

APPENDICE T**MODELLI ANALITICI E NUMERICI PER IL
TRASPORTO DEI CONTAMINANTI IN FALDA****T.1 Introduzione**

Nella presente appendice si riportano i risultati ottenuti dal confronto tra l'utilizzo di modelli analitici e numerici per la simulazione del fenomeno di trasporto di un contaminante in falda.

Come modello analitico è stato utilizzato il modello di Domenico, mentre come modello numerico è stato utilizzato il software FeFlow 5.3x. I due modelli, analitico e numerico, permettono di stimare la concentrazione dell'inquinante al punto di esposizione (punto di conformità) nota la concentrazione dello stesso in corrispondenza della sorgente di contaminazione.

La presente appendice si suddivide in tre parti:

1. nella prima parte sono descritte le principali caratteristiche dei modelli analitici e numerici utilizzati;
2. nella seconda parte vengono riportati i risultati conseguiti con l'applicazione dei suddetti modelli, ponendo in evidenza le differenze riscontrate tra approccio analitico e numerico;
3. la terza parte è costituita dalla stima del rischio sanitario associato ad ingestione d'acqua di falda.

T.2 Descrizione dei modelli analitici e numerici

Sulla base del principio di conservazione della massa, l'equazione di trasporto di contaminanti in un mezzo poroso saturo è definita dalla seguente espressione:

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = -\nabla (C \cdot v_{eff}) + \nabla [(D) \nabla C] - k_d C \quad (T.1)$$

La soluzione matematica dell'equazione differenziale alle derivate parziali (T.1) può essere determinata per via analitica o numerica a seconda delle ipotesi e del caso che si sta analizzando.

Inoltre, le soluzioni si possono differenziare in base al tipo di rilascio:

- Rilascio istantaneo (a pulso / puff)

➤ Rilascio continuo (plume)

e al tipo di attenuazione che subisce il contaminante durante il trasporto:

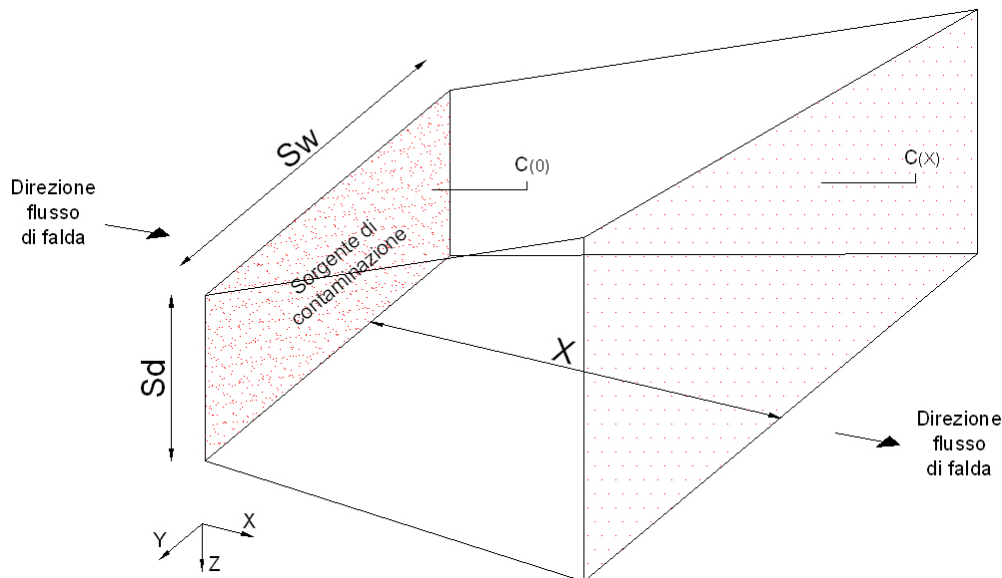
- Con biodegradazione
- Senza biodegradazione

Nel presente paragrafo è riportata, in forma sintetica, una descrizione dei modelli analitici e numerici utilizzati nel presente studio. Come modello analitico è stato utilizzato il modello di Domenico, mentre come modello numerico è stato utilizzato il software FeFlow 5.3x.

T.2.1 Modello analitico: Equazione di Domenico

Una delle soluzioni analitiche più utilizzate per il rilascio continuo, con o senza biodegradazione, è la soluzione di Domenico.

La soluzione di Domenico fornisce la distribuzione delle concentrazioni in un dominio spaziale tridimensionale, in regime variabile, per effetto dell'emissione continua di un contaminante attraverso una sorgente areale, posta su di un piano perpendicolare alla direzione del flusso di falda, (lungo asse x), avente dimensioni orizzontale S_w (lungo asse y) e verticale $S_d = \delta_{gw}$ (lungo asse z).



Considerando che la dispersione avvenga nella direzione longitudinale (x), lungo le due direzioni trasversali (-y, +y) e verticali (-z, +z), la distribuzione delle concentrazioni è data dalla seguente equazione:

$$\frac{C(x, y, z, t)}{C_0} = \frac{1}{8} \cdot \exp\left(\frac{x}{2\alpha_x} \left[1 - \sqrt{1 + \frac{4\lambda_i \alpha_x R_i}{v_e}}\right]\right) \cdot \operatorname{erfc}\left[\frac{R_i \cdot x - v_e \cdot t \sqrt{1 + \frac{4\lambda_i \alpha_x R_i}{v_e}}}{2 \cdot \sqrt{\alpha_x v_e R_i t}}\right] \cdot \left\{ \operatorname{erf}\left[\frac{y + 0.5S_w}{2\sqrt{\alpha_y x}}\right] - \operatorname{erf}\left[\frac{y - 0.5S_w}{2\sqrt{\alpha_y x}}\right] \right\} \cdot \left\{ \operatorname{erf}\left[\frac{z + S_d}{2\sqrt{\alpha_z x}}\right] - \operatorname{erf}\left[\frac{z - S_d}{2\sqrt{\alpha_z x}}\right] \right\}$$

Dove $\operatorname{erfc}(x)$ è la funzione errore complementare:

$$\operatorname{erfc}(x) = 1 - \operatorname{erf}(x)$$

La funzione errore è invece definita come:

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

Come si può osservare la variabile tempo compare solamente all'interno della funzione erfc ; quando l'argomento di tale funzione raggiunge il valore -2, la funzione erfc raggiunge il suo asintoto di valore 2 e si ottiene la soluzione stazionaria, nota come “equazione di Domenico” [Domenico e Schwartz, 1998].

$$\frac{C(x, y, z)}{C_0} = \frac{1}{4} \cdot \exp\left[\frac{x}{2\alpha_x} \cdot \left(1 - \sqrt{1 + \frac{4\lambda_i \alpha_x R_i}{v_e}}\right)\right] \cdot \left[\operatorname{erf}\left(\frac{y + 0.5S_w}{2\sqrt{\alpha_y x}}\right) - \operatorname{erf}\left(\frac{y - 0.5S_w}{2\sqrt{\alpha_y x}}\right) \right] \cdot \left[\operatorname{erf}\left(\frac{z + S_d}{2\sqrt{\alpha_z x}}\right) - \operatorname{erf}\left(\frac{z - S_d}{2\sqrt{\alpha_z x}}\right) \right]$$

dove $C(x, y, z)$ è la concentrazione nel punto di coordinate x, y, z (punto di conformità); C_0 è la concentrazione in falda alla sorgente; λ è il coefficiente di biodegradazione del primo ordine; R è il fattore di ritardo dovuto all'adsorbimento del contaminante sulla matrice solida; S_w è la larghezza della sorgente nella direzione y perpendicolare al flusso, $S_d (= \delta_{gw})$ è l'ampiezza della sorgente nella direzione z perpendicolare al flusso, e R è il fattore di ritardo.

Le principali ipotesi su cui si basa tale equazione sono stato stazionario ($t \rightarrow \infty$), emissione continua, concentrazione rappresentativa alla sorgente costante, sorgente di dimensioni finite, dispersione nelle tre direzioni dello spazio x, y, z , e convezione solo lungo la direzione di flusso x (velocità di trasporto unidirezionale e costante).

Il valore di concentrazione più elevato si avrà ovviamente lungo l'asse x ; pertanto ponendo $y = z = 0$ nella suddetta equazione e tenendo conto del fatto che $\operatorname{erf}(-B) = -\operatorname{erf}(B)$, si ottiene l'equazione semplificata che consente di calcolare la concentrazione $C(x)$ lungo l'asse longitudinale di flusso:

Caso 1 - DAF(1)

$$\frac{C(x)}{C_0} = \exp \left[\frac{x}{2\alpha_x} \left(1 - \sqrt{1 + \frac{4\lambda_i \alpha_x R_i}{v_e}} \right) \right] \cdot \left[\operatorname{erf} \left(\frac{S_w}{4\sqrt{\alpha_y x}} \right) \right] \cdot \left[\operatorname{erf} \left(\frac{S_d}{4\sqrt{\alpha_z x}} \right) \right] \quad (\text{T.2})$$

In tale equazione si tiene conto del fenomeno dispersivo in tutte le direzioni (x,y,z)

Caso 2 - DAF(2)

Se si ipotizza una dispersione lungo z solo nella direzione positiva, l'equazione diventa :

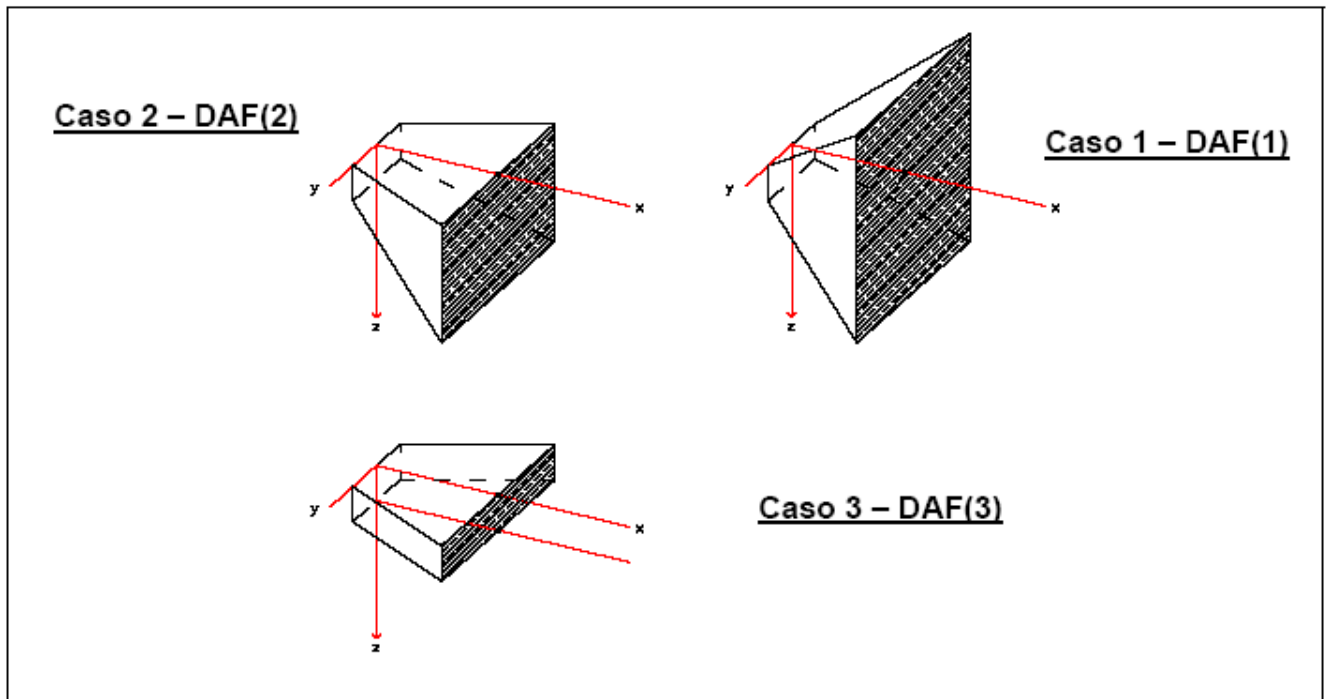
$$\frac{C(x)}{C_0} = \exp \left[\frac{x}{2\alpha_x} \left(1 - \sqrt{1 + \frac{4\lambda_i \alpha_x R_i}{v_e}} \right) \right] \cdot \left[\operatorname{erf} \left(\frac{S_w}{4\sqrt{\alpha_y x}} \right) \right] \cdot \left[\operatorname{erf} \left(\frac{S_d}{2\sqrt{\alpha_z x}} \right) \right] \quad (\text{T.3})$$

Questa ipotesi è valida ipotizzando che il piano di falda si comporti come un limite superiore alla dispersione nella direzione z e che il top della sorgente si trovi al limite del piano di falda.

Caso 3 - DAF(3)

Se l'acquifero è interessato in tutto il suo spessore dalla contaminazione, condizione possibile quanto minore è lo spessore dell'acquifero, non potrà esserci dispersione verticale, per cui l'equazione T.3 si semplifica come di seguito riportato:

$$\frac{C(x)}{C_0} = \exp \left[\frac{x}{2\alpha_x} \left(1 - \sqrt{1 + \frac{4\lambda_i \alpha_x R_i}{v_e}} \right) \right] \cdot \left[\operatorname{erf} \left(\frac{S_w}{4\sqrt{\alpha_y x}} \right) \right] \quad (\text{T.4})$$



T.2.2 Modelli numerici

T.2.2.1 Analisi dei modelli numerici

In Tabella T.1 sono riportate le principali caratteristiche dei software più diffusi a livello internazionale.

Tabella T.1: Elenco di software per trasporto nel mezzo saturo

Nome modello	Descrizione modello	Tipo	Processi	Caratteristiche	Output
Bioscreen	Simula l'attenuazione in falda di idrocarburi in seguito ad un rilascio di benzine.	2-D Analitico	Advezione Dispersione Diffusione Adsorbimento Decadimento	Può essere utilizzato con il metodo deterministico per stimare la concentrazione nel tempo ad una distanza fissata o con il metodo di Monte Carlo per analizzare la probabilità di avere una certa concentrazione.	Concentrazione dei contaminanti in falda
Modflow	Simula il flusso nell'acquifero.	2-D o 3-D Numerico (Differenze finite)	Ricarica d'acqua (acquiferi, precipitazioni irrigazione); Evapotraspirazione Pozzi	Simula esclusivamente il flusso in falda per acquiferi saturi confinati e non confinati. La simulazione può essere effettuata allo stato stazionario allo stato di transizione.	Carico Idraulico
Phast	Simula il flusso ed il trasporto di contaminanti in falda.	3-D Numerico (Differenze finite)	Advezione Dispersione Diffusione Adsorbimento Decadimento	Applicabile allo studio di acquiferi naturali o contaminati per la migrazione di nutrienti, contaminanti organici ed inorganici e radionuclidi.	Carico Idraulico Concentrazione dei contaminanti in falda Distribuzione della concentrazione dei contaminanti. Indice di saturazione
Sutra	Simula la lisciviazione ed il trasporto in falda.	2-D Ibrido Analitico-Numerico	Advezione Dispersione Diffusione Adsorbimento Capillarità	Permette di analizzare la lisciviazione collegandola al trasporto in falda.	Pressione Distribuzione delle concentrazioni nel tempo
WhAEM2000	Simula il flusso nell'acquifero.	2-D Numerico (Differenze finite)	Ricarica d'acqua (acquiferi, precipitazioni) Pozzi	Permette di delineare le zone di cattura dei pozzi di pompaggio	Carico Idraulico
AT123D	Simula il trasporto in falda di massa, fase disciolta, radionuclidi e calore	3-D Ibrido Analitico-Numerico	Advezione Dispersione Diffusione Adsorbimento Decadimento	Assume il flusso allo stato stazionario e con direzione uniforme 1D. Simula rilascio continuo, istantaneo o in steps temporali.	Distribuzione della concentrazione dei contaminanti. e del calore
FeFlow 5.3	Simula il flusso ed il trasporto di costituenti disciolti e/o calore nel sottosuolo (falda e/o zona vadosa)	2-D o 3-D Numerico (Differenze finite)	Advezione Dispersione Diffusione Adsorbimento Decadimento	Stato stazionario o stato di transizione Acquifero confinato o non confinato Stratificazione e disomogeneità dell'acquifero Rilasci variabili nel tempo (pozzi di pompaggio/emungimento; presenza di acquiferi in contatto; cuneo salino...)	Carico Idraulico Concentrazione dei contaminanti. Calore Pressione Velocità Saturazione

T.2.2.2 Modello numerico: FeFlow (Finite Element subsurface FLOW system)

Il software FeFlow (Finite Element subsurface FLOW system) è stato realizzato e messo in commercio dal WASY GmbH (Institute for Water Resources Planning and Systems Research) di Berlino. L'ultima versione di tale programma, che corrisponde a quella utilizzata nel seguente lavoro, è la versione 5.3x. E' possibile scaricare gratuitamente da internet la versione demo FeFlow 5.304 [www.wasy.de/english/products/FeFlow/download.html].

