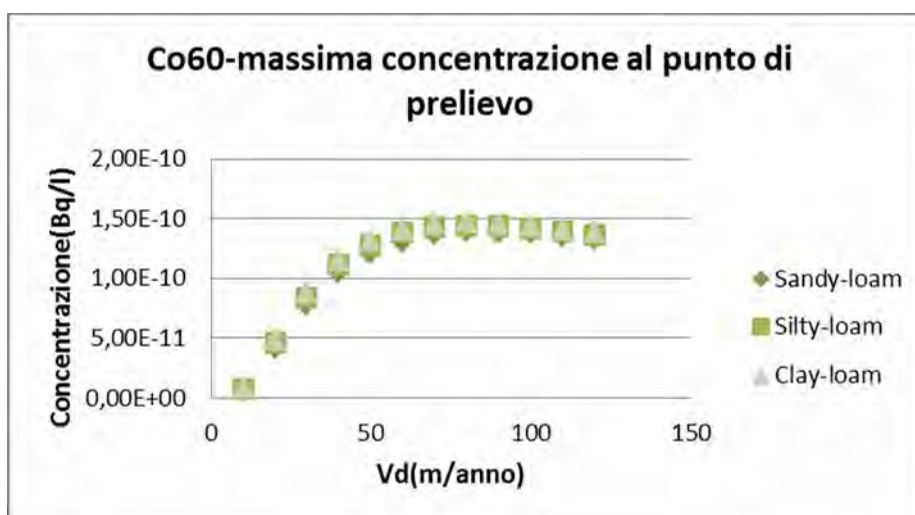


Tabella 4.72 – Pu239: massima concentrazione al punto di prelievo al variare della velocità di Darcy per diverse classi di suolo.

Vd (m/anno)	Concentrazione (Bq/l)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
10	1279.543	1280.071	1280.145
20	659.4466	659.545	659.5465
30	444.1635	444.1961	444.1957



40	332.9647	332.9879	332.9874
50	268.0137	268.0286	268.0283
60	224.2604	224.2708	224.2705
70	191.7878	191.7953	191.7951
80	168.289	168.2948	168.2945
90	149.9194	149.9239	149.9238
100	134.6739	134.6776	134.6775
110	122.6472	122.6502	122.65
120	112.2513	112.2538	112.2537

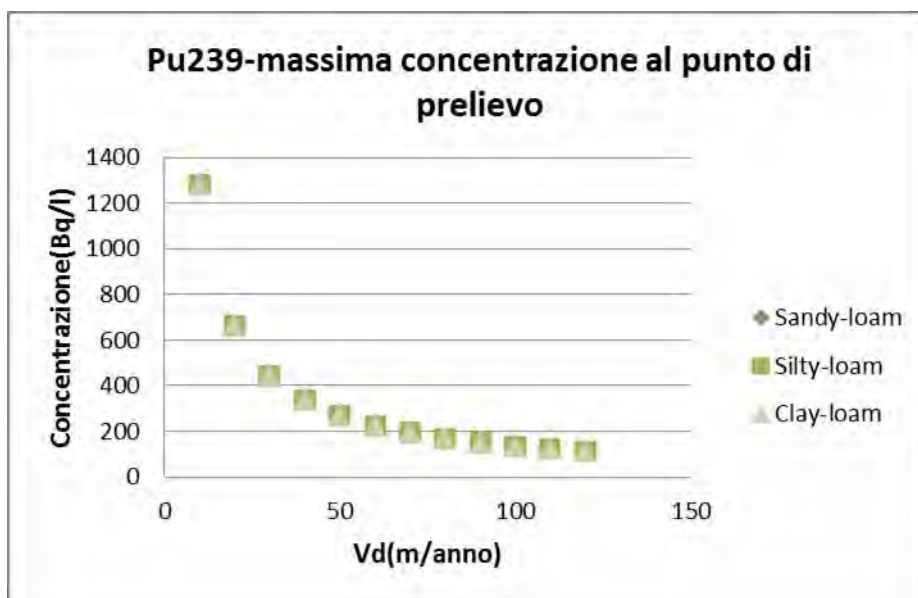
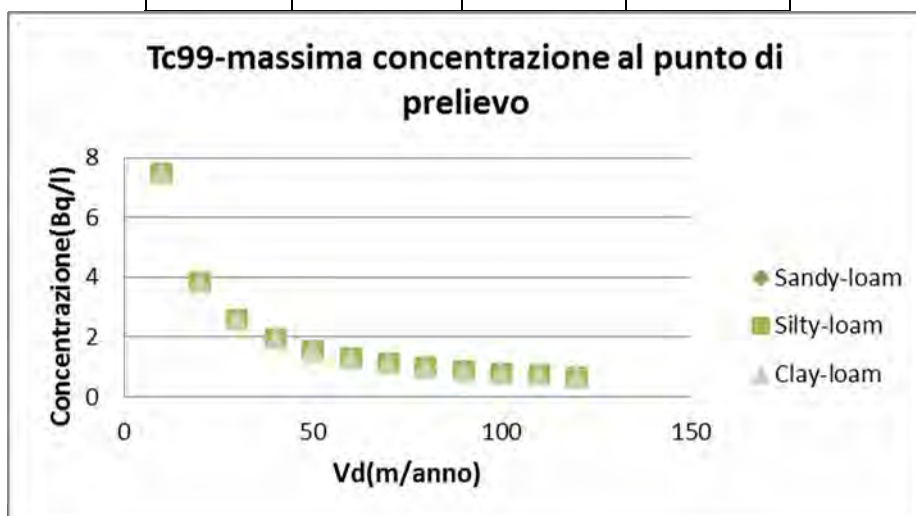


Tabella 4.73 – Tc99: massima concentrazione al punto di prelievo al variare della velocità di Darcy per diverse classi di suolo.

Vd (m/anno)	Concentrazione (Bq/l)		
	Sandy-loam	Silty-loam	Clay-loam
10	7.450664	7.452988	7.453062
20	3.834569	3.834954	3.834872
30	2.581498	2.581661	2.581618
40	1.9348	1.934889	1.934863



50	1.557173	1.557229	1.557212
60	1.302847	1.302885	1.302874
70	1.114122	1.11415	1.114141
80	0.977567	0.977588	0.977582
90	0.870828	0.870845	0.870839
100	0.782248	0.782262	0.782257
110	0.712374	0.712385	0.712381
120	0.651977	0.651987	0.651983



4.1.3 Studio non parametrico : analisi di sensibilità ed incertezza

Gli studi non parametrici, a differenza di quelli parametrici, che fanno riferimento alla “curva gaussiana” e fissano dei parametri “rigidi”, non necessitano né di un’ipotesi iniziale (o a priori) né di un parametro e non assumono nessuna forma esplicita per le distribuzioni risultando quindi, in un certo senso, più elastici rispetto agli altri. Questi studi, permettono di quantificare l’incertezza insita nei parametri di input e nei processi da modellare e forniscono una stima di fiducia e affidabilità nei risultati previsti. Permettono inoltre di fornire preziose informazioni riguardanti i processi e parametri che sono più importanti nel caso in cui si voglia valutare ad esempio le prestazioni di un sito. Fra i metodi statistici non parametrici, il più conosciuto è il metodo Monte Carlo.