Si ritiene opportuno sottolineare che le due versioni suddette si differenziano in quanto:

- la versione Demo permette di simulare fino ad un massimo di 500 nodi per ogni Slice;
- la versione Demo permette di simulare fino ad un massimo di 5 Slices.

Il software FeFlow ver.5.3x permette di simulare, in due e tre dimensioni (2D e 3D), il moto di un fluido, e il trasporto di massa e di calore in un mezzo saturo (falda), insaturo o a saturazione variabile. E' possibile effettuare simulazioni in diverse condizioni:

- **Moto del fluido:**
 - Stato stazionario
 - Stato di transizione
- **Moto del fluido e trasporto di massa:**
 - Stato stazionario per il moto e per il trasporto
 - Stato stazionario per il moto e stato di transizione per il trasporto
 - Stato di transizione per il moto e per il trasporto
- **Trasmissione di calore:**
 - Stato stazionario
 - Stato di transizione

Nella trattazione in oggetto la trasmissione di calore non verrà presa in esame.

Nel caso di trasporto di massa si possono avere due tipi di simulazione.

- **Trasporto di una singola specie**
- **Trasporto di più specie**

SIMULAZIONI	STATO STAZIONARIO	STATO TRANSITORIO
Moto del fluido	<i>Sì</i>	<i>Sì</i>
Moto e trasporto di massa	<i>Sì</i>	<i>Sì</i>

Per la modellazione 2D si possono avere tre tipi di proiezione:

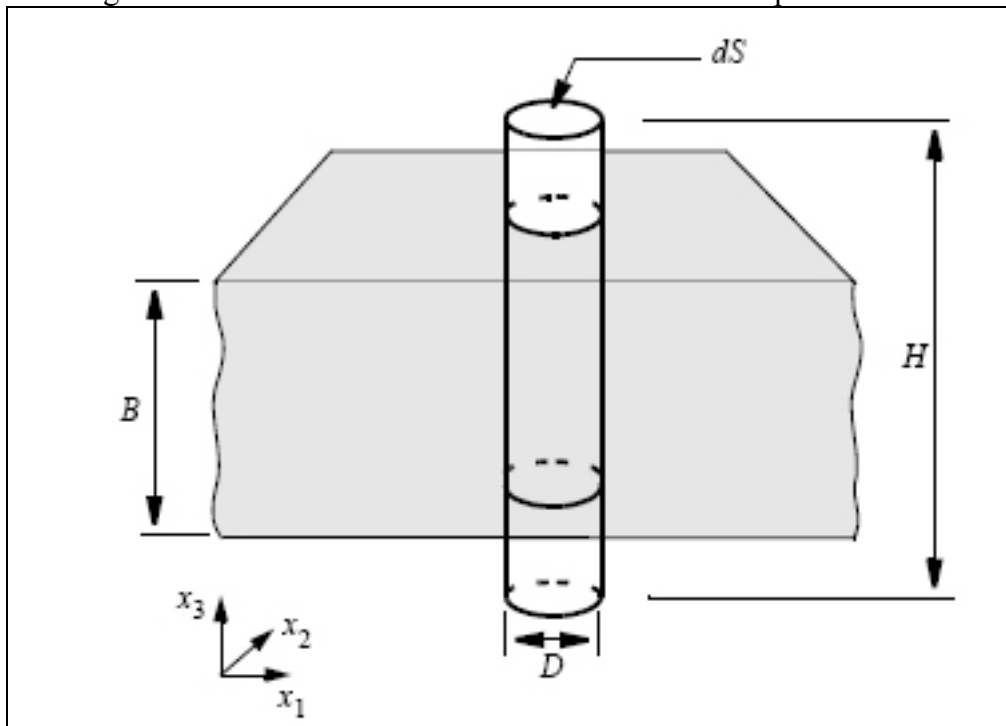
- **Orizzontale**
- **Verticale** (Trasporto nel mezzo insaturo o mezzo saturo confinato)
- **Asimmetrica** (Trasporto nel mezzo insaturo o mezzo saturo confinato)

T.2.2.2.a Equazioni acquifero

Di seguito vengono riportate le principali relazioni utilizzate dal software FeFlow per acquifero confinato e non confinato riguardo il:

- **Moto del fluido**
- **Trasporto di contaminanti**

Per il significato dei simboli si rimanda alla nomenclatura riportata alla fine dell'appendice.



Moto del fluido

$$B \frac{\partial}{\partial t} (\varepsilon \rho^f) + \varepsilon \rho^f \frac{\partial B}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x_i} (\rho^f \bar{q}_i^f) = \rho^f \bar{Q}_\rho$$

Dove:

$$\bar{q}_i^f = -T_{ij} \frac{\partial h}{\partial x_j}$$

Trasporto di contaminati

$$\frac{\partial}{\partial t}(\varepsilon RBC) + \frac{\partial}{\partial x_i}(\bar{q}_i^f C) - \frac{\partial}{\partial x_i} \left[B(D_{ij}^{molf} + D_{ij}^{dispf}) \frac{\partial C}{\partial x_j} \right] + \varepsilon RB\theta C = \bar{Q}_C$$

T.2.2.2.b Equazioni acquifero confinato**Moto del fluido**

$$\underbrace{(S_0 B)}_{\bar{S}_0} \frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial \bar{q}_i^f}{\partial x_i} = \bar{Q}_\rho$$

$$\bar{q}_i^f = -T_{ij} \frac{\partial h}{\partial x_j}$$

Trasporto di contaminati

$$\frac{\partial}{\partial t}(\varepsilon \bar{R}C) + \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\bar{q}_i^f C - \bar{D}_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right) + \varepsilon \bar{R}\theta C = \bar{Q}_C \text{ forma divergenza}$$

$$\varepsilon \bar{R}_d \frac{\partial C}{\partial t} + \bar{q}_i^f \frac{\partial C}{\partial x_i} - \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\bar{D}_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right) + (\varepsilon \bar{R}\theta + \bar{Q}_\rho)C = \bar{Q}_C \text{ forma convettiva}$$

T.2.2.2.c Equazioni acquifero non confinato**Moto del fluido**

$$\underbrace{(S_0 B + \varepsilon_e)}_{\bar{S}} \frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial \bar{q}_i^f}{\partial x_i} = \bar{Q}_\rho$$

$$\bar{q}_i^f = -BK_{ij} \frac{\partial h}{\partial x_j}$$

Trasporto di contaminati

$$\frac{\partial}{\partial t}(\varepsilon \bar{R}C) + \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\bar{q}_i^f C - \bar{D}_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right) + \varepsilon \bar{R}\theta C = \bar{Q}_C \text{ forma divergenza}$$

$$\varepsilon \bar{R}_d \frac{\partial C}{\partial t} + \bar{q}_i^f \frac{\partial C}{\partial x_i} - \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\bar{D}_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right) + (\varepsilon \bar{R}\theta + \bar{Q}_\rho)C = \bar{Q}_C \text{ forma convettiva}$$

T.2.2.2.d Condizioni iniziali

Nel dominio Ω le condizioni iniziali sono:

Flusso

$$h(x_i, 0) = h_I(x_i) \quad \text{in } \Omega$$

Trasporto di contaminanti

$$C(x_i, 0) = C_I(x_i) \quad \text{in } \Omega$$

T.2.2.2.e Condizioni al contorno**a) Flusso**

Le condizioni da imporre lungo il contorno Γ sono:

1) **Carico idraulico** (1° condizione di Dirichlet)

$$h(x_i, t) = h_1^R(t) \quad \text{su } \Gamma_1 \times t[0, \infty]$$

2) **Flusso** (2° condizione di Neumann)

$$\left. \begin{aligned} q_{n_h}(x_i, t) &= q_h^R(t) = -K_{ij} f_\mu \left(\frac{\partial h}{\partial x_j} + \frac{\rho^f - \rho_0^f}{\rho_0^f} e_j \right) n_i && \text{per moto verticale 2D e 3D} \\ q_{n_h}(x_i, t) &= q_h^R(t) = -K_{ij} \frac{\partial h}{\partial x_j} n_i && \text{per moto orizzontale 2D acquifero freatico} \\ \bar{q}_{n_h}(x_i, t) &= \bar{q}_h^R(t) = -T_{ij} \frac{\partial h}{\partial x_j} n_i && \text{per moto orizzontale 2D acquifero confinato} \end{aligned} \right\} \text{ su } \Gamma_2 \times t[0, \infty]$$

3) **Trasferimento** (3° condizione di Cauchy)

$$\left. \begin{aligned} q_{n_h}(x_i, t) &= -\Phi_h(h_2^R - h) && \text{per moto verticale 2D e 3D acquifero freatico} \\ \bar{q}_{n_h}(x_i, t) &= -\bar{\Phi}_h(h_2^R - h) && \text{per moto orizzontale 2D acquifero confinato} \end{aligned} \right\} \text{ su } \Gamma_3 \times t[0, \infty]$$

Dove:

$$\Phi_h = \begin{cases} \Phi_h^{in} & \text{per } h_2^R > h \\ \Phi_h^{out} & \text{per } h_2^R \leq h \end{cases}$$

$$\overline{\Phi}_h = \begin{cases} \overline{\Phi}_h^{in} & \text{per } h_2^R > h \\ \overline{\Phi}_h^{out} & \text{per } h_2^R \leq h \end{cases}$$

4) **Pozzi** (4° condizione)

$$Q_\rho^w(x_i, t) = \sum_m Q_m^w \prod_i \{ \partial(x_i - x_i^m) \} \quad \text{per } \forall (x_i, x_i^m) \in \Omega$$

b) Trasporto di contaminanti

1) **Massa** (1° condizione di Dirichlet)

$$C(x_i, t) = C_1^R(t) \quad \text{su } \Gamma_5 \times t[0, \infty]$$

2) **Flusso** (2° condizione di Neumann)

Per trasporto verticale asimmetrico (2D e 3D):

$$\left. \begin{aligned} q_{n_c}(x_i, t) &= q_C^R(t) = \underbrace{-D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} n_i}_{\text{Flusso dispersivo}} && \text{convezione} \\ q_{n_c}(x_i, t) &= q_C^R(t) = \underbrace{C_2^R q_{n_h} - D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} n_i}_{\text{Flusso totale}} && \text{divergenza} \end{aligned} \right\} \text{su } \Gamma_6 \times t[0, \infty]$$

Per trasporto orizzontale 2D (acquifero freatico e confinato):

$$\left. \begin{aligned} \overline{q}_{n_c}(x_i, t) &= \overline{q}_C^R(t) = \underbrace{-\overline{D}_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} n_i}_{\text{Flusso dispersivo}} && \text{convezione} \\ \overline{q}_{n_c}(x_i, t) &= \overline{q}_C^R(t) = \underbrace{C_2^R \overline{q}_{n_h} - \overline{D}_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} n_i}_{\text{Flusso totale}} && \text{divergenza} \end{aligned} \right\} \text{su } \Gamma_6 \times t[0, \infty]$$

3) **Trasferimento** (3° condizione di Cauchy)

$$\left. \begin{aligned} q_{n_c}(x_i, t) &= -\Phi_C(C_3^R - C) && \text{per moto verticale 2D e 3D acquifero freatico} \\ \overline{q}_{n_c}(x_i, t) &= -\overline{\Phi}_C(C_3^R - C) && \text{per moto orizzontale 2D acquifero confinato} \end{aligned} \right\} \text{su } \Gamma_7 \times t[0, \infty]$$

$$\Phi_C = \begin{cases} \Phi_C^{in} & \text{per } C_3^R > C \\ \Phi_C^{out} & \text{per } C_3^R \leq C \end{cases}$$

$$\overline{\Phi}_C = \begin{cases} \overline{\Phi}_C^{in} & \text{per } C_3^R > C \\ \overline{\Phi}_C^{out} & \text{per } C_3^R \leq C \end{cases}$$

4) **Pozzi** (4° condizione)

$$Q_C^w(x_i, t) = \sum_m C_m^w Q_m^w \prod_i \{\partial(x_i - x_i^m)\} \quad \text{per } \forall (x_i, x_i^m) \in \Omega$$

T.2.2.2.f Impostazione simulazioni FeFlow

Di seguito viene brevemente descritta la procedura da seguire, per poter impostare il software, al fine di effettuare una simulazione di trasporto di contaminati e/o calore in un acquifero confinato o non confinato.

1) Mesh editor: in cui viene creata l'area di indagine. E' accessibile dal menù a tendina *Edit* → *Design super element mesh*.

L'area di indagine può essere definita in due modi:

- a) Caricando una mappa vettoriale o un file Autocad precedentemente creato (*File* → *Add map* → *Attach area*) e disegnando sopra la mesh (*New mesh editor* → *Add polygons*). Utilizzando l'opzione *snap to point / snap to line* è possibile definire con precisione l'area di interesse;
- b) Creando l'area direttamente con il software (*New mesh editor* → *Add polygons* . Con il tasto F2 è possibile definire punto per punto le coordinate dell'area).

Disegnata l'area per continuare → *Stop editing*.

Al fine di delimitare la zona di contaminazione (nel caso in cui non corrisponda all'area di indagine) ed i punti di osservazione è necessario una volta costruita l'area di indagine delimitare tali zone con i comandi *Add-in lines/points*.

2) Mesh generator: in cui vengono create le maglie e i nodi.

Definita l'area è necessario stabilire il numero di maglie e nodi in cui il programma simulerà il flusso e/o trasporto di massa/calore. Per fare questo è necessario accedere al menù *Mesh editor*

→ *Start Mesh Generator*. Sono selezionabili diversi tipi di maglia (triangolare, rettangolare) e tipo di costruzione (areale, graduale, automatica).

3) Problem editor: in cui viene definito il caso studio e definite le caratteristiche dell'acquifero e del suolo. E' accessibile dal menù *Edit* → *Edit problem attributes*.



E' necessario definire:

a) Problem Class

Nel *Problem Class* è necessario definire:

- Mezzo saturo (falda) / Mezzo insaturo o a saturazione variabile
- 2 Dimensioni/ 3 Dimensioni
- Trasporto di Flusso / Trasporto di Massa e Flusso / Trasporto di Calore
- Stato stazionario / Stato di transizione
- Trasporto di una singola specie / Trasporto di più specie
- Proiezione Orizzontale / Verticale / Asimmetrica



b) Temporal and Control Data

Nel *Temporal and Control Data* è necessario definire:

- **Numero di steps temporali** (costanti o variabili nell'arco temporale)
- **Step iniziale**
- **Step finale**
- **Errore di tolleranza**
- **Criterio di convergenza**
- **Upwinding** : elimina le oscillazioni numeriche. Nel caso di mesh grossolane è conveniente selezionare l'opzione *streamline upwinding* che riduce le oscillazioni numeriche; nel caso di maglia fitta è possibile selezionare *no upwinding*.



c) **3D Slice Elevation**

Nel caso di modellazione 3D è possibile definire le diverse altezze del terreno e dei livelli di stratificazione.

d) **Flow Data**

Nel *Flow Data* è necessario definire le caratteristiche dell'acquifero:

- **Flusso iniziale** (Flow initial): Carico idraulico (m) nei diversi punti della maglia
- **Condizioni al contorno** (Flow boundaries)
 - ***Carico idraulico*** (1° condizione di Dirichlet)
 - ***Flusso*** (2° condizione di Neumann)
 - ***Trasferimento*** (3° condizione di Cauchy)
 - ***Pozzi*** (4° condizione)
- **Proprietà acquifero** (Flow materials): Per i dati di input richiesti si faccia riferimento alla Tabella T.2 di seguito riportata.

Tabella T.2: Dati di Input richiesti per definire le caratteristiche dell'acquifero (Flow Materials). Tabella estratta dal documento Reference Manual (FeFlow 5.3, WASY GmbH 2005)

Parameter	Description	Application
SATURATED MEDIA		
Conductivity	Proportional to flow resistance in an aquifer	Major principal direction
Transmissivity	Proportional to flow resistance and aquifer thickness	2D horizontal, confined
Anisotropy factor	Ratio of maximum directional value to its original value	2D
Anisotropy angle	Angle between cartesian x-axis and major direction of anisotropy	2D
Aquifer bottom elevation	Bottom elevation for elements	2D horizontal
Aquifer top elevation	Top elevation for elements	2D horizontal
Storativity	Drain/fillable void space in aquifer ('specific yield')	Unconfined aquifer
Density ratio	Mass buoyant expansion coefficient for density-coupled flow	2D vertical and 3D modeling
Expansion coefficient	Heat buoyant expansion coefficient for density-coupled flow	2D vertical and 3D modeling
Storage compressibility	Tendency of void space to be reduced under pressure ('specific storage')	
In-/outflow on top/bottom	Spatially variable recharge/evaporation on top or bottom slice The formula editor can be used to specify user-defined relationships, e.g., for evapotranspiration depending on depth to groundwater in three-dimensional models.	3D
Source/Sink	Spatially variable recharge/evaporation The formula editor can be used to specify user-defined relationships, e.g., for evapotranspiration depending on depth to groundwater in two-dimensional horizontal models.	2D
Transfer rate in/out	Value computed from conductivity and thickness of col-mation layer ('leakage coefficient')	Required for Transfer boundary conditions

- e) **Transport data**: in cui vengono definite le caratteristiche del trasporto di massa/calore



- f) **Mass transport**: in cui vengono definite le caratteristiche del contaminante, il trasporto e l'eventuale immissione da sorgenti secondarie.

- **Trasporto massa iniziale** (Mass initial): massa (mg/l) nei diversi punti della maglia; concentrazione di riferimento (valore limite)
- **Condizioni al contorno** (Mass transport boundaries)
 - **Massa** (1° condizione di Dirichlet)
 - **Flusso** (2° condizione di Neumann)
 - **Trasferimento** (3° condizione di Cauchy)
 - **Pozzi** (4° condizione)
- **Trasporto di massa** (Mass transport materials): Per i dati di Input richiesti si faccia riferimento alla Tabella T.3 di seguito riportata.

Tabella T.3: Dati di Input richiesti per definire il trasporto di massa (Mass Transport Materials). Tabella estratta dal documento Reference Manual (FeFlow 5.3, WASY GmbH 2005)

Parameter	Description
Aquifer thickness	For 2D horizontal, confined aquifer
Porosity	Void space
Solid volume fraction	Fraction of matrix (= 1 - Porosity) ^a
Sorption coefficient	Sorbed materials described by Henry, Langmuir and Freundlich isotherms
Molecular diffusion	Diffusion of a chemical in solution
Longitudinal dispersivity	Spreading of a chemical due to heterogeneity of the porous medium in flow direction
Transverse dispersivity	Spreading of a chemical due to heterogeneity of the porous medium in the direction orthogonal to the flow
Dispersion parameter beta	Parameter for nonlinear (non-Fickian) dispersion law
Decay rate	Rate of contaminant decay due to biodegradation or radioactivity
Source/Sink	Spatially varying in-/outflux of contaminant mass
Transfer rate	Transition resistance for contaminant mass flux

a. for species bound to the solid phase in multi-species transport only

g) Reference Data

Nel *Reference Data* è necessario definire i punti di osservazione in cui verranno forniti gli Outputs del software.

4) **Processor:** in cui viene simulato il flusso e/o trasporto di massa/calore;

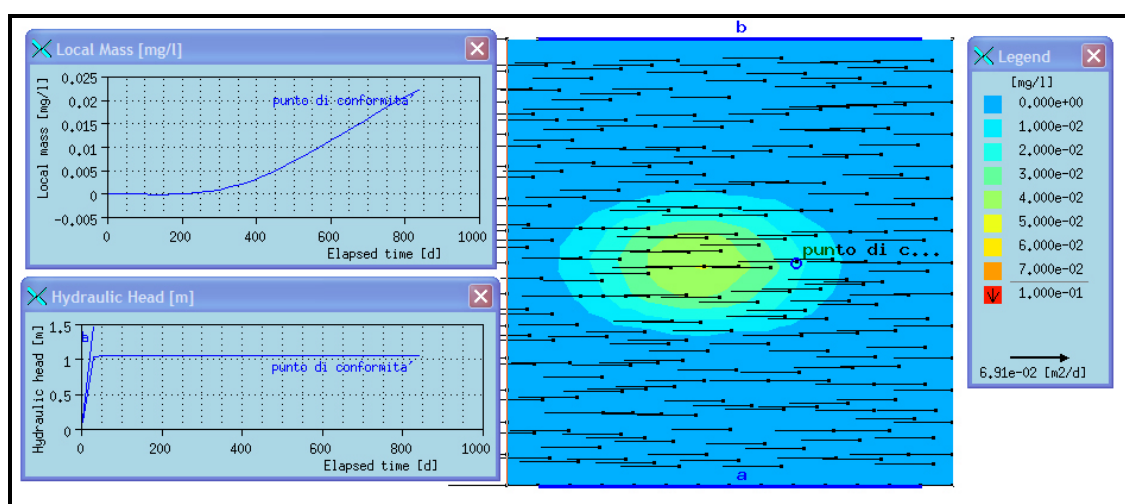


Figura T.1: Schermata del processor del software FeFlow 5.3x durante una simulazione di trasporto di Benzene in acquifero non confinato in seguito ad un rilascio istantaneo.

5) Post processor: elaborazione dei dati ottenuti dalle simulazioni.

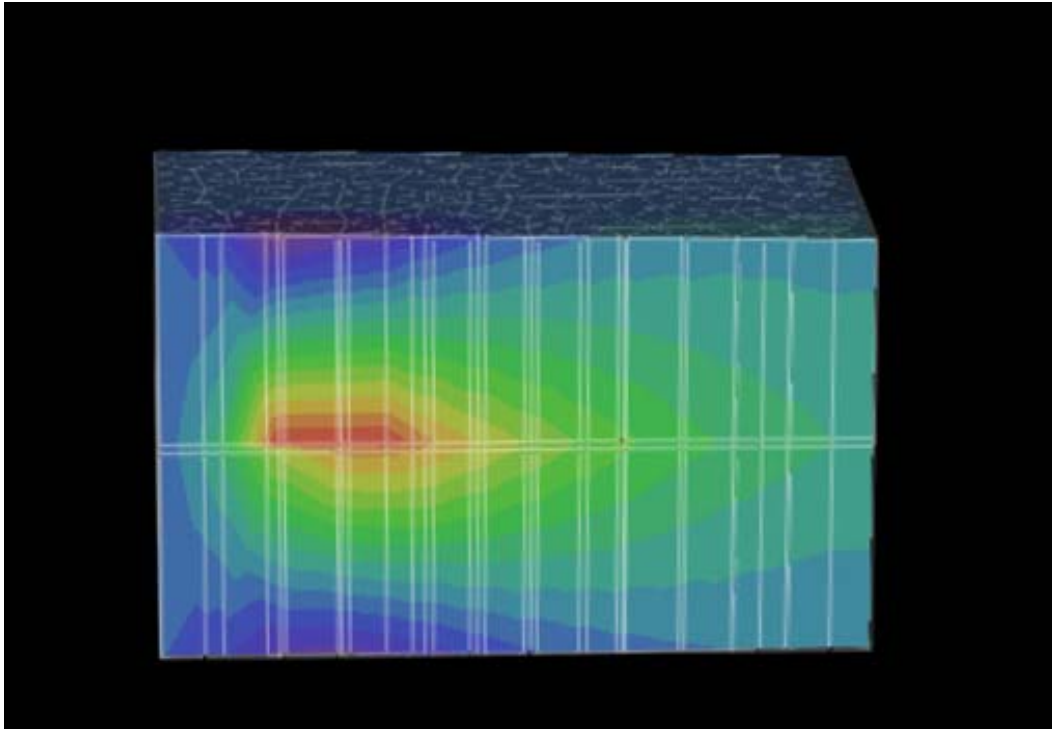


Figura T.2: Schermata del post processor del software FeFlow 5.3x durante una simulazione di trasporto di Benzene con rilascio continuo in acquifero non confinato .

T.3 Applicazione dei modelli di trasporto

T.3.1 Definizione modello concettuale

Per l'applicazione dei modelli è stato necessario definire un modello concettuale del sito, selezionare dei contaminanti rappresentativi ed attribuire agli stessi dei valori di concentrazione rappresentativa alla sorgente.

Come modello concettuale del sito è stato assunto quello proposto dal documento APAT [APAT Rev.1, 2006] in corrispondenza ad un livello 1 di Analisi, per quanto riguarda la geometria del sito e della sorgente di contaminazione e le proprietà fisiche del suolo.

Come valore di Concentrazione Rappresentativa alla Sorgente (CRS) è stato selezionato un valore pari a 0,1mg/L ossia un valore superiore di 100 volte ai limiti di riferimento della normativa vigente per il Benzene (D.Lgs 152/06).

Tabella T.4: Caratteristiche chimico fisiche del Benzene

Inquinanti	S	P _v	H	K _{oc} /K _d	logK _{oc}	D _a	D _w
Benzene	1,75E+03	9,53E+01	2,28E-01	6,20E+01	2,13E+00	8,80E-02	9,80E-06

Si sottolinea che per la modellistica relativa al comparto ambientale suolo saturo, i parametri chimico-fisici che vengono richiesti quale input sono la costante di Henry (per il modello analitico e numerico) e il coefficiente di diffusione molecolare in acqua (solo per il modello numerico).

In Tabella T.5 si riporta schematicamente il criterio di costruzione del modello concettuale. In Tabella T.6 sono elencati i parametri relativi all'acquifero e all'inquinante necessari per effettuare le simulazioni, differenziando tra modello numerico e modello analitico.

Tabella T.5: Elementi del modello concettuale

Elementi del modello concettuale	
Geometria del sito	[APAT, 2006] Livello 1
Geometria della sorgente	[APAT, 2006] Livello 1
Proprietà suolo	[APAT, 2006] Livello 1
CRS	Teoriche

Tabella T.6: Parametri caratteristici del modello numerico e analitico (falda freatica)

			FeFlow 5.3		Domenico		
			2D	3D	DAF1	DAF2	DAF3
GEOMETRIA AREA DI INDAGINE							
Estensione sorgente nella direzione del flusso di falda	W	L	X	X	-	-	-
Estensione sorgente nella direzione ortogonale al flusso di falda	Sw	L	X	X	X	X	X
Spessore acquifero	Sd	L	X (*)	X (*)	= δ_{gw}	= δ_{gw}	-
Estensione area di indagine nella direzione del flusso di falda	---	L	X	X	-	-	-
Estensione area di indagine nella direzione ortogonale al flusso di falda	---	L	X	X	-	-	-
FLUSSO							
Δ carico idraulico	Δh	L	X (*)	X (*)	-	-	-
Profondità base inferiore acquifero (bottom)	Z_{bottom}	L	X	X	-	-	-
Profondità base superiore acquifero (top)	Z_{top}	L	X	X	-	-	-
Velocità effettiva di Darcy	v_e	L/t	X (*)	X (*)	X	X	X
Fattore di ritardo	R	adim.	X (*)	X (*)	X	X	X
Conducibilità idraulica massima (Kmax)	K_{SAT}	L/t	X	-	-	-	-
Fattore di anisotropia (Kmax/Kmin)	---	adim.	X	-	-	-	-
Angolo rispetto all'asse x di Kmax	$^\circ$	adim.	X	-	-	-	-
Conducibilità idraulica lungo x	K_{xx}	L/t	-	X	-	-	-
Conducibilità idraulica lungo y	K_{yy}	L/t	-	X	-	-	-
Conducibilità idraulica lungo z	K_{zz}	L/t	-	X	-	-	-
Rapporto di densità del fluido	---	adim.	-	X	-	-	-
Coefficiente di immagazzinamento: Storativity	---	adim.	X	X	-	-	-
Compressibilità immagazzinamento	---	L^{-1}	X	X	-	-	-
Flusso sulla superficie In/out	---	L/t	-	X	-	-	-
Sorgenti secondarie/scoli	---	L/t	X	X	-	-	-
Tasso di trasferimento (in/out)	---	t^{-1}	X	X	-	-	-
MASSA							
Concentrazione iniziale	C_0	M/L^3	X	X	X	X	X
Porosità	θ_e	adim.	X	X	-	-	-
Costante di Henry	H	adim.	X	X	-	-	-
Coefficiente di diffusione in acqua	D_w	L^2/t	X	X	-	-	-
Dispersività longitudinale	α_x	L	X	X	X	X	X
Dispersività trasversale	α_y	L	X	X	X	X	X
Dispersività verticale	α_z	L	-	-	X	X	-
Costante di decadimento primo ordine	λ	t^{-1}	X	X	X	X	X
Sorgenti secondarie/scoli	---	$ML^{-3}t^{-1}$	X	X	-	-	-
Tasso di trasferimento (in/out)	---	L/t	X	X	-	-	-
PUNTI DI OSSERVAZIONE							
Punto di osservazione lungo x	x_{obs}	L	X	X	X	X	X
Punto di osservazione lungo y	y_{obs}	L	X	X	-	-	-
Punto di osservazione lungo z	z_{obs}	L	-	X	-	-	-

(*) calcolato indirettamente

Nella Tabella T.7 sono riportate tutte le grandezze utilizzate per effettuare il confronto fra i due modelli.

Tabella T.7: Grandezze utilizzate per effettuare le simulazioni

PARAMETRO	SIMBOLO	UNITA' DI MISURA	FEFLOW	DOMENICO (1D)	RIF.
Estensione sorgente nella direzione del flusso di falda	W	m	45	-	Doc APAT rev.1 2006
Estensione sorgente nella direzione ortogonale al flusso di falda	Sw	m	45	45	Doc APAT rev.1 2006
Estensione area di indagine nella direzione del flusso di falda	---	m	300	-	USER
Estensione area di indagine nella direzione ortogonale al flusso di falda	---	m	300	-	USER
Gradiente idraulico	i	adim.	0,01	-	RBCA
Lunghezza acquifero	L	m	300	-	USER
Δ carico idraulico	Δh	m	3	-	=i x L
Carico idraulico a monte	h1	m	3	-	USER
Carico idraulico a valle	h2	m	0	-	=h1- Δh
Velocità effettiva di Darcy	ve	cm/anno	-	7082,2	Doc APAT rev.1 2006
Conducibilità idraulica massima (Kmax)	K_{SAT}	cm/s	4,05E-03	-	Doc APAT rev.1 2006
Fattore di anisotropia (Kmax/Kmin)	---	adim.	1	-	USER
Angolo rispetto all'asse x di Kmax	---	°	0	-	USER
Profondità base inferiore acquifero (bottom)	Z_{bottom}	m	(*)	-	Doc APAT rev.1 2006
Profondità base superiore acquifero (top)	Z_{top}	m	(*)	-	Doc APAT rev.1 2006
Spessore della zona di miscelazione	δ_{gw}	m	2	2	=Z _{top} -Z _{bottom}
Coefficiente di immagazzinamento: Storativity	---	adim.	0,2	-	=dVw/dh*1/a
Compressibilità immagazzinamento	---	m ⁻¹	1,00E-04	-	default Feflow
Flusso sulla superficie In/out	---	L/t	0	-	default Feflow
Sorgenti secondarie/scoli	---	L/t	0	-	default Feflow
Tasso di trasferimento (in/out)	---	t ⁻¹	0	-	default Feflow
Concentrazione iniziale	C₀	mg/L	0,1	0,1	100 volte D.Lgs. 152/06
Porosità	Θ_e	adim.	0,353	0,353	Doc APAT rev.1 2006
Costante di Henry	H	adim.	0,228	0,228	ISS-ISPEL
Coefficiente di diffusione in acqua	D_w	cm ² /s	9,80E-06	-	ISS-ISPEL
Dispersività longitudinale	ax	m	0,1 x L	0,1 x L	Doc APAT rev.1 2006
Dispersività trasversale	ay	m	ax/10	ax/10	Feflow
Dispersività verticale	az	m	ax/10	ax/10	Feflow
Costante di decadimento primo ordine	λ	d-1	9,60E-04	9,60E-04	USER
Sorgenti secondarie/scoli	---	ML ⁻³ t ⁻¹	0	-	default Feflow
Tasso di trasferimento (in/out)	---	L/t	0	-	default Feflow
Punto di osservazione lungo x	x_{obs}	m	100	100	punto di conformità (D.Lgs. 152/06)
Punto di osservazione lungo y	y_{obs}	m	0	-	
Punto di osservazione lungo z	z_{obs}	m	0	-	
Tempo totale di simulazione	t	anni	30	-	Doc APAT rev.1 2006

(*) Differente a seconda del caso in esame

T.3.1.1 Dispersività

Il fenomeno della dispersione è causato dalla eterogeneità del mezzo poroso che genera variazioni di velocità e di percorso del contaminante. Il trasporto di massa dovuto alla dispersione, avviene nella direzione del flusso dell'acqua di falda (dispersione longitudinale) e nella direzione normale al flusso (dispersione trasversale).

La dispersività è un fattore empirico che permette di quantificare quanto il contaminante si disperda nel mezzo poroso. Studi su test in colonna, infatti, indicano la dispersione come funzione della velocità media lineare e di questo fattore chiamato dispersività (α).

La dispersività è "scale-dependent" ossia i valori misurati in 1 m³ di acquifero risultano diversi da quelli misurati in 10 m³. A confermare tale affermazione sono i valori presenti in letteratura, ottenuti da test in colonna unidimensionali (1-D) e da misure in campo. I primi sono dell'ordine dei centimetri, mentre i coefficienti di dispersività ottenuti in campo sono compresi nell'intervallo da 1 a 1000 metri.