Questo metodo è utilizzato in SUM3 che è un’opzione disponibile sotto il modulo di sensibilità ed incertezza disponibile di FRAMES e che consente di effettuare un’analisi statistica usando i modelli deterministici esistenti nel programma. Tali modelli usano per ogni scenario modellato



un unico set di parametri di input e di condizioni a contorno e quindi ottengono un unico risultato senza quantificare l'incertezza associata.

Il modulo di sensibilità può essere collegato a qualsiasi modello che è stato integrato in FRAMES e permette all'utente di variare stocasticamente qualsiasi parametro di input che viene identificato nei modelli di processo. I parametri di input possono essere stocasticamente variati da un coefficiente di distribuzione, di correlazione, da un'equazione o da una qualsiasi combinazione di queste tre opzioni. Quattro distribuzioni sono attualmente disponibili : uniforme, log-uniforme, normale e log-normale. Questo consente agli utenti di condurre un'analisi di sensibilità e/o incertezza per capire l'influenza e l'importanza della variabilità/incertezza dei parametri di input sul flusso del costituente, sulla concentrazione e sugli impatti sulla salute umana.

Il modulo SUM³, come detto precedentemente, utilizza il campionamento Monte Carlo che utilizza i numeri casuali del metodo Latin Hypercube.

Il Metodo Monte Carlo è un metodo statistico che, utilizzando uno specifico algoritmo, "sfrutta" la simulazione per ottenere delle stime di un evento. Il metodo Montecarlo, in altre parole, parte da un fenomeno che vuole esaminare, ne effettua una simulazione ed utilizza tale simulazione per "ipotizzare" come tale fenomeno potrebbe evolversi in base a certe circostanze. Una volta effettuato questo calcolo utilizzando un apposito algoritmo, si cerca di stabilire fra le diverse ipotesi in cui potrebbe evolversi il fenomeno qual è quella più probabile. Va notato però che il numero di realizzazioni necessarie per una simulazione casuale probabilistica di Monte Carlo, aumenta all'aumentare del numero di variabili incerte di input. Per questo viene utilizzato il metodo LHS (Latin Hypercube Sampling) che è un campionamento stratificato e che riduce il numero di realizzazioni necessarie per garantire che i valori siano campionati da tutta l'intera distribuzione in ingresso.

Nel presente studio, è stata eseguita un'analisi di sensibilità ed incertezza dello scenario rappresentato in Figura 4.6 con un'analisi di regressione lineare "stepwise" (graduale) per determinare i parametri di input che sono maggiormente correlati ed indicando quelli che sono più importanti per valutazione del sito. L'analisi di regressione multipla prevede la costruzione di un modello di regressione lineare degli output simulati (variabili dipendenti) e delle variabili stocastiche di input (variabili indipendenti) usando una procedura ai minimi quadrati. La regressione lineare graduale è una versione modifica di regressione multipla che aggiunge in maniera selettiva parametri di input al modello di regressione in fasi successive. Con questo



metodo, è realizzata una sequenza di modelli di regressione in modo che i parametri più importanti di input vengono aggiunti alla regressione successivamente, per migliorare la correlazione complessiva.

4.1.4 Analisi e discussione

Per eseguire un'analisi di sensibilità e incertezza e quindi utilizzare il modulo SUM³ è stato necessario implementare oltre i moduli già visti (source, vadose zone e aquifer), anche i moduli “exposure pathways”, “receptor intakes” ed “health impacts” (Figura 4.7).

Lo scenario utilizzato per quest'analisi è sempre quello di Figura 4.6. Quindi è simulato un rilascio di Cs137, Co60, Pu239 e Tc99 attraverso un sito di rifiuti che si immette prima nella zona insatura e poi nell'acquifero dove è posto un pozzo di prelievo a 100 m dal punto di immissione.

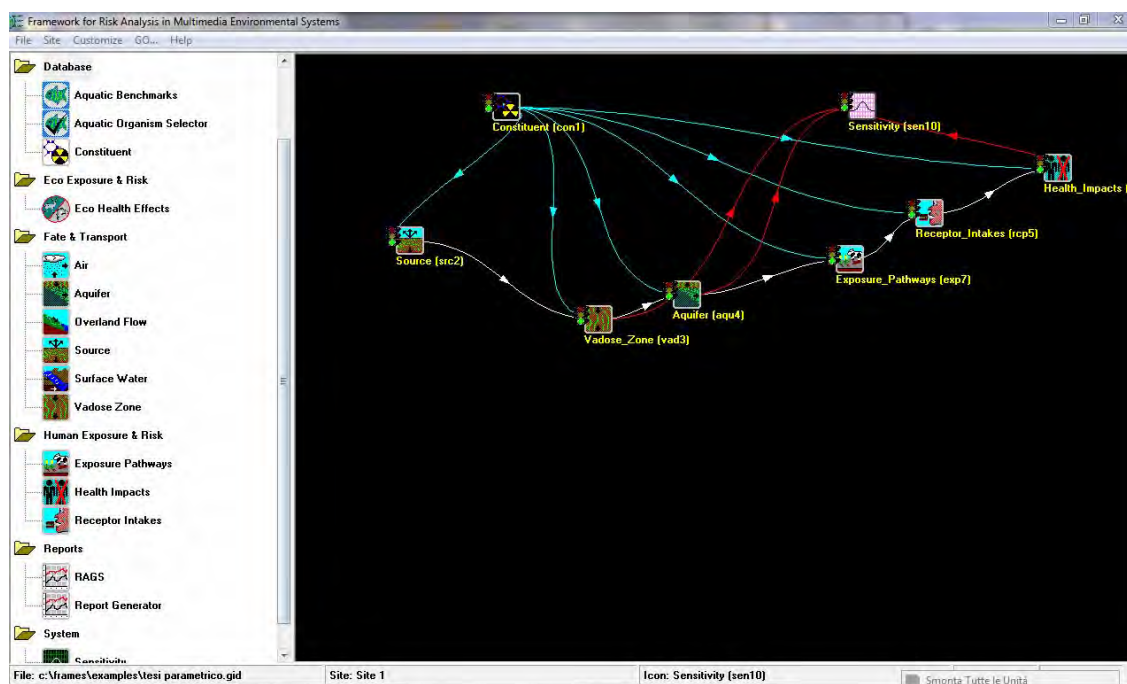


Figura 4.28 – Moduli implementati in FRAMES per l'analisi di sensibilità ed incertezza.