A valle di tali considerazioni, per ottenere dei risultati attendibili, la dispersività dovrebbe essere misurata con prove con traccianti, note la velocità e la porosità dell'acquifero.

Il caso in esame è finalizzato al confronto tra il modello analitico 1-D (Domenico) e quello numerico (FeFlow), dunque a tal fine sono stati utilizzati per entrambi i modelli valori di dispersività pari a:

$$\alpha_x = \frac{L_{\text{puntuodiconformità}}}{10} = 10m$$

$$\alpha_y = \alpha_z = \frac{\alpha_x}{10} = 1m$$

Si ritiene opportuno sottolineare che la scelta di porre la dispersività orizzontale e verticale pari a 1/10 della dispersività longitudinale, è stata fatta a causa di un limite del programma FeFlow che non permette di differenziare le due dispersività. Il documento APAT [APAT 2006; Rev.1] infatti, propone:

$$\alpha_y = \frac{\alpha_x}{3}$$

$$\alpha_z = \frac{\alpha_x}{20}$$

Dunque la scelta di porre entrambi le dispersività pari a 1/10 compensa i due valori proposti dal documento APAT. Nei grafici di seguito riportati (Figure T.3, T.4, T.5) vengono mostrati i risultati ottenuti con il modello 1D di Domenico utilizzando i due diversi approcci.

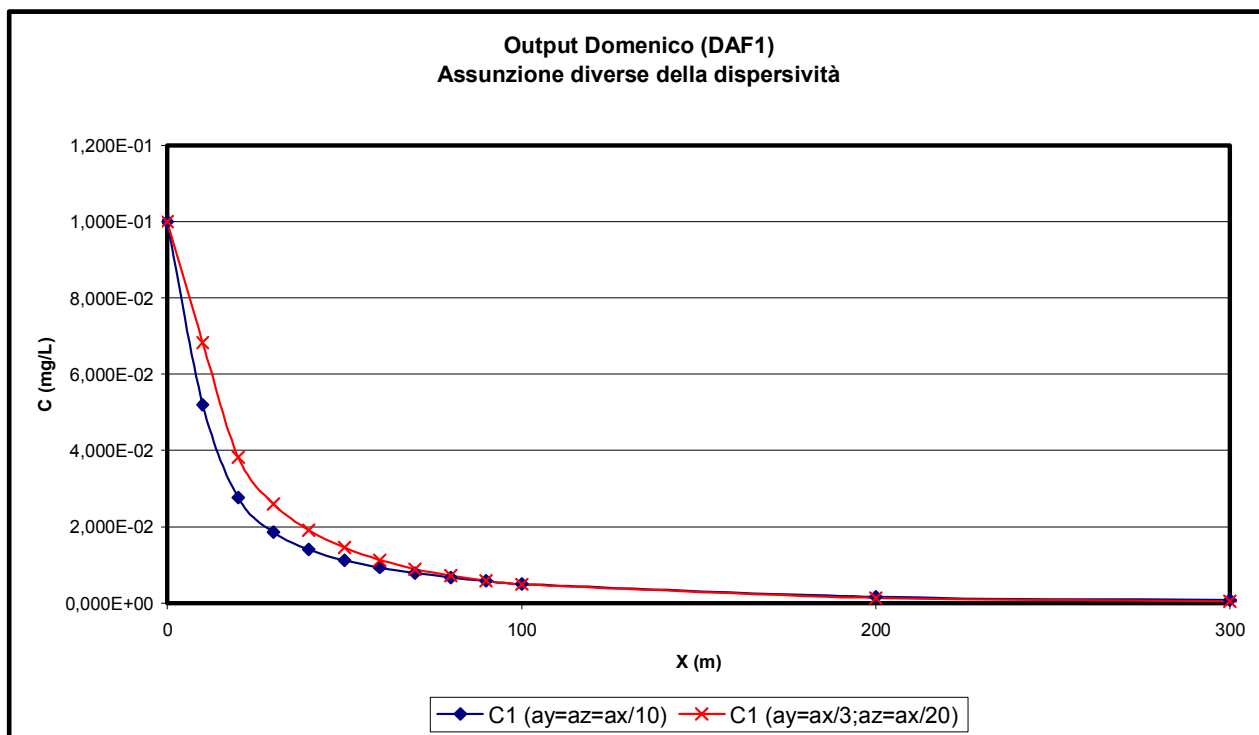


Figura T.3: Confronto output Domenico con diversi approcci della dispersività longitudinale e verticale con dispersione in tutte le direzioni (DAF1)

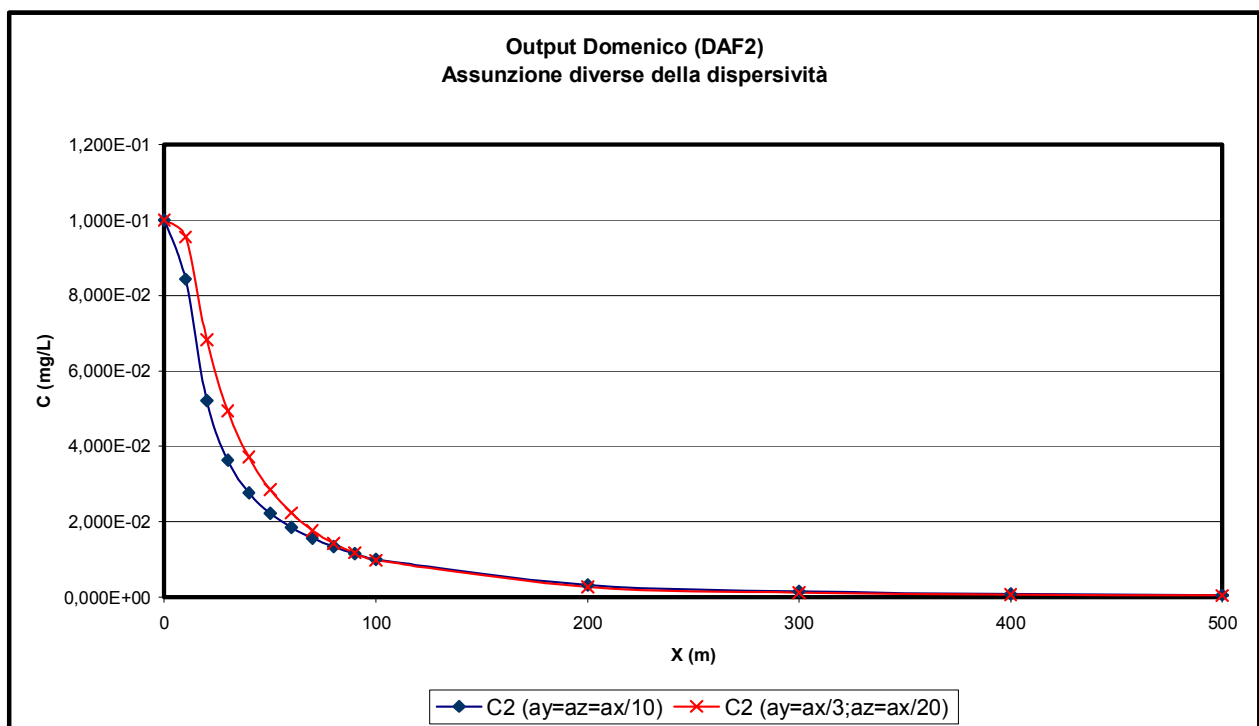


Figura T.4: Confronto output Domenico con diversi approcci della dispersività longitudinale e verticale con dispersione orizzontale e longitudinale in tutte le direzioni e dispersione verticale solo nel verso positivo di z (DAF2)

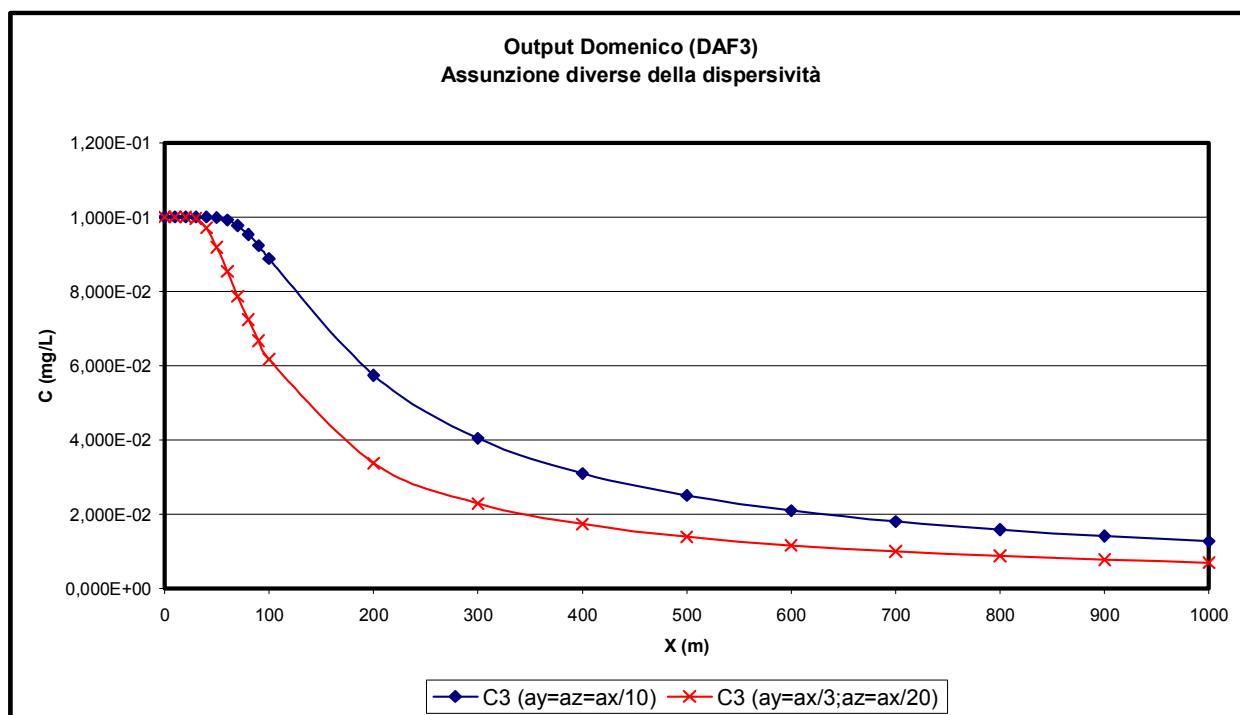


Figura T.5: Confronto output Domenico con diversi approcci della dispersività longitudinale e verticale con sola dispersione orizzontale e longitudinale (DAF3)

Come si può notare dai grafici sopra riportati, l'approccio proposto nel documento APAT [APAT 2006, Rev.1] risulta leggermente più conservativo nel caso dei modelli DAF1 e DAF2, mentre si nota ovviamente il contrario nel caso del modello DAF 3 nel quale pesa esclusivamente la minor dispersività trasversale lungo l'asse y prevista nel documento APAT.

T.3.2 Trasporto di Benzene in acquifero non confinato

Nel presente paragrafo vengono riportati i risultati ottenuti applicando i modelli precedentemente descritti, atti a simulare il trasporto di Benzene in acquifero non confinato fino al punto di conformità fissato pari a 100 m dalla sorgente di contaminazione.

Si ritiene opportuno ribadire che il modello analitico di Domenico simula il trasporto di inquinanti nell'acquifero ipotizzando un rilascio continuo nel tempo di sostanza contaminante. La situazione di rilascio continuo si discosta dal caso reale, soprattutto se si vuole analizzare il trasporto in un arco temporale di 25 anni. A tal proposito si è ritenuto opportuno simulare con il programma FeFlow un rilascio istantaneo di inquinante in falda permettendo di stimare la conservatività di Domenico rispetto al caso reale.

Le simulazioni effettuate sono state:

- **Caso1:** Trasporto di Benzene con dispersione in tutte le direzioni

- **Caso2:** Trasporto di Benzene con dispersione longitudinale e orizzontale in tutte le direzioni e dispersione verticale nel verso positivo di z
- **Caso 3:** Trasporto di Benzene con dispersione longitudinale ed orizzontale

I tre casi sopra riportati sono stati analizzati:

- In assenza di biodegradazione: $\lambda=0$
- Con biodegradazione: $\lambda=0,00096 \text{ d}^{-1}$ (Benzene)

T.3.2.1 Caso 1: Dispersione in tutte le direzioni (confronto DAF1)

Di seguito vengono riportati i risultati ottenuti con il modello analitico e numerico simulando il trasporto di Benzene in acquifero non confinato considerando una dispersione del contaminante in tutte le direzioni.

Per la descrizione delle relazioni e dei parametri di Input utilizzati si rimanda ai paragrafi precedenti.

Modello Analitico (Domenico)

Per quanto concerne il modello analitico di Domenico, i risultati ottenuti utilizzando le relazioni precedentemente descritte sono:

Senza biodegradazione ($\lambda=0$):

$$C(x=100m) = C_0 \cdot \exp \left[\frac{x}{2\alpha_x} \left(1 - \sqrt{1 + \frac{4\lambda_i \alpha_x R_i}{v_e}} \right) \right] \cdot \left[\operatorname{erf} \left(\frac{S_w}{4\sqrt{\alpha_y x}} \right) \right] \cdot \left[\operatorname{erf} \left(\frac{S_d}{4\sqrt{\alpha_z x}} \right) \right] = 0,005 \frac{mg}{L}$$

Con biodegradazione ($\lambda=0,00096 \text{ d}^{-1}$):

$$C(x=100m) = C_0 \cdot \exp \left[\frac{x}{2\alpha_x} \left(1 - \sqrt{1 + \frac{4\lambda_i \alpha_x R_i}{v_e}} \right) \right] \cdot \left[\operatorname{erf} \left(\frac{S_w}{4\sqrt{\alpha_y x}} \right) \right] \cdot \left[\operatorname{erf} \left(\frac{S_d}{4\sqrt{\alpha_z x}} \right) \right] = 0,0026 \frac{mg}{L}$$

Si ribadisce che al fine del confronto con il Software FeFlow i valori della dispersività sono stati assunti pari a:

$$\alpha_x = \frac{L_{puntodiconformità}}{10} = 10m$$

$$\alpha_y = \alpha_z = \frac{\alpha_x}{10} = 1m$$

Modello Numerico (FeFlow)

Per il trasporto di contaminanti con dispersione e diffusione in tutte le direzioni, necessario al confronto con il modello analitico di Domenico (DAF1), è stato modellato con il software FeFlow uno scenario 3D, le cui caratteristiche sono riportate in Tabella T.8.

Tabella T.8: Caso 1: Scenario FeFlow 3D

PARAMETRO	UNITA' DI MISURA	VALORE
Estensione sorgente nella direzione del flusso di falda	m	45
Estensione sorgente nella direzione ortogonale al flusso di falda	m	45
Spessore acquifero	m	300
Profondità base inferiore sorgente contaminazione (bottom)	m	150 (*)
Profondità base superiore sorgente contaminazione (top)	m	148 (*)
Spessore della zona di miscelazione	m	2

(*) L'origine dell'asse z è posta in corrispondenza della tavola d'acqua della falda

Per gli altri input utilizzati nelle simulazioni, si rimanda alla Tabella T.7 precedentemente riportata. I valori ottenuti con il modello analitico Domenico e il software FeFlow sono riportati in Figura T.6.