Per quanto riguarda i moduli exposure, receptor e health impacts i dati inseriti sono quelli riportati nelle Figure 4.8, 4.9, 4.10, 4.11.



CIRTEN

The figure consists of two screenshots of the MEPAS Chronic Exposure Module interface. The top screenshot shows the 'Ground Water' tab with 'Exposure duration -- EG-DGWED' set to 70 yr. The bottom screenshot shows the 'Exposure Controls' tab with 'Time to start exposure computation - EC-TEXPOS' set to 0 yr, 'Maximum time for reporting - EC-MAXTIM' set to 1000 yr, and 'Number of time points for evaluation - EC-NTIMES' set to 100. Both screenshots show various ingestion and inhalation pathways with checkboxes for selection.

MEPAS Chronic Exposure Module - exp14

File Reference Customize Help

Ground Water Exposure Controls Leach Rates Constituent Parameters

Exposure duration -- EG-DGWED 70 yr Ref: 0

Pathways Water Usage

Plant Product Ingestion
☒ Leafy vegetables
☐ Other vegetables

Animal Product Ingestion
☒ Meat
☒ Milk

Other Ingestion
☒ Drinking water
☒ Shower water

Dermal
☒ Shower

Inhalation
☐ Air - Volatiles from water
☐ Shower - Air
☒ Indoor - Air

MEPAS Chronic Exposure Module - exp14

File Reference Customize Help

Ground Water Exposure Controls Leach Rates Constituent Parameters

Time to start exposure computation - EC-TEXPOS 0 yr Ref: 0

Maximum time for reporting - EC-MAXTIM 1000 yr Ref: 0

Number of time points for evaluation - EC-NTIMES 100 Ref: 0

Figura 4.29 – Dati inseriti nelle opzioni “Ground Water” e “Exposure Controls” del Chronic Exposure Module di MEPAS.

The figure consists of two screenshots of the MEPAS Chronic Exposure Module interface. The left screenshot shows the 'Leach Rates' tab with various soil and infiltration parameters. The right screenshot shows the 'Constituent Parameters' tab with 'TECHNECIUM-99' selected and a physical loss half-time of 212000 yr. Both screenshots show dropdown menus and input fields for different parameters.

MEPAS Chronic Exposure Module - exp14

File Reference Customize Help

Ground Water Exposure Controls Leach Rates Constituent Parameters

Leachrate selection option -- EC-LEACHOPTION
User provides soil and Kd parameters Soil Class - EC-CLASS

Soil adsorption coefficient (Kd)
TECHNECIUM-99 5 mL/g Ref: 0
== Select Adsorption Coeffici ==

Surface soil thickness -- EC-THICK 20 cm Ref: 0

Surface soil moisture content -- EC-MOIST 0.3 fraction Ref: 0

Surface soil bulk density -- EC-BULKD 1.48 g/cm³ Ref: 0

Total infiltration rate -- EC-LEADY 30 cm/yr Ref: 0

MEPAS Chronic Exposure Module - exp14

File Reference Customize Help

Ground Water Exposure Controls Leach Rates Constituent Parameters

Constituent - EC-CNAME
TECHNECIUM-99

Parameters
Physical loss half-time in Surf 212000 yr Ref: 0

Value must be greater than 0

Figura 4.30 - Dati inseriti nelle opzioni “Leach Rates” e “Costituent Parameters” del Chronic Exposure Module di MEPAS.



MEPAS Receptor Intake Module - rcp15

File Reference Customize Help

Body weight of individual -- IC-BODYWT	70 kg	Ref: 10
Exposure duration -- IC-EXPDUR	70 yr	Ref: 0
Water dermal absorption model -- IC-DERM	EPA model	
Ground water ingestion rate -- IG-UDW/GW	2 L/day	Ref: 12
Surface water ingestion rate -- IW-UDW/WSW	2 L/day	Ref: 12
Age lower bound for individual -- IC-TAGE1	0 yr	Ref: 10
Age upper bound for individual -- IC-TAGE2	70 yr	Ref: 10
Method for inhalation impact analysis -- HE-INHAL	Air concentration	

Value must be between 1 and 100 kg

Figura 4.31 - Dati inseriti nel Receptor Intake Module di MEPAS.

MEPAS Human Health Impacts Module - hei16

File Reference Help

Chemical Radionuclide

☒ Calculate lifetime cancer incidence -- CHEMRISK
☐ Calculate hazard index -- CHEMHI
Hazard quotient threshold limit -- RFDLIM 0.0 Ref: 0

Method for inhalation impact analysis -- INHALE Daily Intake

MEPAS Human Health Impacts Module - hei16

File Reference Help

Chemical Radionuclide

Cancer risk evaluation method -- IHEAST ICRP dose and risk factors

Thickness of contaminated soil/sediment layer -- TSOIL 0.2 m Ref: 0
Density of contaminated soil/sediment layer -- DSOIL 1.48 g/cm³ Ref: 0

☒ Calculate lifetime cancer incidence -- HE-INC
Conversion factor -- HE-CONINC 0.06 risk/Sv Ref: 0
☐ Calculate cancer fatalities -- HE-FAT
☐ Calculate lifetime cancer and severe hereditary effects -- HE-FSHH
☒ Calculate radiation dose commitment (CEDE) -- HE-CEDE

Figura 4.32- Dati inseriti nelle opzioni "Chemical" e "Radionuclide" dell'Human Health Impacts Module di MEPAS.



Il modulo di analisi di sensibilità ed incertezza viene aggiunto dopo che tutti i dati sono stati inseriti e che i moduli sono stati eseguiti con successo (la luce di ogni icona è verde).

Come nell'approccio parametrico, le variabili stocastiche di input prese in considerazione per tutti e quattro i radionuclidi di interesse sono: lo spessore della zona vadosa, il Kd della zona satura e dell'acquifero, la distanza dal punto di prelievo, la velocità di Darcy, la dispersione longitudinale (Ldisp), trasversale (Tdisp) e verticale (Vdisp) (Figura 4.12).