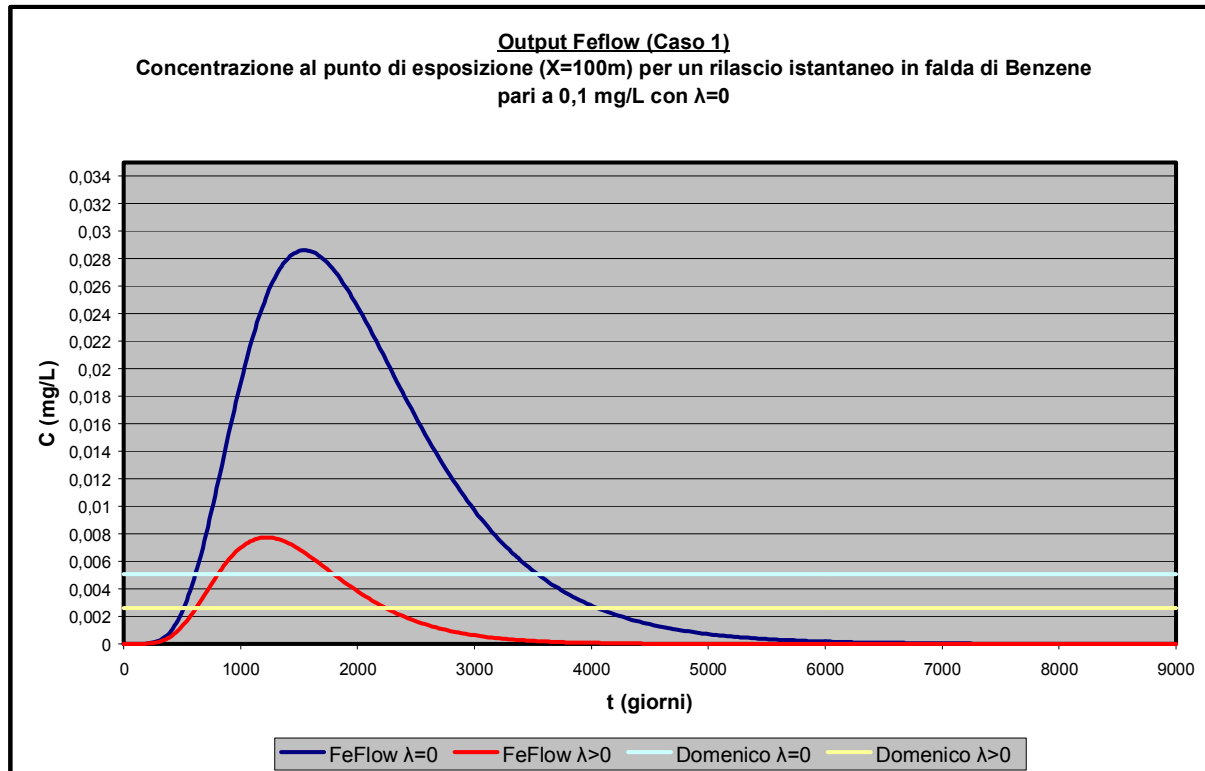


Figura T.6: Confronto output Domenico e FeFlow con dispersione in tutte le direzioni (DAF1)

T.3.2.2 Caso 2: Dispersione longitudinale e orizzontale in tutte le direzioni e dispersione verticale nel verso positivo di z (confronto DAF2)

Di seguito vengono riportati i risultati ottenuti con il modello analitico e numerico simulando il trasporto di Benzene in acquifero non confinato considerando una dispersione longitudinale e orizzontale in tutte le direzioni e dispersione verticale nel verso positivo di z.

Per la descrizione delle relazioni e dei parametri di input utilizzati si rimanda ai paragrafi precedenti.

Modello Analitico (Domenico)

Per quanto concerne il modello analitico di Domenico, i risultati ottenuti utilizzando le relazioni precedentemente descritte sono:

Senza biodegradazione ($\lambda=0$):

$$C(x=100m) = C_0 \cdot \exp \left[\frac{x}{2\alpha_x} \left(1 - \sqrt{1 + \frac{4\lambda_i \alpha_x R_i}{v_e}} \right) \right] \cdot \left[\operatorname{erf} \left(\frac{S_w}{4\sqrt{\alpha_y x}} \right) \right] \cdot \left[\operatorname{erf} \left(\frac{S_d}{4\sqrt{\alpha_z x}} \right) \right] = 0,0100 \frac{mg}{L}$$

Con biodegradazione ($\lambda=0,00096 \text{ d}^{-1}$):

$$C(x=100m) = C_0 \cdot \exp \left[\frac{x}{2\alpha_x} \left(1 - \sqrt{1 + \frac{4\lambda_i \alpha_x R_i}{v_e}} \right) \right] \cdot \left[\operatorname{erf} \left(\frac{S_w}{4\sqrt{\alpha_y x}} \right) \right] \cdot \left[\operatorname{erf} \left(\frac{S_d}{4\sqrt{\alpha_z x}} \right) \right] = 0,0052 \frac{mg}{L}$$

Modello Numerico (FeFlow)

Per il trasporto di contaminanti con dispersione verticale nel verso positivo di z, necessario al confronto con il modello analitico di Domenico (DAF2), è stato modellato con il software FeFlow uno scenario 3D, le cui caratteristiche sono riportate in Tabella T.9.

Tabella T.9: Caso 2: Scenario FeFlow 3D

PARAMETRO	UNITA' DI MISURA	VALORE
Estensione sorgente nella direzione del flusso di falda	m	45
Estensione sorgente nella direzione ortogonale al flusso di falda	m	45
Spessore acquifero	m	300
Profondità base inferiore contaminazione (bottom)	m	0 (*)
Profondità base superiore contaminazione (top)	m	2 (*)
Spessore della zona di miscelazione	m	2

(*) L'origine dell'asse z è posta sul pelo libero dell'acquifero

Per gli altri input utilizzati nelle simulazioni, si rimanda alla Tabella T.7 precedentemente riportata. I valori ottenuti con il modello analitico Domenico e il software FeFlow sono riportati in Figura T.7.

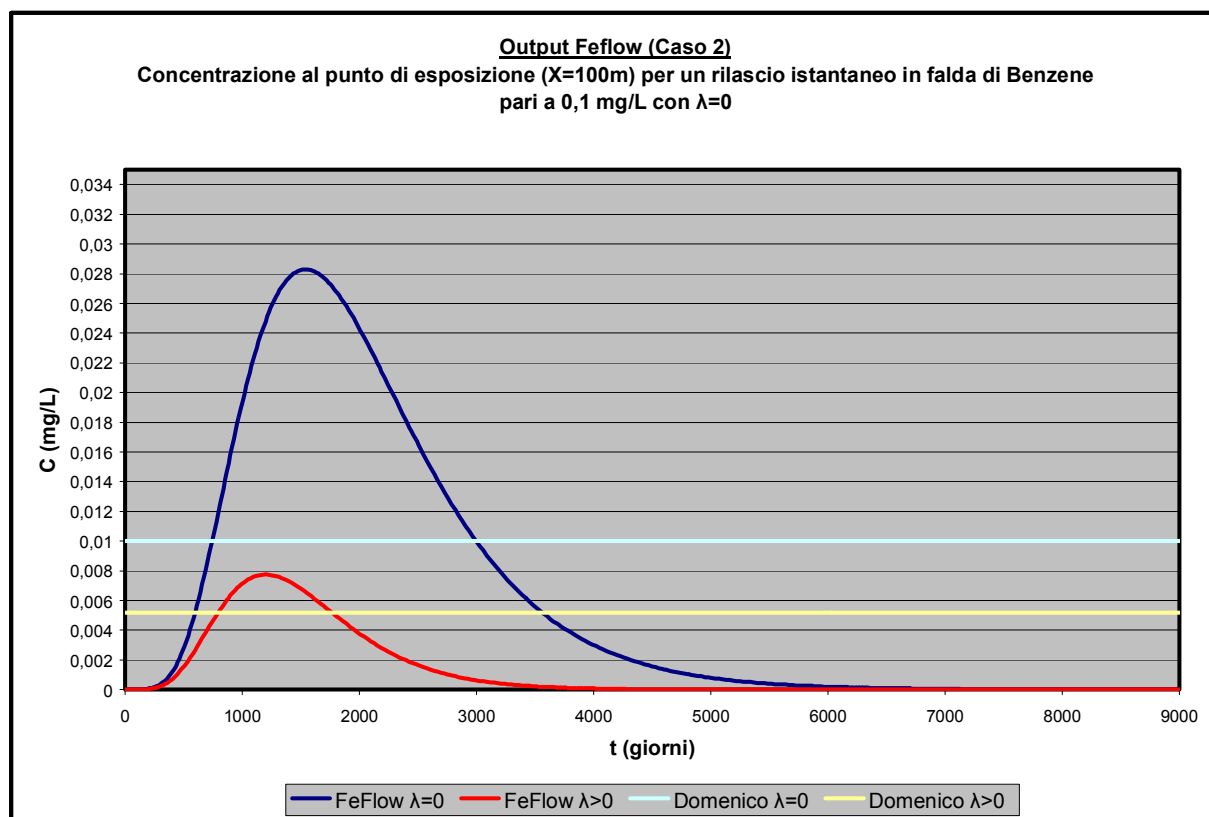


Figura T.7: Confronto output Domenico e FeFlow con dispersione orizzontale e longitudinale in tutte le direzioni e dispersione verticale solo nel verso positivo di z (DAF2)

T.3.2.3 Caso 3: Dispersione longitudinale ed orizzontale (confronto DAF3)

Di seguito vengono riportati gli Output ottenuti con il modello analitico e numerico simulando il trasporto di Benzene in acquifero non confinato considerando la sola dispersione longitudinale e orizzontale.

Per la descrizione delle relazioni e dei parametri di Input utilizzati si rimanda ai paragrafi precedenti.

Modello Analitico (Domenico)

Per quanto concerne il modello analitico di Domenico, i risultati ottenuti utilizzando le relazioni precedentemente descritte sono:

Senza biodegradazione ($\lambda=0$):

$$C(x=100m) = C_0 \exp \left[\frac{x}{2\alpha_x} \left(1 - \sqrt{1 + \frac{4\lambda_i \alpha_x R_i}{v_e}} \right) \right] \cdot \left[\operatorname{erf} \left(\frac{S_w}{4\sqrt{\alpha_y x}} \right) \right] = 0,0888 \frac{mg}{L}$$

Con biodegradazione ($\lambda=0,00096 \text{ d}^{-1}$):

$$C(x=100m) = C_0 \exp \left[\frac{x}{2\alpha_x} \left(1 - \sqrt{1 + \frac{4\lambda_i \alpha_x R_i}{v_e}} \right) \right] \cdot \left[\operatorname{erf} \left(\frac{S_w}{4\sqrt{\alpha_y x}} \right) \right] = 0,046 \frac{mg}{L}$$

Modello Numerico (FeFlow)

Per il trasporto di contaminanti con dispersione longitudinale ed orizzontale nel verso positivo di z, necessario al confronto con il modello analitico di Domenico (DAF3), è stato modellato con il software FeFlow uno scenario 2D, le cui caratteristiche sono riportate in Tabella T.10.

Tabella T.10: Caso 3: Scenario FeFlow 2D

PARAMETRO	UNITA' DI MISURA	VALORE
Estensione sorgente nella direzione del flusso di falda	m	45
Estensione sorgente nella direzione ortogonale al flusso di falda	m	45
Spessore acquifero	m	2
Profondità base inferiore contaminazione (bottom)	m	0 (*)
Profondità base superiore contaminazione (top)	m	2 (*)
Spessore della zona di miscelazione	m	2

(*) L'origine dell'asse z è posta sul pelo libero dell'acquifero

Per gli altri input utilizzati nelle simulazioni, si rimanda alla Tabella T.7 precedentemente riportata. I valori ottenuti con il modello analitico Domenico e il software FeFlow sono riportati in Figura T.8.

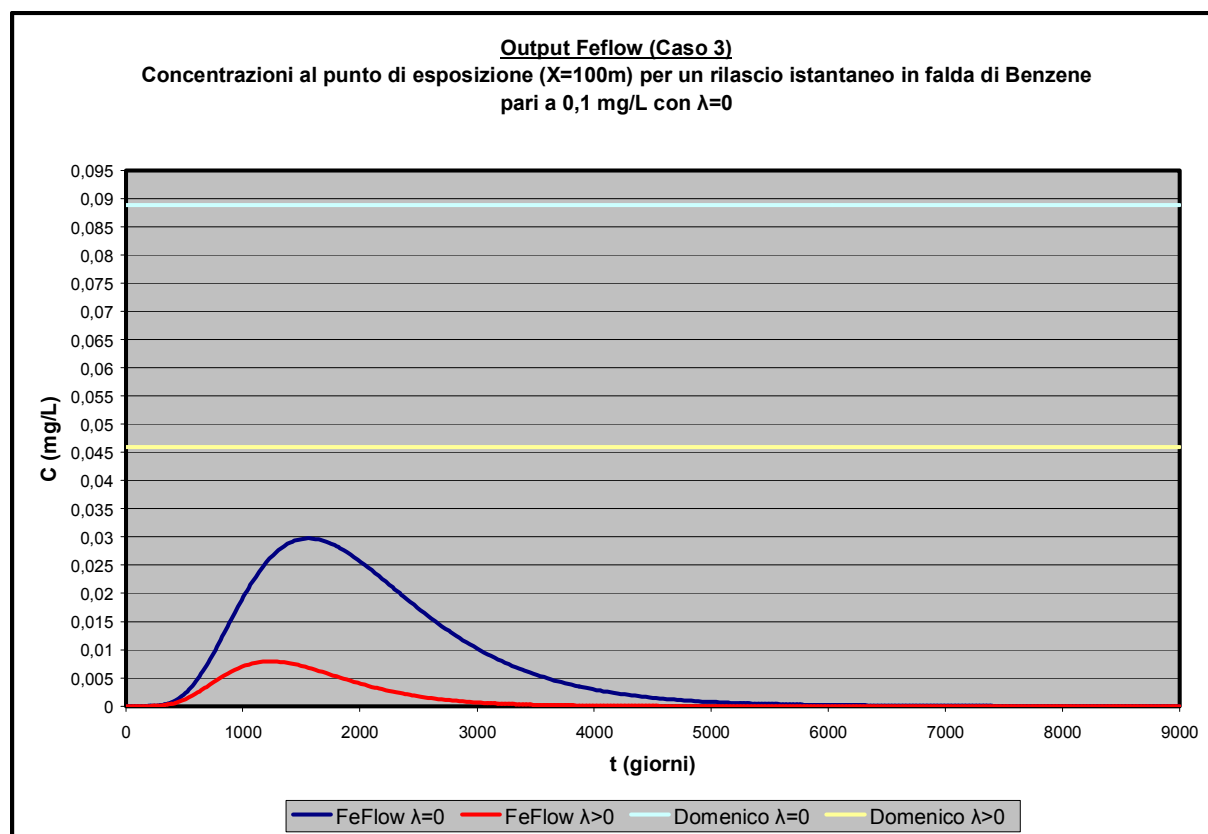


Figura T.8: Confronto output Domenico e FeFlow con sola dispersione orizzontale e longitudinale (DAF3)

T.4 Calcolo del rischio

In questo paragrafo vengono analizzati e posti a confronto i risultati relativi al calcolo del Rischio sanitario per ingestione di acqua al punto di esposizione (pari a 100 m), in seguito al rilascio e trasporto di Benzene in acquifero non confinato, ottenuti applicando il modello analitico ed il modello numerico. Si rileva che queste simulazioni hanno il solo scopo di dimostrare le implicazioni connesse alla scelta di uno specifico modello per la descrizione del trasporto di inquinanti in falda. Fermo restando che l'attuale quadro normativo prevede che il rischio per la risorsa idrica sia calcolato come rapporto tra la concentrazione in falda e la corrispondente CSC, si rileva che l'unico modo per confrontare i risultati del modello analitico e di quello numerico, caratterizzati il primo da valore costante di concentrazione ed il secondo da valori variabili nel tempo, consista nel calcolo della esposizione per ingestione e del corrispondente rischio. Si ribadisce pertanto che i risultati del caso studio esaminato e discusso in seguito hanno solo carattere divulgativo ed esplicativo, senza voler in alcun modo proporre una modalità alternativa al calcolo del rischio per la risorsa idrica.

T.4.1 Analisi delle equazioni

Il **Rischio** è definito come:

$$R = E \times T$$

Dove E ([mg/(kg x giorno)]) rappresenta l'assunzione cronica giornaliera del contaminante e T ([mg/(kg x giorno)]-1) la tossicità dello stesso.

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

Per le **sostanze non cancerogene** il rischio viene espresso come HI ("Hazard Index"), con:

$$HI = \frac{E}{RfD}$$

dove:

E = dose assunta giornalmente da un recettore umano.

RfD = costituisce il parametro tossicologico per le sostanze non cancerogene e sta per dose tollerabile giornaliera ("Reference Dose" – mg/(kg x giorno)) che può essere assunta dall'uomo senza effetti sulla salute.

Per quanto riguarda le **sostanze cancerogene** non esiste una soglia di "non effetto". Viene quindi introdotto l'*SF* che rappresenta la pendenza della curva dose/effetto ossia l'incidenza di tumori al crescere della dose. Il rischio R viene definito come:

$$R = E \times SF$$

dove:

E è la dose assunta giornalmente dal recettore umano ed è pari a:

$$E = C_{poe} \cdot EM$$

C_{poe} è la concentrazione calcolata in corrispondenza del punto d'esposizione, che in questo caso è la concentrazione in falda al punto di esposizione.

EM rappresenta la portata effettiva di esposizione che per l'ingestione d'acqua oggetto di questo studio è pari a:

$$EM \left[\frac{L}{Kg \times giorno} \right] = \frac{IR_w \times EF \times ED}{BW \times AT}$$

T.4.2 Parametri di Input

In questo paragrafo vengono riportati i valori utilizzati per il calcolo del rischio per ingestione d'acqua. Le caratteristiche della zona satura assunte, sono riportate in Tabella T.11

Tabella T.11- Parametri fisici della zona satura

Simbolo	Valori	Unità di misura
W	4500	cm
V_{gw}	2500	cm/anno
δ_{gw}	200	cm

In Tabella T.12 sono riportati i parametri utili per la stima della portata effettiva di esposizione.

Tabella T.12 - Fattori di esposizione: Valori di default

Simbolo	Valori	Unità di misura
IR	1	l/giorno
EF	250	giorni/anno
ED	25	anni
BW	70	Kg
AT	70	anni

In Tabella T.13 sono riportati i parametri necessari per la valutazione del Rischio.

Tabella T.13 - Parametri per il calcolo del Rischio

Simbolo	Valori	Unità di misura
SF	5,50E-02	(mg/Kg giorno) ⁻¹
EM	3,50E-03	l/ Kg giorno

T.4.3 Modello analitico

Per il calcolo del rischio, utilizzando il modello analitico, sono stati considerati i seguenti casi:

- Rischio di ingestione di acqua al punto di conformità ($x=100m$) a seguito di un trasporto in falda con dispersione in tutte le direzioni (**DAF1**)
- Rischio di ingestione di acqua al punto di conformità ($x=100m$) a seguito di un trasporto in falda con dispersione orizzontale e longitudinale in tutte le direzioni e dispersione verticale solo nel verso positivo dell'asse z (**DAF2**)
- Rischio di ingestione di acqua al punto di conformità ($x=100m$) a seguito di un trasporto in falda con sola dispersione orizzontale e longitudinale (**DAF3**)

I tre casi sopra riportati sono stati analizzati:

- In assenza di biodegradazione: $\lambda=0$
- Con biodegradazione: $\lambda=0,00096 \text{ d}^{-1}$ (**Benzene**)

In Tabella T.14 ed in Figura T.9 viene riportato il rischio per ingestione di acqua ottenuto per i casi precedentemente descritti.

Tabella T.14: Rischio di Ingestione di acqua al punto di conformità (X=100m) ottenuto applicando il modello analitico (Domenico) per un periodo di esposizione pari a 25 anni.

Caso	Rischio ($\lambda=0$)	Rischio ($\lambda>0$)
Rischio modello Analitico (DAF1)	9,76E-07	5,02E-07
Rischio modello Analitico (DAF2)	1,92E-06	9,99E-07
Rischio modello Analitico (DAF3)	1,71E-05	8,84E-06

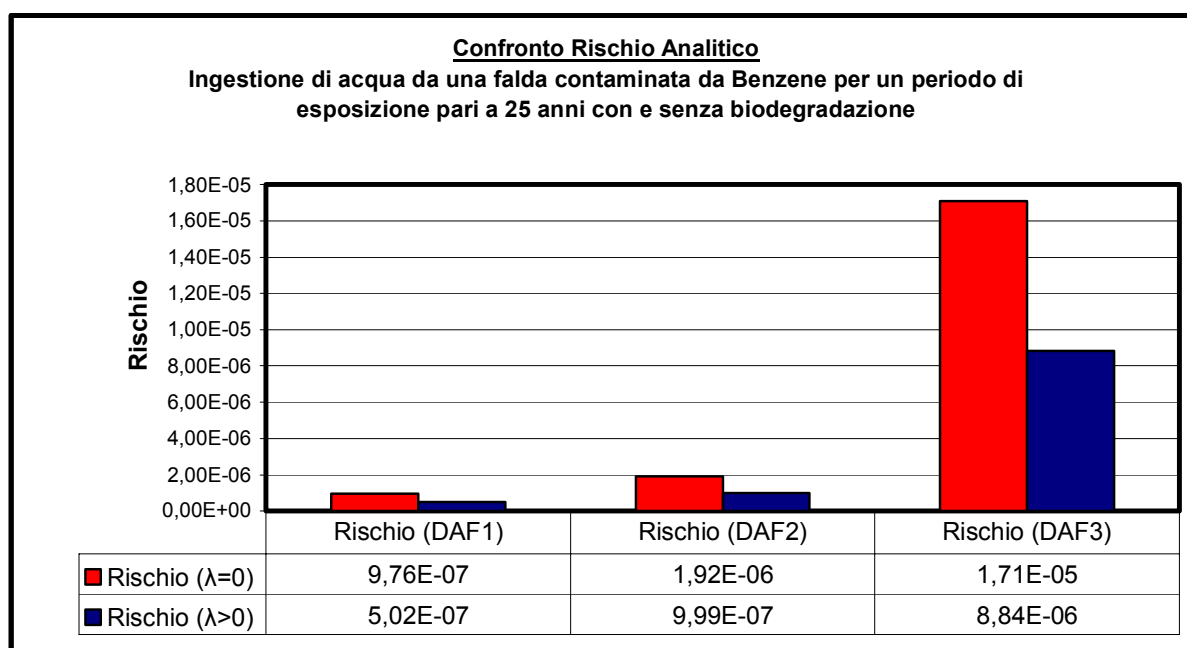


Figura T.9: Rischio di Ingestione di acqua al punto di conformità (X=100m) ottenuto applicando il modello analitico (Domenico) per un periodo di esposizione pari a 25 anni.

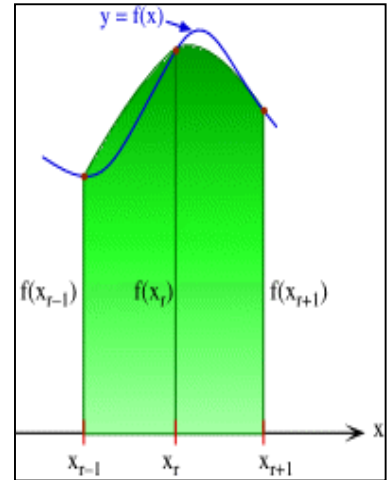
Da un'analisi di confronto emerge che:

- ❖ Il Rischio quantificato con il modello analitico considerando l'attenuazione dovuta alla biodegradazione ($\lambda>0$) porta a dei risultati meno conservativi. Il Rischio sanitario ottenuto infatti è di circa un ordine di grandezza inferiore alla scelta più conservativa di trascurarla ($\lambda=0$).
- ❖ Il Rischio quantificato considerando un trasporto del Benzene con sola dispersione orizzontale e verticale al moto (Caso 3) risulta essere maggiormente conservativo rispetto agli altri due casi. Il Rischio ottenuto risulta superiore di circa un ordine di grandezza.

- ❖ Il Rischio quantificato considerando un trasporto del Benzene con dispersione in tutte le direzioni (Caso 1) porta a dei risultati meno conservativi rispetto al Caso 1 e al Caso 2.

T.4.4 Modello numerico

Per il caso numerico, non avendo a disposizione un unico valore di concentrazione al punto di conformità, bensì un andamento della stessa variabile nel tempo, al fine di stimare la concentrazione ad ogni determinato intervallo di tempo è stato utilizzato il **metodo di integrazione numerica di Cavalieri-Simpson** [Pagani, Salsa, 1999]. Esso consiste nell'approssimare la funzione integranda in ogni intervallo della suddivisione con archi di parabole. Precisamente, data la suddivisione $D(x_0, x_1, \dots, x_n)$, indichiamo con x_r ($r=1, 2, \dots, n$) il punto medio dell'intervallo $[x_{r-1}, x_{r+1}]$. Considerando la parabola, con asse parallelo all'asse y, e passante per i punti: $[x_{r-1}; f(x_{r-1})]$, $[x_r; f(x_r)]$, $[x_{r+1}; f(x_{r+1})]$, la sua equazione potrà scriversi nella forma:



$$f(x) = \alpha(x - x_r)^2 + \beta(x - x_r) + \gamma \quad \text{con} \quad x_{r-1} \leq x \leq x_{r+1}$$

da cui si ricava l'espressione di Cavalieri-Simpson:

$$\int_{x_{r-1}}^{x_{r+1}} f(x) dx = \frac{h}{3} [f(x_{r+1}) + f(x_{r-1}) + 4f(x_r)]$$

$$2h = \frac{b+a}{n}$$

$2h$ = ampiezza intervallo;

b, a = estremi dell'intervallo;

n = numero d'intervalli.

Applicando tale procedura si ottiene la stima del Rischio per ogni singolo intervallo di tempo. Il Rischio totale, associato all'intero arco temporale, è stato individuato mediante la somma dei rischi relativi ad ogni singolo intervallo di tempo:

$$R_{Tj} = \sum_{i=1}^n R_{ij}$$

Dove:

$$R_{ij} = (C_{poe})_i \cdot ED \cdot \frac{IR \cdot EF}{AT \cdot BW} \cdot SF$$

In Figura T.10 ed in Tabella T.15 viene riportato il rischio per ingestione di acqua ottenuto applicando il modello numerico precedentemente descritto.

Tabella T.15: Rischio di Ingestione di acqua al punto di conformità (X=100m) ottenuto applicando il modello numerico (FeFlow) per un periodo di esposizione pari a 25 anni.

Caso	Rischio ($\lambda=0$)	Rischio ($\lambda>0$)
Rischio modello Numerico (Caso 1)	1,17E-06	2,28E-07
Rischio modello Numerico (Caso 2)	1,19E-06	2,31E-07
Rischio modello Numerico (Caso 3)	1,22E-06	2,33E-07

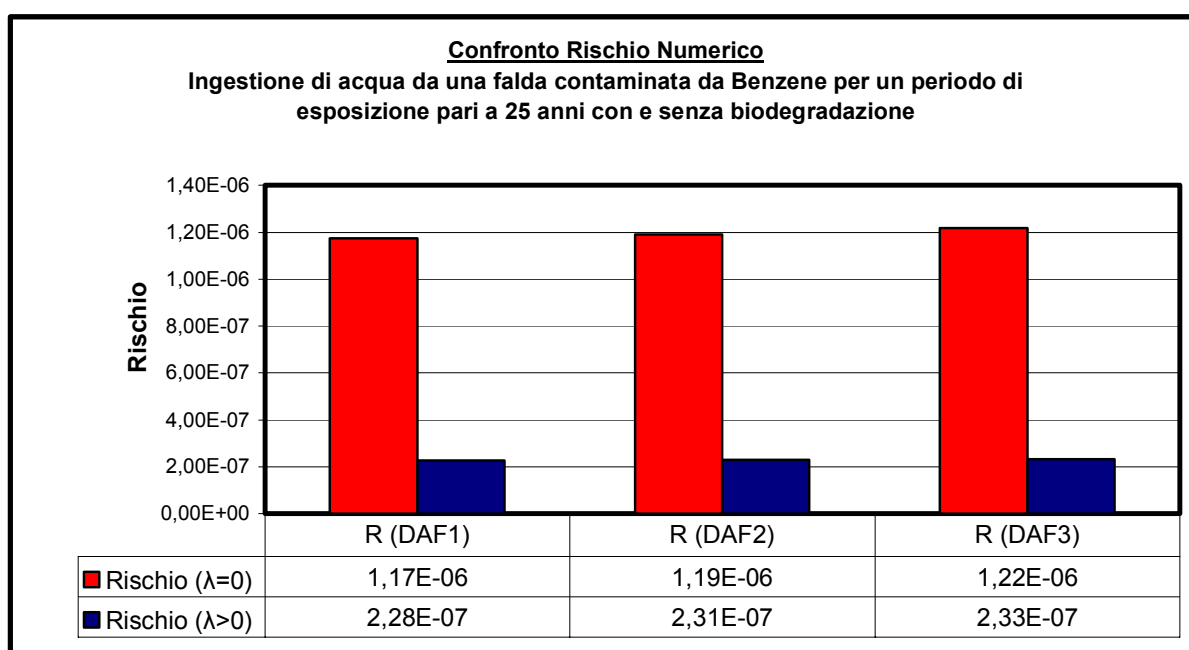


Figura T.10: Rischio di Ingestione di acqua al punto di conformità (X=100m) ottenuto applicando il modello numerico (FeFlow) per un periodo di esposizione pari a 25 anni.

Da un'analisi di confronto emerge che:

- ❖ Il Rischio quantificato con il modello numerico considerando l'attenuazione dovuta alla biodegradazione ($\lambda>0$) porta a dei risultati meno conservativi. Il Rischio sanitario ottenuto infatti è di un ordine di grandezza inferiore alla scelta più conservativa di trascurarla ($\lambda=0$).
- ❖ A differenza del modello Analitico, il Rischio quantificato considerando un trasporto del Benzene con diversi tipi di dispersione (Caso 1, Caso2 e Caso3) porta a dei risultati pressoché identici. Ciò può essere ricondotto ad una scelta di valori di dispersività modesti, in particolare per la dispersione trasversale (orizzontale e verticale) che è stata assunta pari a

1m, comportando un'attenuazione dovuta a tale fenomeno molto ridotta. Si ribadisce dunque, che tale parametro dovrebbe essere stimato in campo per una più fedele descrizione del fenomeno.

T.4.5 Confronto modello analitico e numerico

In questo paragrafo vengono posti a confronto i risultati ottenuti in termini di Rischio sanitario di ingestione di acqua, applicando il modello analitico e numerico.

La differenza sostanziale tra il modello analitico e numerico risiede nel fatto che il primo preveda un valore costante di concentrazione al punto di conformità per l'intero periodo di esposizione mentre il modello numerico tenga conto dapprima del tempo impiegato dal contaminante a raggiungere il punto di conformità e successivamente del transito del plume di contaminazione, fino ad esaurimento. Si ricorda che il Rischio viene calcolato considerando una durata di esposizione ED di 25 anni. Quindi con un modello analitico, si presume che per 25 anni il recettore sia a contatto con una determinata concentrazione costante di contaminante, mentre con il numerico si suppone che il recettore sia esposto al contaminante, e quindi soggetto a Rischio, solo per un delimitato arco di tempo compreso nei 25 anni; di conseguenza anche se risulta esposto (nel nostro caso l'esposizione è dovuta ad ingestione) a concentrazioni maggiori rispetto a quelle previste dall'analitico le assume in tempi ristretti e il Rischio totale risulta minore rispetto a quello valutato con un approccio analitico.

1) Rischio Ingestione di acqua per un periodo di esposizione pari a 25 anni in assenza di biodegradazione ($\lambda=0$)

Il confronto tra il rischio ottenuto applicando il modello analitico ed il modello numerico è riportato in Tabella T.16 e in Figura T.11.

Tabella T.16: Confronto Rischio di Ingestione di acqua al punto di conformità (X=100m) ottenuto applicando il modello numerico (FeFlow) ed il modello analitico (Domenico) per un periodo di esposizione pari a 25 anni con $\lambda=0$.

Caso $\lambda=0$ ED = 25 anni	DOMENICO	FEFLOW
Rischio (Caso 1)	9,76E-07	1,17E-06
Rischio (Caso 2)	1,92E-06	1,19E-06
Rischio (Caso 3)	1,71E-05	1,22E-06

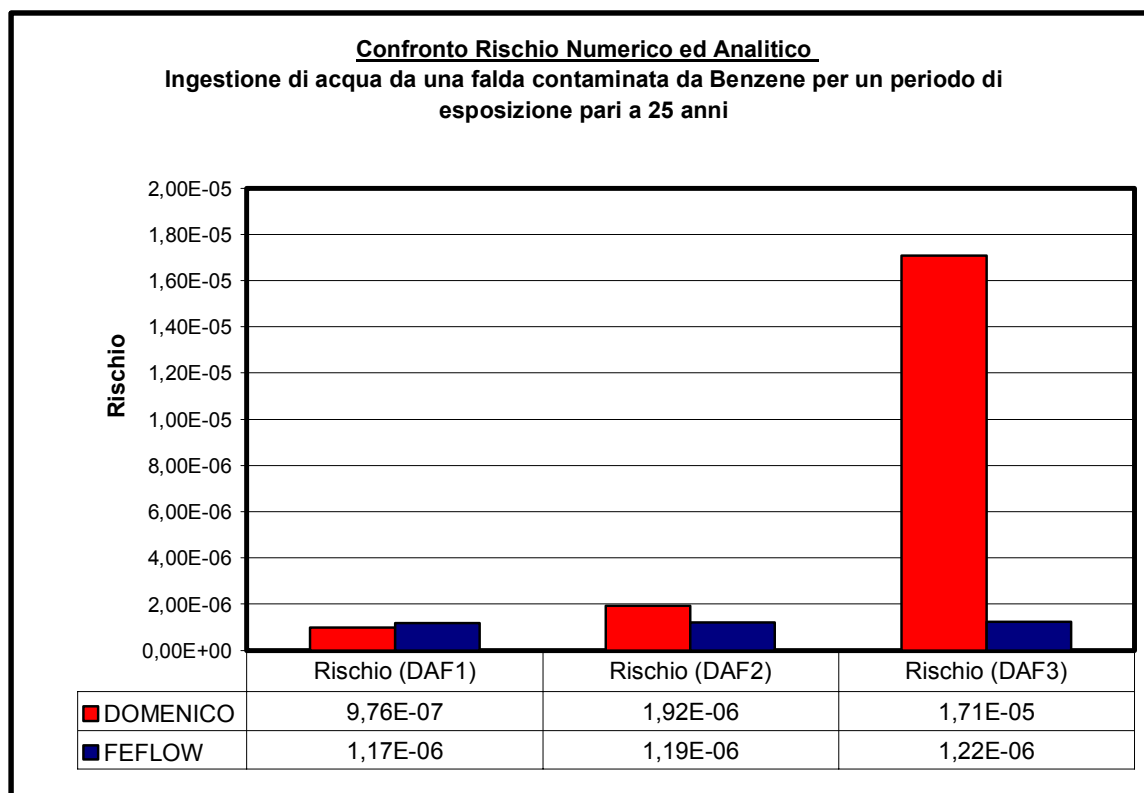


Figura T.11: Confronto Rischio di Ingestione di acqua al punto di conformità ($X=100\text{m}$) ottenuto applicando il modello numerico (FeFlow) ed il modello analitico (Domenico) per un periodo di esposizione pari a 25 anni con $\lambda=0$.