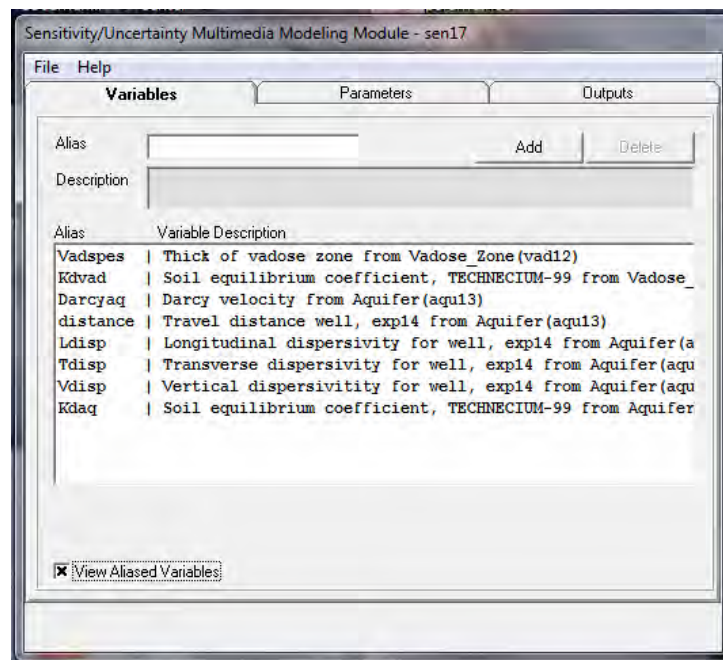


Figura 4.33 - Dati inseriti nell'opzione "Variables" del Sensitivity Uncertainty Multimedia Modeling Module di MEPAS.

Si assegnano le seguenti distribuzioni o equazioni ad ognuno dei parametri stocastici:

- Spess Vad (m): Uniform, Min = 5, Max = 30;
- Kd Vad (ml/g): Log-Uniform, Min = 1, Max = 50;
- Darcy Aq (m/yr): Uniform, Min = 10, Max = 120;
- Distance (m): Log-Uniform, Min = 50, Max = 1000;
- LdispAq (m): Equation: distance*0.1;
- TdispAq (m): Equation: distance*0.033;
- VdispAq (m): Equation: distance*0.00025
- Kd Aq (ml/g): Log-Uniform, Min = 1, Max =50.



E la seguente correlazione:

- k_dV_{ad} e K_dA_q sono correlate positivamente a 0.9.

Come variabili di output, sono state prese in considerazione la concentrazione, considerata anche nello studio parametrico e la dose equivalente di picco nell'acquifero per ogni radionuclide preso in esame (Figura 4.13). La dose equivalente permette di misurare gli effetti biologici e il danno provocato dall'assorbimento di [radiazioni](#) su un organismo o su un determinato organo o tessuto.

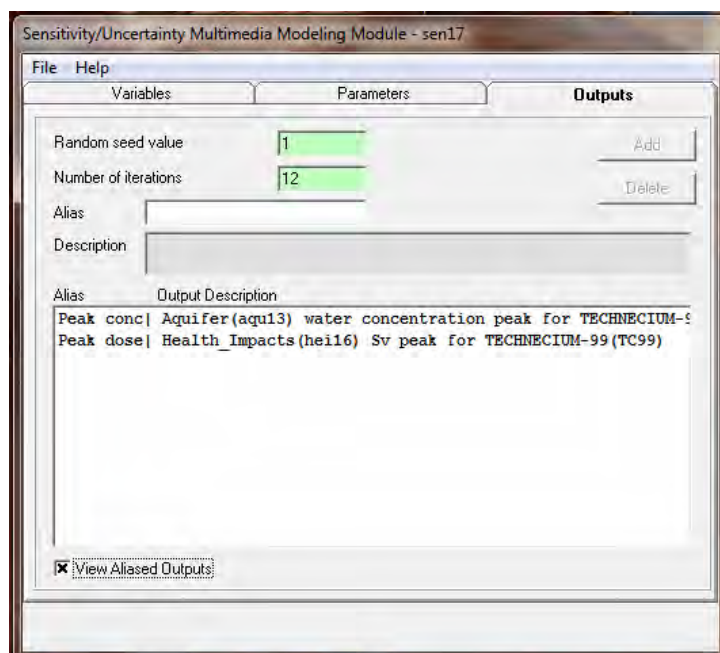


Figura 4.34 - Dati inseriti nell'opzione "Outputs" del Sensitivity Uncertainty Multimedia Modeling Module di MEPAS.

Si fa poi girare l'ultimo modulo e dai valori di output ottenuti dal Viewer "Text View" del sensitivity module, si costruiscono i seguenti istogrammi (Grafici 4.33- 4.40) che mostrano i risultati della regressione lineare graduale dell'analisi di sensibilità realizzata eseguendo le 12 ipotetiche realizzazioni, per i quattro radionuclidi di interesse. L'asse orizzontale è rappresentato dalle variabili stocastiche indipendenti considerate, mentre l'asse delle ordinate è rappresentato da ΔR^2 che rappresenta la variazione del coefficiente di determinazione quando una nuova variabile indipendente viene aggiunta al modello. Il coefficiente di determinazione (più comunemente R^2), dal punto di vista statistico, è una proporzione tra la variabilità dei dati e la



correttezza del modello statistico utilizzato. Non esiste una definizione concordata di R^2 . Nelle [regressioni lineari](#) esso è semplicemente il quadrato del [coefficiente di correlazione](#).

Il valore di ΔR^2 descrive la percentuale di incertezza o variabilità nei valori di picco della concentrazione e della dose dei contaminanti simulati nell'acquifero, causati dall'incertezza presente in ogni variabile di input. Se ΔR^2 è prossimo ad 1 significa che le variabili indipendenti predicono bene il valore della [variabile dipendente](#) presa in considerazione, mentre se è pari a 0, significa che non lo fanno.

Nei grafici 4.33 e 4.34 sono riportati i risultati della regressione lineare del Cs137. L'analisi di sensibilità mostra che la concentrazione di picco nell'acquifero è più sensibile alla distanza (circa il 70 % delle incertezze nella concentrazione del Cs nell'acquifero può essere spiegato dall'incertezza nella distanza del punto di prelievo dal punto di immissione) seguita dallo spessore della zona vadosa (più del 20%) e dal K_d del cesio sia nella zona vadosa (quasi il 20%) che zona satura (circa il 10 %). Gli stessi parametri influenzano anche la dose di picco del contaminante nell'acquifero.