2) Rischio Ingestione di acqua per un periodo di esposizione pari a 25 anni con biodegradazione ($\lambda=0,00096\text{ d}^{-1}$)

Il confronto tra il rischio ottenuto applicando il modello analitico ed il modello numerico è riportato in Tabella T.17 e in Figura T.12.

Tabella T.17: Rischio di Ingestione di acqua al punto di conformità ($X=100\text{m}$) ottenuto applicando il modello numerico (FeFlow) ed il modello analitico (Domenico) per un periodo di esposizione pari a 25 anni con $\lambda>0$.

Caso $\lambda>0$ ED = 25 anni	DOMENICO	FEFLOW
Rischio (Caso 1)	5,02E-07	2,28E-07
Rischio (Caso 2)	9,99E-07	2,31E-07
Rischio (Caso 3)	8,84E-06	2,33E-07

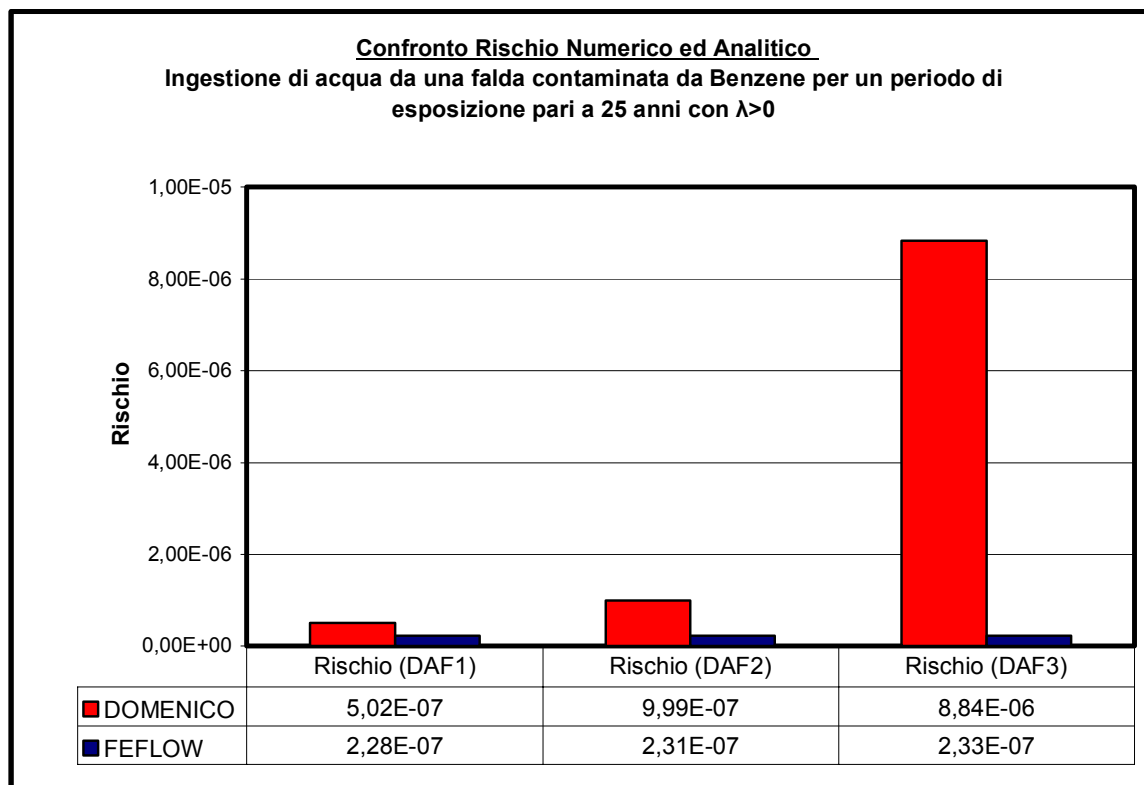


Figura T.12: Confronto Rischio di Ingestione di acqua al punto di conformità ($X=100\text{m}$) ottenuto applicando il modello numerico (FeFlow) ed il modello analitico (Domenico) per un periodo di esposizione pari a 25 anni con $\lambda > 0$.

Da un'analisi di confronto dei risultati ottenuti applicando il modello analitico ed il modello numerico (Tabelle T.16 e T.17, e Figure T.11 e T.12) emerge che:

- ❖ Nel caso di assenza di biodegradazione ($\lambda=0$), il Rischio quantificato considerando l'attenuazione dovuta alla dispersione in tutte le direzioni (Caso 1) risulta essere leggermente più conservativo con l'applicazione del modello numerico rispetto a quello analitico.
- ❖ Il Rischio quantificato considerando l'attenuazione dovuta alla dispersione orizzontale e longitudinale in tutte le direzioni e dispersione verticale nell'asse positivo di z (Caso 2) risulta essere più conservativo con l'applicazione del modello analitico rispetto a quello numerico.
- ❖ Il Rischio quantificato considerando l'attenuazione dovuta alla sola dispersione orizzontale e longitudinale (Caso 3) risulta essere estremamente più conservativo con l'applicazione del modello analitico rispetto a quello numerico.

- ❖ Il Rischio quantificato considerando l'attenuazione dovuta alla biodegradazione ($\lambda > 0$) porta a dei risultati meno conservativi. Il Rischio sanitario ottenuto infatti è di un ordine di grandezza inferiore alla scelta più conservativa di trascurarla ($\lambda = 0$).

A fronte di tali risultati, la proposta del documento APAT [APAT 2006, rev.1] di utilizzare per il modello analitico di dispersione di inquinanti in falda il DAF2, viene maggiormente avvalorata. Infatti tale equazione porta a dei risultati leggermente più conservativi del modello numerico, ma non sovrastimati come nel caso di sola dispersione orizzontale e longitudinale (DAF3).

Come descritto precedentemente con un modello analitico, si presume che per 25 anni il recettore sia a contatto con una determinata concentrazione costante di contaminante, invece con il numerico si suppone che il recettore sia esposto al contaminante, e quindi soggetto a Rischio, solo per un delimitato arco di tempo compreso nei 25 anni.

A valle di tali considerazioni si è ritenuto opportuno analizzare e confrontare il Rischio ottenuto dall'applicazione del modello analitico e numerico considerando periodi di esposizioni più lunghi. In particolare sono state effettuate le seguenti simulazioni:

- Rischio di Ingestione di Acqua per un periodo di esposizione pari a 30 anni
- Rischio di Ingestione di Acqua per un periodo di esposizione pari a 35 anni

I tre casi sopra riportati sono stati analizzati:

- In assenza di biodegradazione: $\lambda = 0$
- Con biodegradazione: $\lambda = 0,00096 \text{ d}^{-1}$ (Benzene)

3) Rischio Ingestione di acqua per un periodo di esposizione pari a 30 anni in assenza di biodegradazione ($\lambda = 0$)

Il confronto tra il rischio ottenuto applicando il modello analitico ed il modello numerico è riportato in Tabella T.18 ed in Figura T.13.

Tabella T.18: Rischio di Ingestione di acqua al punto di conformità (X=100m) ottenuto applicando il modello numerico (FeFlow) ed il modello analitico (Domenico) per un periodo di esposizione pari a 30 anni con $\lambda=0$.

Caso $\lambda=0$ ED = 30 anni	DOMENICO	FEFLOW
Rischio (Caso 1)	1,17E-06	1,17E-06
Rischio (Caso 2)	2,31E-06	1,19E-06
Rischio (Caso 3)	2,05E-05	1,22E-06

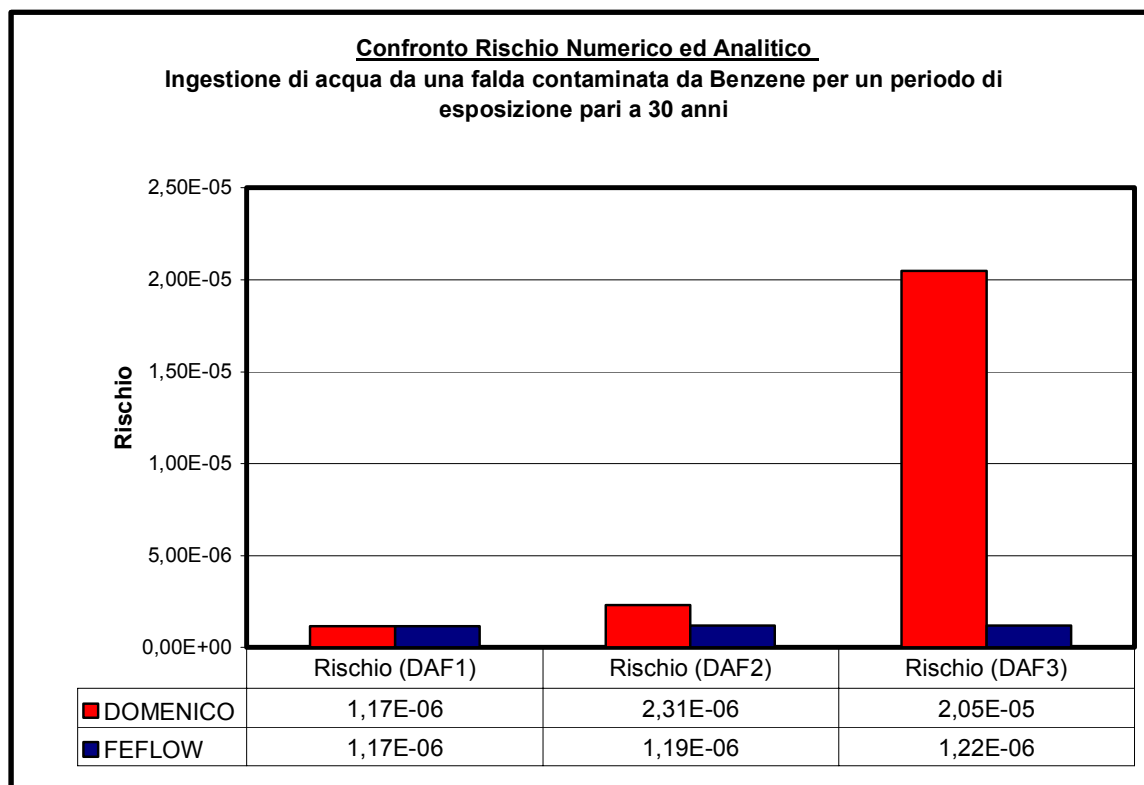


Figura T.13: Confronto Rischio di Ingestione di acqua al punto di conformità (X=100m) ottenuto applicando il modello numerico (FeFlow) ed il modello analitico (Domenico) per un periodo di esposizione pari a 30 anni con $\lambda=0$.

4) Rischio Ingestione di acqua per un periodo di esposizione pari a 30 anni con biodegradazione ($\lambda=0$)

Il confronto tra il rischio ottenuto applicando il modello analitico ed il modello numerico è riportato in Tabella T.19 ed in Figura T.14.

Tabella T.19: Rischio di Ingestione di acqua al punto di conformità (X=100m) ottenuto applicando il modello numerico (FeFlow) ed il modello analitico (Domenico) per un periodo di esposizione pari a 30 anni con $\lambda > 0$.

Caso $\lambda > 0$ ED = 30 anni	DOMENICO	FEFLOW
Rischio (Caso 1)	6,02E-07	2,28E-07
Rischio (Caso 2)	1,20E-06	2,31E-07
Rischio (Caso 3)	1,06E-05	2,33E-07

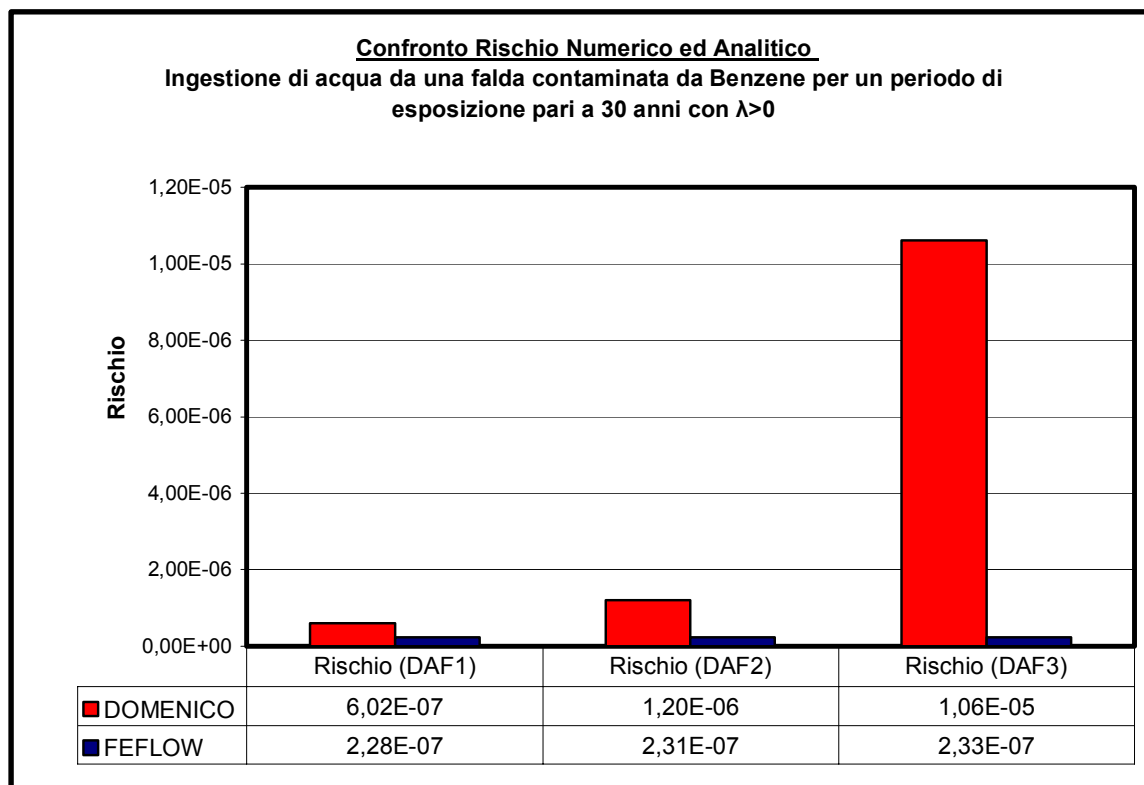


Figura T.14: Confronto Rischio di Ingestione di acqua al punto di conformità (X=100m) ottenuto applicando il modello numerico (FeFlow) ed il modello analitico (Domenico) per un periodo di esposizione pari a 30 anni con $\lambda > 0$.

5) Rischio Ingestione di acqua per un periodo di esposizione pari a 35 anni in assenza di biodegradazione ($\lambda=0$)

Il confronto tra il rischio ottenuto applicando il modello analitico ed il modello numerico è riportato in Tabella T.20 ed in Figura T.15.

Tabella T.20: Rischio di Ingestione di acqua al punto di conformità (X=100m) ottenuto applicando il modello numerico (FeFlow) ed il modello analitico (Domenico) per un periodo di esposizione pari a 35 anni con $\lambda=0$.