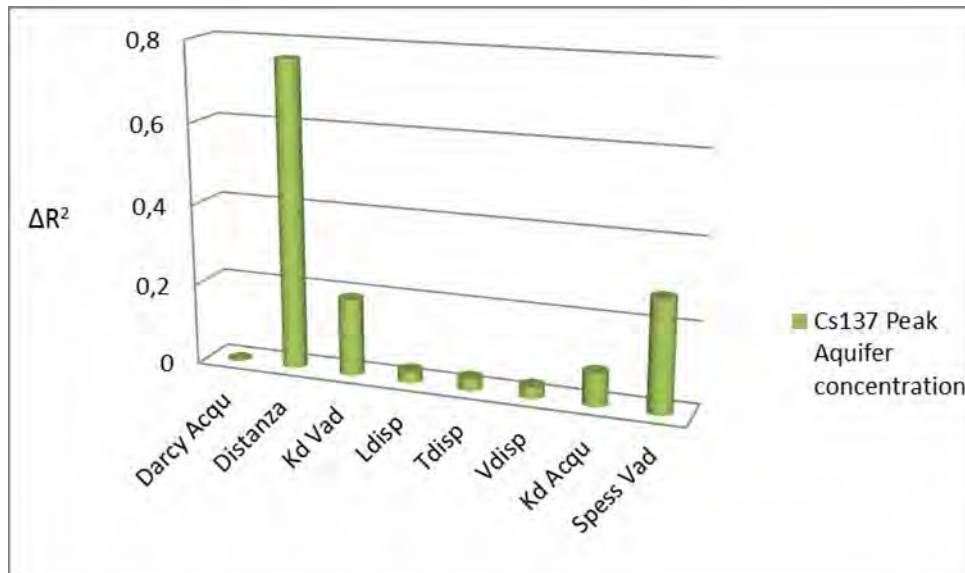


Grafico 4.33 - Cs137: risultati della regressione lineare sulla dipendenza della concentrazione di picco nell'acquifero dalle variabili stocastiche considerate.

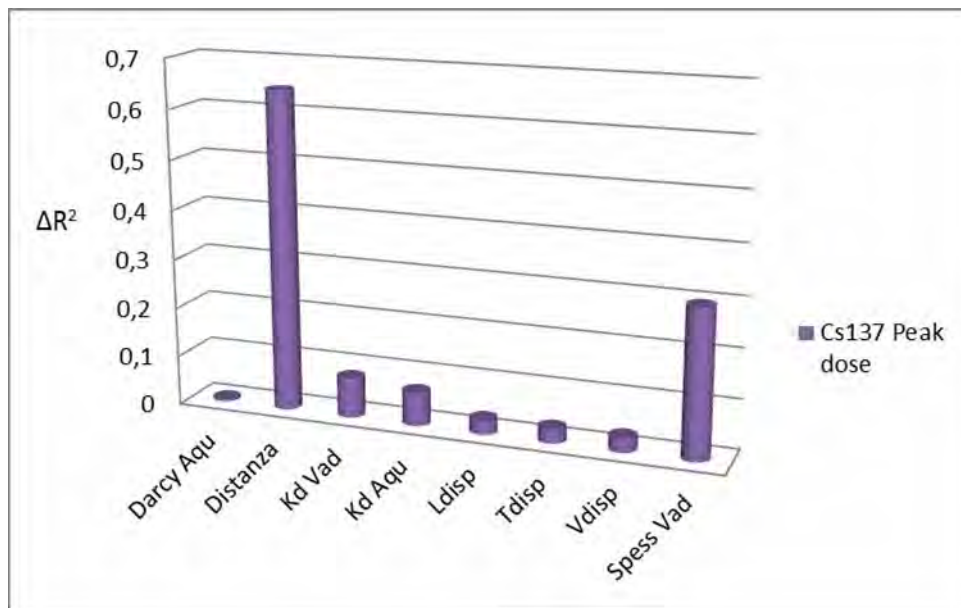


Grafico 4.34 - Cs137: risultati della regressione lineare sulla dipendenza della dose di picco nell'acquifero dalle variabili stocastiche considerate.

Nei grafici 4.35 e 4.36 sono riportati i risultati della regressione lineare del Co60. La distanza dal punto di immissione al pozzo, è il parametro più significativo che influenza la concentrazione di picco del cobalto nell'acquifero (circa del 60%), seguito dallo spessore nella zona insatura (più del 40 %). Gli stessi parametri influenzano in maniera significativa la distribuzione della dose di picco del cesio nell'acquifero.

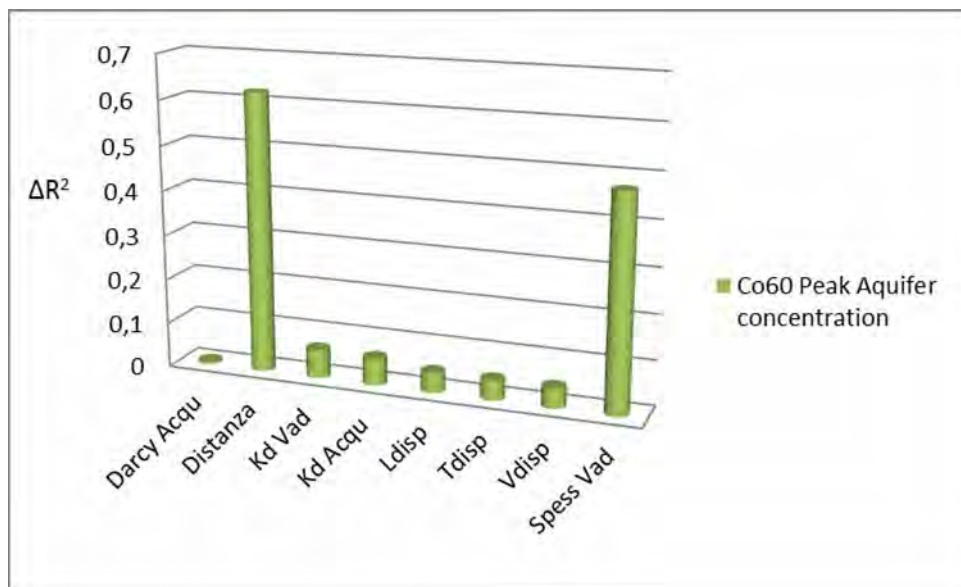


Grafico 4.35 – Co60: risultati della regressione lineare sulla dipendenza della concentrazione di picco nell'acquifero dalle variabili stocastiche considerate.

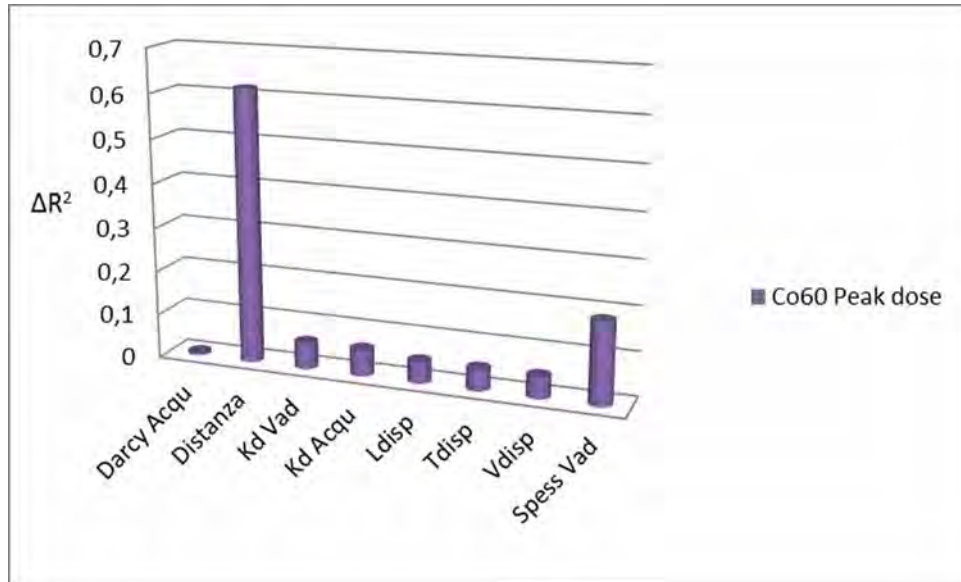


Grafico 4.36 - Co60: risultati della regressione lineare sulla dipendenza della dose di picco nell'acquifero dalle variabili stocastiche considerate.

Nei grafici 4.37 e 4.38 sono riportati i risultati della regressione lineare del Pu239. In quest'analisi di sensibilità si evidenzia che la concentrazione di picco del plutonio nell'acquifero è influenzata particolarmente dal Kd del plutonio nella zona vadosa (intorno al 20%) seguito dallo spessore della zona insatura e dal Kd del plutonio nell'acquifero. In questo caso i valori del ΔR^2 sono inferiori ad 1, quindi le variabili stocastiche considerate, predicono meno bene la concentrazione di picco.

Nel caso della dose di picco, i parametri più significativi sono la distanza dal punto di immissione al punto di prelievo nell'acquifero (più dell' 80%) e lo spessore della zona vadosa (circa il 20%).

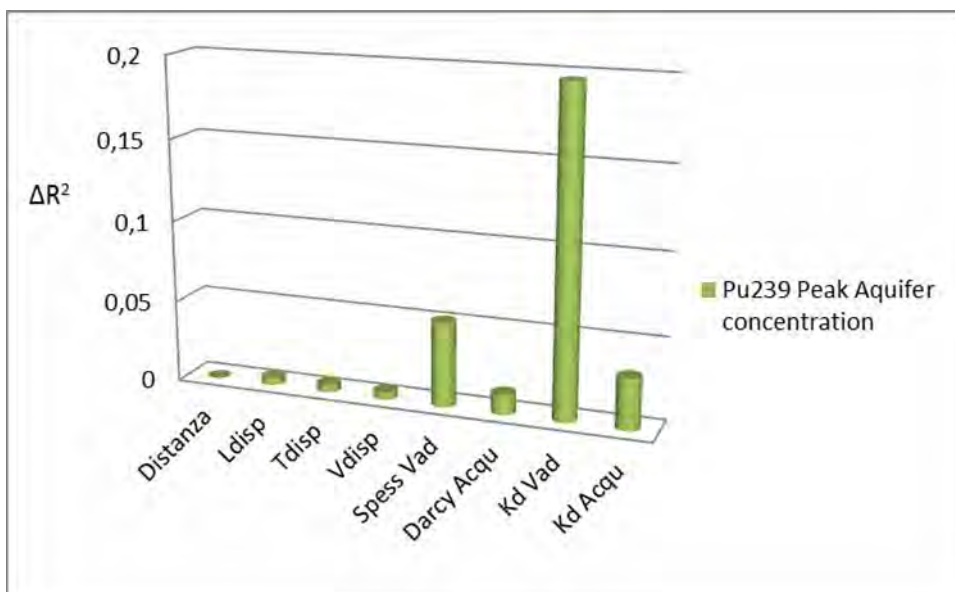


Grafico 4.37 – Pu239: risultati della regressione lineare sulla dipendenza della concentrazione di picco nell’acquifero dalle variabili stocastiche considerate.

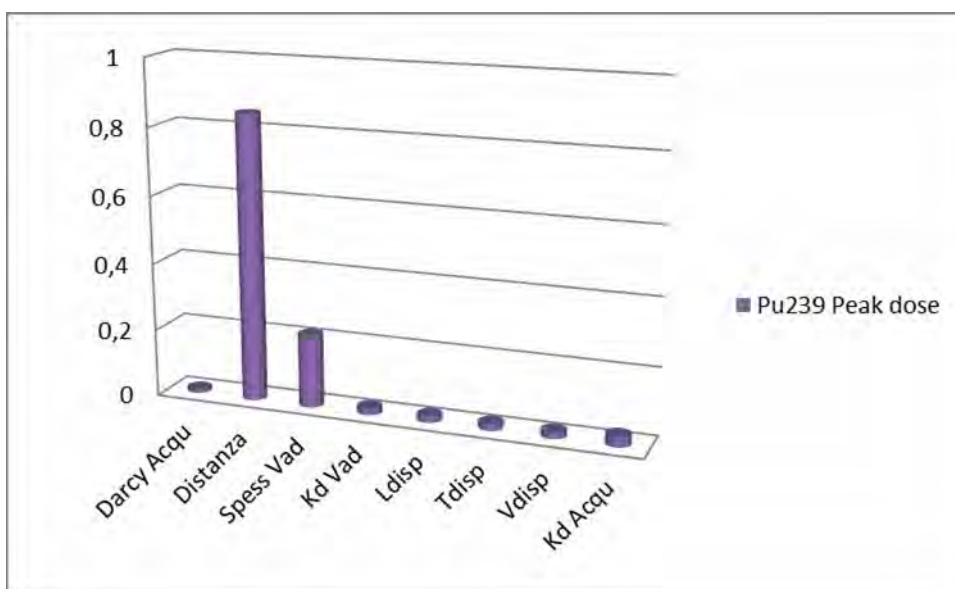


Grafico 4.38 – Pu239: risultati della regressione lineare sulla dipendenza della dose di picco nell’acquifero dalle variabili stocastiche considerate.

Nei grafici 4.39 e 4.40 sono riportati i risultati della regressione lineare del Tc99. La concentrazione di picco del tecnezio nell’acquifero è sensibile principalmente al Kd del tecnezio nella zona insatura (più del 20 %) seguito dalla velocità di Darcy e dal Kd del radionuclide nell’acquifero. Per quanto riguarda la dose di picco, i parametri più importanti sono la distanza e lo spessore nella zona vadosa.