Caso $\lambda=0$ ED = 35 anni	DOMENICO	FEFLOW
Rischio (Caso 1)	1,37E-06	1,17E-06
Rischio (Caso 2)	2,69E-06	1,19E-06
Rischio (Caso 3)	2,39E-05	1,22E-06

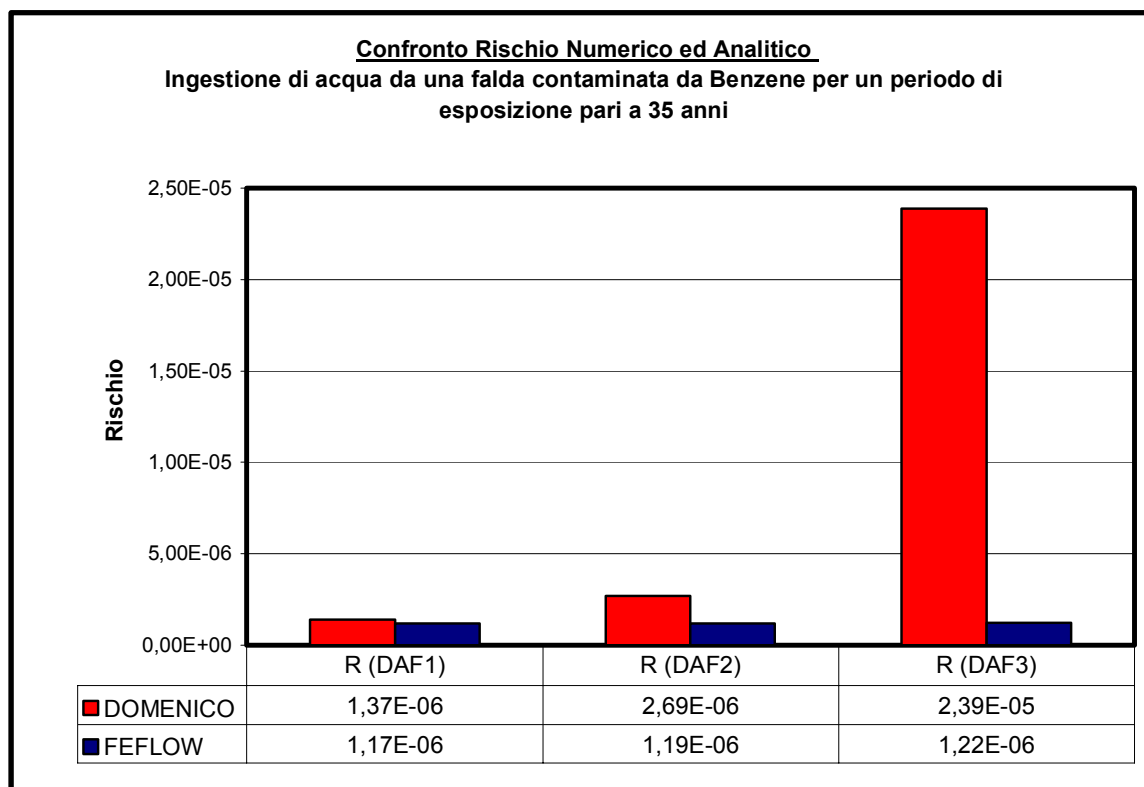


Figura T.15: Confronto Rischio di Ingestione di acqua al punto di conformità (X=100m) ottenuto applicando il modello numerico (FeFlow) ed il modello analitico (Domenico) per un periodo di esposizione pari a 35 anni con $\lambda=0$.

6) Rischio Ingestione di acqua per un periodo di esposizione pari a 35 anni con biodegradazione ($\lambda=0,00096 \text{ d}^{-1}$)

Il confronto tra il rischio ottenuto applicando il modello analitico ed il modello numerico è riportato in Tabella T.21 ed in Figura T.16.

Tabella T.21: Rischio di Ingestione di acqua al punto di conformità (X=100m) ottenuto applicando il modello numerico (FeFlow) ed il modello analitico (Domenico) per un periodo di esposizione pari a 35 anni con $\lambda > 0$.

Caso $\lambda > 0$ ED = 35 anni	DOMENICO	FEFLOW
Rischio (Caso 1)	7,02E-07	2,28E-07
Rischio (Caso 2)	1,40E-06	2,31E-07
Rischio (Caso 3)	1,24E-05	2,33E-07

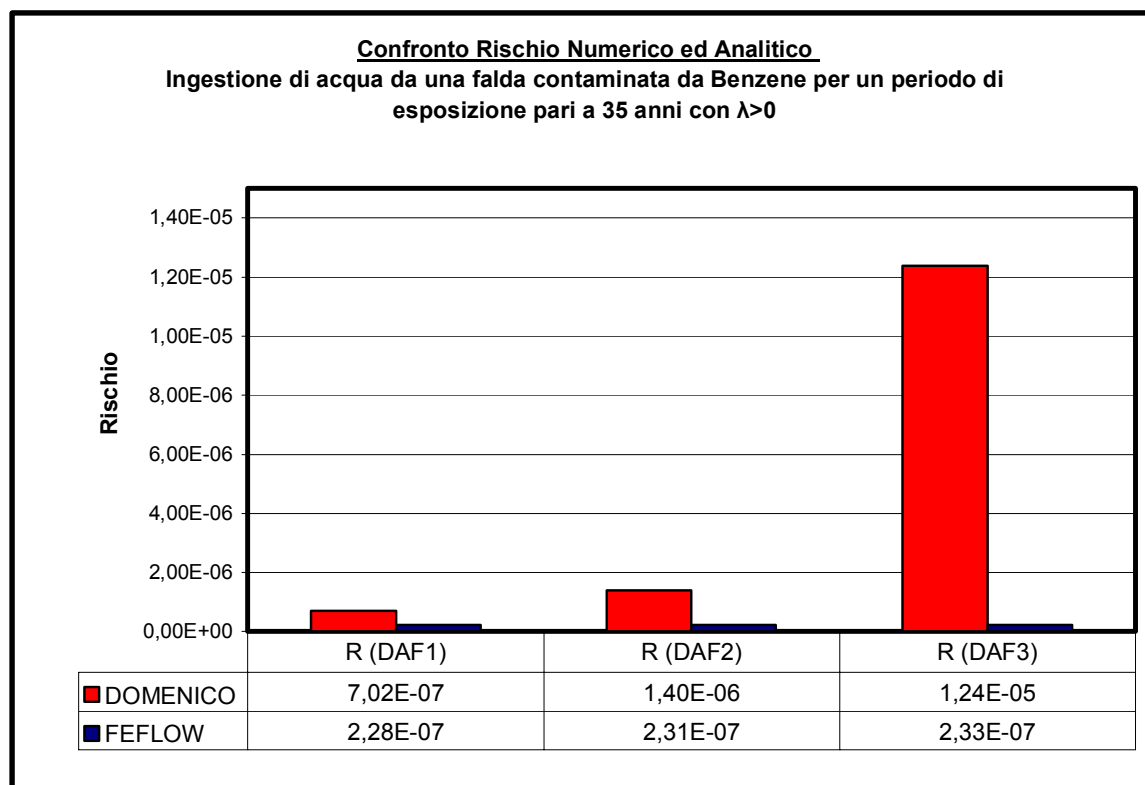


Figura T.16: Confronto Rischio di Ingestione di acqua al punto di conformità (X=100m) ottenuto applicando il modello numerico (FeFlow) ed il modello analitico (Domenico) per un periodo di esposizione pari a 30 anni con $\lambda = 0$.

Come ci si aspettava durate di esposizioni maggiori comportano una maggiore conservatività del modello analitico rispetto a quello numerico.

NOMENCLATURA MODELLO ANALITICO (Domenico)

Simbolo	Parametro	Unità
α_x	Dispersività longitudinale	cm
α_y	Dispersività trasversale	cm
α_z	Dispersività verticale	cm
δ_{gw}	Spessore della zona di miscelazione in falda	cm
D_w	Coefficiente di diffusione in acqua	cm ² /s
H	Costante di Henry	adim.
h_{gw}	Potenziale idraulico della falda	cm
i	Gradiente idraulico	adim.
i_{sw}	Cadente piezometrica tra falda e pelo libero del c.i.s.	adim
K_{sat}	Conducibilità idraulica del terreno saturo	cm/anno
l	Coefficiente di degradazione del primo ordine in acque sott.	1/giorno
L_{GW}	Profondità del piano di falda	cm
Q_{gw}	Portata della falda	m ³ /d
θ_e	Porosità effettiva del terreno in zona insatura o satura	adim.
$S_d=\delta_{gw}$	Spessore della zona di miscelazione in falda	cm
S_{sw}	Sezione trasversale del corso idrico superficiale	m ²
S_w	Estensione della sorgente nella direzione ortogonale al flusso di falda	cm
S_w'	Estensione della sorgente di contaminazione nella direzione ortogonale a quella principale del vento	cm
v_e	Velocità media effettiva nella falda	cm/anno
v_{gw}	Velocità di Darcy	cm/anno
v_{sw}	Velocità dell'acqua del corso idrico superficiale	m/s
W	Estensione della sorgente nella direzione del flusso di falda	cm
W'	Estensione della sorgente di contaminazione nella direzione principale del vento	cm

NOMENCLATURA MODELLO NUMERICO (FeFlow)

Simbolo	Parametro	Unità
B	spessore dell'acquifero	m
b_1	costante di adsorbimento di Freundlich	$(\text{mg/L})^{-1}$
b_2	costante di adsorbimento di Freundlich	adim.
C	concentrazione	mg/L
C_s	concentrazione massima	mg/L
C_0	concentrazione di riferimento	mg/L
C_1^R, C_2^R, C_3^R	valori al contorno della concentrazione	mg/L
C_m^w	concentrazione del pozzo m-esimo	mg/L
D_d	coefficiente di diffusione molecolare	m^2/s
D_{ij}	tensore della dispersione idrodinamica	m^2/s
e_j	versore gravitazionale	adim.
f_μ	funzione di viscosità	adim.
g	costante di gravità	m/s^2
$h : h = \frac{p^f}{\rho_o^f g} + x_l$	carico idraulico	m
h_1^R, h_2^R	valori al contorno del carico idraulico	m
$K_{ij} = \frac{k_{ij} \rho_o^f g}{\mu_o^f}$	tensore della conducibilità idraulica	m/s
k_{ij}	permeabilità intrinseca del mezzo poroso	m^2
k_1	costante di adsorbimento di Langmuir	adim.
k_2	costante di adsorbimento di Langmuir	L/mg
n_i	versore normale	adim.
$-^f q_i$	vettore velocità di Darcy	m^2/s
q_{n_h}	flusso normale orizzontale di Darcy (positivo nel verso uscente)	m/s
$- q_{n_h}$	flusso normale verticale medio di Darcy (positivo nel verso uscente)	m^2/s
q_h^R	flusso normale (3D)	m/s
$-^R q_h$	flusso normale orizzontale (2D)	m^2/s
q_{n_c}	flusso massivo normale orizzontale di Darcy (positivo nel verso uscente)	$\text{Kg}/(\text{m}^{2*} \text{s})$
$- q_{n_c}$	flusso normale massivo verticale medio di Darcy (positivo nel verso uscente)	$\text{Kg}/(\text{m}^* \text{s})$
q_C^R	flusso normale massivo (3D)	$\text{Kg}/(\text{m}^{2*} \text{s})$
$-^R q_C$	flusso normale massivo orizzontale (2D)	$\text{Kg}/(\text{m}^* \text{s})$
Q_m^w	tasso di pompaggio/iniezione del pozzo m-esimo	m^3/d
\overline{Q}_ρ	velocità del fluido	m/s

\bar{Q}_C	flusso massivo del contaminante	Kg/(m ² *s)
$R : R = 1 + \frac{1-\varepsilon}{\varepsilon} \chi_{(C)}$	fattore di ritardo	adim.
$R_d = 1 + \frac{1-\varepsilon}{\varepsilon} \cdot \frac{\partial(\chi_{(C)} C)}{\partial C}$	derivata del fattore di ritardo:	adim.
S	coefficiente di immagazzinamento effettivo	m ⁻¹
S_0	coefficiente specifico di immagazzinamento	m ⁻¹
T_{ij}	tensore della trasmissività idraulica	m ² /s
$V_q^f : V_q^f = \sqrt{q_i^f q_i^f}$	flusso assoluto di Darcy	m ² /s
x_i	elevazione	m
x_i^m	coordinate del pozzo m-esimo	m
$\bar{\alpha} : \bar{\alpha} = \frac{\rho_{(C_s)}^f - \rho_0^f}{\rho_0^f}$	rapporto di differenza del fluido	adim.
β_L	dispersività longitudinale	m
β_T	dispersività trasversale	m
$\partial(...)$	delta di Dirac	adim.
$\delta_{ij} \begin{cases} \delta_{ij} = 1 & \text{per } i = j \\ \delta_{ij} = 0 & \text{per } i \neq j \end{cases}$	tensore metrico di Kronecker	adim.
ε	porosità	adim.
ε_e	porosità effettiva	adim.
θ	costante di decadimento	s ⁻¹
K	costante di Henry	adim.
ρ_0^f	densità del fluido di riferimento	Kg/m ³
$\rho^f = \rho_0^f \left[1 + \frac{\bar{\alpha}}{C_s - C_0} (C - C_0) - \bar{\beta}(T - T_0) \right]$	densità del fluido	Kg/m ³
Φ_c	coefficiente di trasferimento del flusso massivo (infiltrazione 3D)	m*d ⁻¹

$\overline{\Phi}_C$	coefficiente di trasferimento del flusso massivo orizzontale (2D)	$m^2 \cdot d^{-1}$
$\Phi_c^{in}, \Phi_c^{out}$	coefficiente direzionale di trasferimento di massa (3D)	$m \cdot d^{-1}$
$\overline{\Phi}_C^{in}, \overline{\Phi}_C^{out}$	coefficiente direzionale di trasferimento di massa orizzontale (2D)	$m \cdot d^{-1}$
Φ_h	coefficiente di trasferimento del flusso infiltrazione (3D)	d^{-1}
$\overline{\Phi}_h$	coefficiente di trasferimento del flusso orizzontale (2D)	$m \cdot d^{-1}$
$\Phi_h^{in}, \Phi_h^{out}$	coefficiente direzionale di trasferimento (3D)	d^{-1}
$\overline{\Phi}_h^{in}, \overline{\Phi}_h^{out}$	coefficiente direzionale di trasferimento orizzontale (2D)	$m \cdot d^{-1}$
$\chi_{(C)} = K$	Isoterma Di Henry	adim.
$\chi_{(C)} = b_1 C^{b_2-1}$	Isoterma Di Freundlich	adim.
$\chi_{(C)} = \frac{k_1}{1 + k_2 C}$	Isoterma Di Langmuir	adim.

BIBLIOGRAFIA

1. APAT (2006), *Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati*.
2. ASTM (1995), *Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites*.
3. ASTM (1998), *Standard Provisional Guide for Risk-Based Corrective Action, PS 104*.
4. ASTM (1999), *Fate and Transport Models: Compendium and Selection Guidace*.
5. ASTM (2000), *Standard Guide for Risk-Based Corrective Action, E 2081-00*.
6. BP-RISC 4.0 (2001), *Risk-Integrated Software for Clean-up –User's manual*.
7. CONCAWE (1997), *European Oil Industry Guideline for Risk-Based Assessment of Contaminated Sites, Report No 2/97*.
8. D.Lgs. 152/06 (2006), *Norme in materia ambientale. Pubblicato nella Gazzetta Ufficiale N.88 del 14 Aprile 2006, Supplemento Ordinario n.96*
9. D.M. 471/99 (1999), *Regolamento recante criteri, procedure e modalità per la messa in sicurezza, la bonifica e il ripristino ambientale dei siti inquinati, ai sensi dell'art.17 del D.Lgs. 5 febbraio 1997 n.22 e successive modificazioni e integrazioni*.
10. GIUDITTA 3.0 (2003), *Manuale d'uso / Allegati*.
11. H. S. Park "A Method for Assessing Soil Vapour Intrusion from Petroleum Release Sites: Multi-phase/Multi-fraction Partitioning" Washington State Pollution Liability Insurance Agency, 1999.
12. H. S. Park and Charles San Juan "A Method for Assessing Leaching Potential for Petroleum Hydrocarbons Release Sites: Multiphase and Multisubstance Equilibrium Partitioning" Soil and Sediment Contamination, 2000.
13. Molly M. Gribb, Katalin J. Bene, Arthur Shrader "Sensitivity Analysis of a Soil Leachability Model for Fate and Transport in the Vadose Zone" Advances in Environmental Research 2002.
14. RBCA Tool Kit 1.2, *RBCA toolkit for Chemical Releases*.
15. ROME 2.1 (2002), *ReasOnable Maximum Exposure, Manuale Operativo*.
16. SEVIEW (2000), *Integrated Contaminant Transport and Fate modelling System*
17. U.S. EPA (12/2002), *Supplemental Guidance For Developing Soil Screening Levels For Superfund Sites*.
18. U.S. EPA (1996), *Soil Screening Guidance*.
19. U.S. EPA , *Ground Water & Drinking Water*.

20. U.S. EPA / REGION 3 (2004), *Mid-Atlantic Human Health Risk Assessment*.
21. U.S. EPA / REGION 9 (2004), *Users' guide and background technical document for U.S.EPA Region 9's Preliminary Remediation Goals (PRG) table*.
22. UNICHIM (2002), *Suoli e Falde contaminati: Analisi del Rischio Sito-Specifica – Criteri e Parametri, Manuale 196/1*.
23. WASY GmbH, *FeFlow 5.3: Reference Manual*, 2005.
24. WASY GmbH, *FeFlow 5.3: User's Manual*, 2006.
25. WASY GmbH, *FeFlow 5.3: White Papers Vol.1*, 2005.
26. WASY GmbH, *FeFlow 5.3: White Papers Vol.2*, 2005.
27. WASY GmbH, *FeFlow 5.3: White Papers Vol.3*, 2005.
28. WASY GmbH, *FeFlow 5.3: White Papers Vol.4*, 2005.