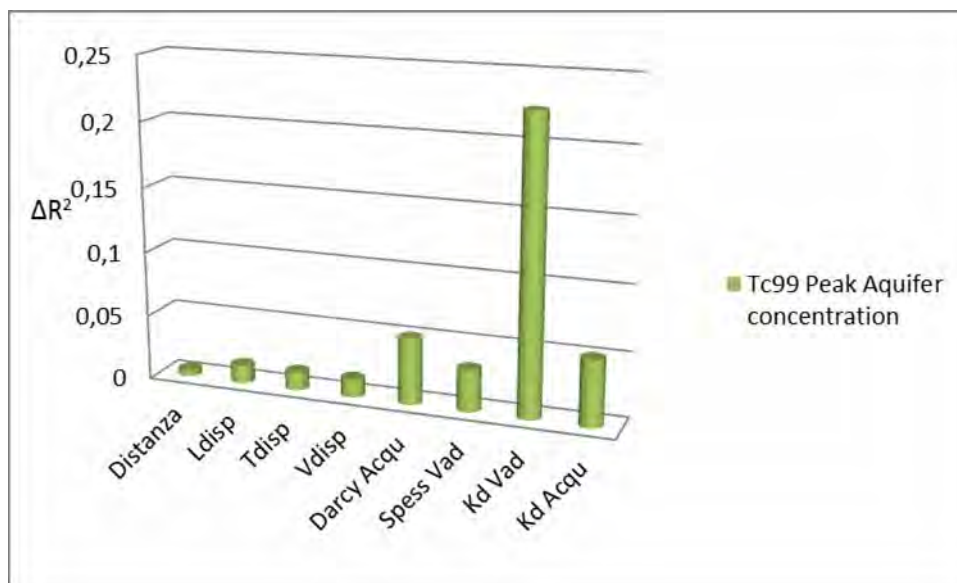


Grafico 4.39 – Tc99: risultati della regressione lineare sulla dipendenza della concentrazione di picco nell’acquifero dalle variabili stocastiche considerate.

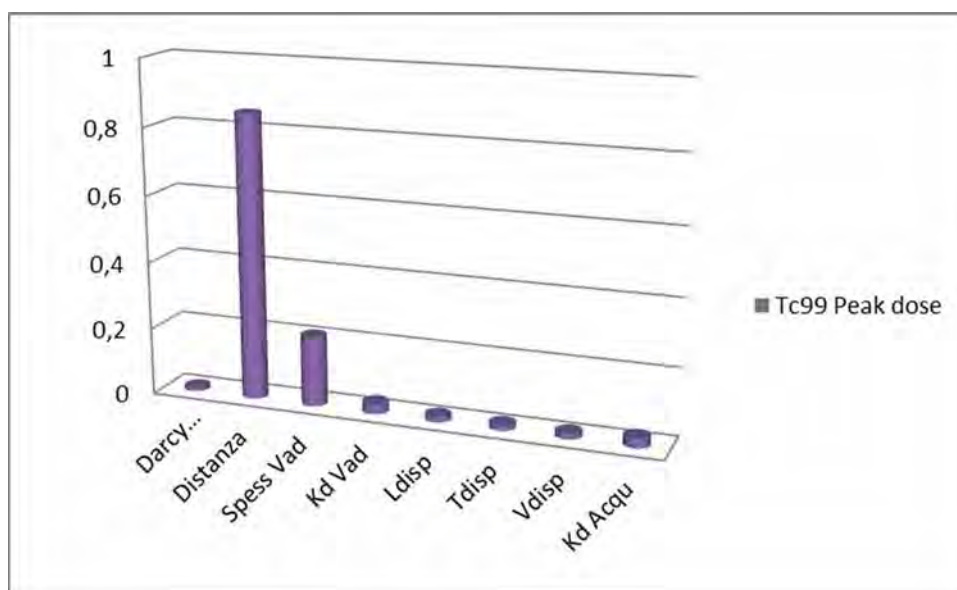


Grafico 4.40 – Tc99: risultati della regressione lineare sulla dipendenza della dose di picco nell’acquifero dalle variabili stocastiche considerate.

I risultati ottenuti dimostrano che i modelli di regressione multipla graduale forniscono un’analisi di sensibilità che identifica i parametri più importanti che impattano sullo scenario simulato. Quest’informazione può essere utilizzata per identificare e dare priorità di ricerca per



una migliore caratterizzazione dei processi e dei parametri che quindi hanno maggiore impatto sulle concentrazioni e sulle dosi equivalenti.

5 Conclusioni

E' stato rilevato che il lavoro effettuato funge da preambolo alla simulazione ed all'analisi di rischio di situazioni ed impianti reali, sia in condizioni di normale esercizio, sia in condizioni accidentali.

Questo grazie al codice di calcolo FRAMES, la cui caratteristica fondamentale è la versatilità nel definire sia lo scenario ambientale sia il tipo di rilascio (impulsivo o continuo).

FRAMES utilizza un approccio non tradizionale che riunisce, attraverso le matrici ambientali, i modelli di rilascio e trasporto con i moduli di valutazione delle vie di esposizione e delle conseguenti stime di rischio per la salute di tipo radiologico, non radiologico, cancerogeno e non cancerogeno e che combina insieme tutte le principali vie di esposizione in una struttura di calcolo complessa. La modularità del codice consente quindi il suo utilizzo in un'ampia casistica di trasporti ambientali e di valutazioni di rischio.

Di notevole interesse sono le caratteristiche e le potenzialità dei modelli utilizzati dal codice:

- 1- il database dei contaminanti contiene 500 differenti tipi di inquinanti suddivisi in Radionuclidi, inquinanti chimici organici ed inorganici;
- 2- il modello di rilascio consente di effettuare il bilancio di massa, la ripartizione dei contaminanti sulle diverse vie di contaminazione sia per siti attivi (rilasci programmati) che per siti non attivi (depositi);
- 3- i modelli di trasporto riguardano l'aria, il suolo, le acque superficiali e le acque sotterranee;
- 4- le vie di esposizione utilizzabili sono l'inalazione, l'ingestione, il contatto dermico e l'irraggiamento.

Tutte queste caratteristiche, consentono di utilizzare FRAMES non solo in campo nucleare, ma anche :

- in attività industriali con emissioni di sostanze chimiche in fase gassosa da fabbriche farmaceutiche,
- per le emissioni di fumi da impianti tipo termo inceneritori;
- per l'analisi di siti di stoccaggio di rifiuti radioattivi;



- per la simulazioni di rilasci esistenti o presunti.

Nel presente lavoro l'utilizzo del FRAMES è stato utile per eseguire un rilascio di inquinanti radioattivi nel suolo e sottosuolo.

Dallo studio parametrico è emerso che non è possibile effettuare una stima a priori di come avverrà la diffusione di contaminanti valida per ogni rilascio e per ogni sito, poiché i parametri geologici e geometrici del sito possono influire su più meccanismi di trasporto contemporaneamente e dando luogo ad effetti contrastanti, i quali, combinandosi, provocano effetti diversi a seconda dello scenario in esame. Ogni sito è a sé, deve essere analizzato e modellato separatamente. Inoltre, le ipotesi da considerare per rendere l'analisi conservativa, variano a seconda della finalità dell'analisi.

I vantaggi che derivano dall'utilizzo del FRAMES rispetto all'utilizzo dei calcoli manuali o di più software distinti sono i seguenti:

- Riproducibilità: l'analisi può essere effettuata da più persone in tempi e in luoghi diversi, impiegando poco tempo;
- E' possibile visualizzare schematizzazione del problema;
- Si può implementare facilmente un'analisi di incertezza col metodo Monte Carlo;
- La visualizzazione dei risultati è chiara ed ergonomica;
- Si possono scegliere modelli di più o meno sofisticati a seconda della necessità.

La possibilità di eseguire un'analisi di incertezza ed incertezza ha consentito di eseguire anche uno studio non parametrico. I metodi non parametrici rispetto a quelli parametrici:

- necessitano né di un'ipotesi iniziale (o a priori) né di un parametro e non assumono nessuna forma esplicita per le distribuzioni risultando quindi, in un certo senso, più elastici rispetto agli altri;
- forniscono risposte rapide con calcoli elementari, quando i campioni sono piccoli,
- sono meno sensibili ai valori anomali e quindi più estesamente applicabili;
- portano a conclusioni più generali e sono più difficilmente confutabili;
- spesso sono più facili da capire;
- in certe condizioni, hanno addirittura una potenza maggiore, in particolare quando i dati raccolti sono molto distanti dagli assunti di validità del test parametrico;



Lo studio parametrico, ha permesso di quantificare l'incertezza insita nei parametri di input e nei processi da modellare e di fornire una stima di fiducia e affidabilità nei risultati previsti. L'analisi di regressione lineare "stepwise" (graduale) ha poi consentito di determinare i parametri di input che sono maggiormente correlati ed di indicare quelli che sono più importanti per valutazione del sito.

Dal punto di vista statistico, in condizioni di incertezza sull'esistenza delle condizioni richieste da un test parametrico, come quasi sempre succede quando si dispone di pochi dati, una soluzione sempre più diffusa suggerisce una duplice strategia:

- 1- utilizzare un test appropriato di statistica parametrica,
- 2- convalidare tali risultati mediante l'applicazione di un test non parametrico equivalente.

Se le probabilità stimate con i due differenti metodi risultano simili, sono confermate la robustezza del test parametrico e la sua sostanziale validità anche in quel caso. Il test non parametrico quindi:

- può servire per confermare i risultati ottenuti con quello parametrico;
- come misura preventiva contro eventuali obiezioni sulla normalità ed omoschedasticità dei dati.

Se le probabilità dei due test (non il loro valore, che è stimato sulla base di logiche diverse) risultassero sensibilmente differenti, dovrebbe essere considerato come più attendibile il test non parametrico. In generale, il consiglio pratico è che quando se si è incerti se utilizzare un test parametrico oppure uno non parametrico, si usano entrambi. I metodi non parametrici sono meno potenti, per cui è più difficile rifiutare l'ipotesi nulla; ma quando l'ipotesi nulla è rifiutata, generalmente le conclusioni non possono essere sospettate d'invalidità.

6 Riferimenti bibliografici

1. A. Autore, B. Autore, "Titolo dell'articolo", Rivista o Libro, n. volume (anno), pp. iniziale-finale. Nel caso di libri seguono Editore, Luogo di pubblicazione.
2. <http://mepas.pnnl.gov/mepas/mvad/requirements.html>
3. http://mepas.pnnl.gov/mepas/formulations/air/air_form.html



7 Breve curriculum scientifico del gruppo di lavoro

Il gruppo di lavoro incaricato della presente attività di ricerca è costituito da un ricercatore dell'Università degli Studi di Roma «La Sapienza», Romolo Remetti e dall'Ingegnere Maria Giangregorio.

Romolo Remetti ha conseguito la laurea in Ingegneria Nucleare nel 1982 e il Dottorato di Ricerca in Energetica (II ciclo) nel 1988. E' iscritto all'Ordine degli Ingegneri di Roma dal 1983 ed è Esperto Qualificato di 3° Grado. Dal 1995 è Ricercatore Confermato presso la Facoltà di Ingegneria Civile e Industriale dell'Università degli Studi di Roma «La Sapienza» nel Settore Scientifico Disciplinare ING-IND/20 – Misure e Strumentazione Nucleari. Dal 2007 eroga gli insegnamenti di Strumentazione e Controllo degli Impianti Nucleari e di Radioprotezione per in Corso di Laurea in Ingegneria Energetica. Come attività di ricerca si occupa di caratterizzazione di materiali nucleari tramite tecniche neutroniche, spettrometria gamma e scintillazione liquida. E' autore di circa 100 pubblicazioni scientifiche nell'ambito delle Misure Nucleari. E' Liaison Officer della Nuclear Energy Agency per «La Sapienza», è stato Membro Aggregato della Commissione Esami di Stato per Ingegneria Nucleare/Energetica dal 1986 al 2010 e Membro Effettivo della Commissione Esami di Stato per Ingegneria nel 2011 e nel 2012. E' preposto alla radioprotezione per il Dipartimento di Scienze di Base e Applicate per l'Ingegneria dell'Università «La Sapienza» ed è stato Segretario Tecnico della Commissione Tecnico Scientifica della Presidenza del Consiglio dei Ministri per la Sicurezza Nucleare (2003 - 2006). Maria Giangregorio, nel 2012 ha conseguito la laurea magistrale in Ingegneria dell'Ambiente per lo Sviluppo Sostenibile, con la votazione di 110/110 e lode, presso l'Università degli Studi di Roma «La Sapienza», discutendo, avendo come relatore il prof. Romolo Remetti, una tesi di laurea teorico-sperimentale sui modelli matematici di dispersione nel suolo e sottosuolo di inquinanti radioattivi.

Precedentemente, nel luglio 2008, aveva conseguito la laurea di 1° livello in Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio, sempre presso «La Sapienza» di Roma, discutendo la tesi «Codice di calcolo FRAMES: trasporto e diffusione degli inquinanti in aria» (relatore il prof. Romolo Remetti), ottenendo la votazione di 110/110 e lode.

Attualmente collabora con il prof. Remetti su tematiche inerenti l'utilizzazione del codice FRAMES per lo studio del trasporto di materiale radioattivo in suolo e sottosuolo.