

APPENDICE D**FATTORE DI VOLATILIZZAZIONE E DI EMISSIONE DI PARTICOLATO
IN AMBIENTI APERTI**

La selezione delle equazioni, utili per la stima dei fattori di volatilizzazione e di emissione di particolato in ambienti aperti, è stata condotta mediante un'analisi delle equazioni proposte dai testi adottati come riferimento di base. In primo luogo si è ritenuto opportuno illustrare i modelli utilizzati dai vari testi di riferimento e le loro ipotesi di base per poi passare all'analisi comparativa delle equazioni.

Nella presente appendice sono riportati sia i risultati di tali analisi, sia l'approccio seguito dai software selezionati.

D.1 Volatilizzazione di vapori outdoor da suolo superficiale**D.1.1 Modelli di volatilizzazione da suolo superficiale****D.1.1.1 Modello di Jury**

Il modello di volatilizzazione da suolo superficiale, alla base delle equazioni previste dagli standard ASTM 1739/95 e PS 104/98 e dai documenti US EPA [US EPA, 1994] [US EPA, 1996], è quello di Jury [Jury et al. 1990].

Questo modello descrive il processo di diffusione degli inquinanti in atmosfera provenienti da una colonna di suolo contaminato dal piano campagna fino ad una profondità d . La profondità d della base della contaminazione può essere finita (modello a sorgente finita) oppure infinita (modello a sorgente infinita).

Il modello di Jury prevede la determinazione del flusso istantaneo di vapori contaminati per unità di superficie, J [$\text{mg}/(\text{cm}^2 \cdot \text{giorno})$], sia per il modello a sorgente finita che per il modello a sorgente infinita. Tuttavia i documenti di riferimento, in via

cautelativa, adottano come soluzione per la stima del fattore di volatilizzazione il modello a sorgente infinita e quindi ci si limita a descrivere solo quest'ultimo.

Le ipotesi del modello sono le seguenti:

1. Non vi è strato limite all'interfaccia suolo – aria (flusso completamente diffusivo).
2. Non vi è flusso d'acqua attraverso il suolo. In questo modo la lisciviazione è considerata separatamente dalla volatilizzazione, per cui non viene considerata la perdita di inquinante dovuta al trasporto verso le acque sotterranee.
3. La colonna di suolo (di spessore infinito) è uniformemente contaminata e perfettamente omogenea per caratteristiche fisiche. Occorre sottolineare che una delle condizioni al contorno considerate dal modello è che la concentrazione nel suolo in corrispondenza del piano campagna ($d \rightarrow 0$) è nulla.

La stima del flusso di vapori J al tempo t per una sorgente infinita è data dalla seguente equazione:

$$J = C_0 \cdot \sqrt{\frac{D_A}{\pi \cdot t}} = \rho_s \cdot C_s \cdot \sqrt{\frac{D_A}{\pi \cdot t}}$$

dove:

C_0 [mg/m³] è la concentrazione iniziale del contaminante nel suolo (espressa rispetto al volume totale di suolo);

C_s [mg/Kg] è la concentrazione iniziale del contaminante nel suolo (espressa rispetto alla massa di suolo);

D_A [cm²/giorno] è il coefficiente di diffusione effettiva;

t [giorni] è il tempo in cui viene valutato il flusso.

Il coefficiente di diffusione effettiva tiene conto della diffusività del contaminante dall'aria e dall'acqua interstiziale, delle caratteristiche del suolo (porosità, contenuto volumetrico di aria e di acqua) e dell'equilibrio di partizione del contaminante tra le varie parti del suolo (particelle di suolo, aria interstiziale ed acqua interstiziale).

L'espressione del coefficiente D_A è la seguente:

$$D_A = D_s^{eff} \cdot K_{sa} = \left(D_a \frac{\mathcal{G}_a^{3.33}}{\mathcal{G}_T^2} + \frac{D_w}{H} \cdot \frac{\mathcal{G}_w^{3.33}}{\mathcal{G}_T^2} \right) \cdot \frac{H}{\mathcal{G}_w + k_s \rho_s + H \mathcal{G}_a}$$

dove:

D_s^{eff} [cm²/giorno] è il coefficiente di diffusione efficace;

K_{sa} [adim.] è il coefficiente di partizione suolo/aria.

Per ottenere la stima del flusso di contaminanti, J^{ave} [mg/(cm²•giorno)], nell'intero periodo di esposizione dei recettori ($\tau = \text{ED}$) occorre integrare il flusso istantaneo e mediarlo sulla durata di esposizione. L'espressione è la seguente:

$$J^{\text{ave}} = \frac{1}{\tau} \cdot \int_0^{\tau} J = \frac{1}{\tau} \cdot \int_0^{\tau} \rho_s \cdot C_s \cdot \sqrt{\frac{D_A}{\pi \cdot t}} = \frac{2 \cdot \rho_s \cdot C_s}{\pi \cdot \tau} \cdot \sqrt{D_A \cdot \pi \cdot \tau} = 2 \cdot \rho_s \cdot C_s \cdot \sqrt{\frac{D_A}{\pi \cdot \tau}}$$

Una volta stimato il flusso di inquinante mediato per unità di superficie J^{ave} , l'altro meccanismo di attenuazione delle concentrazioni è rappresentato dalla miscelazione del flusso proveniente dal suolo in atmosfera. La miscelazione viene stimata attraverso un bilancio di portate di massa, all'interno della zona di miscelazione in aria.

La portata di massa di contaminante in ingresso dal suolo è data da:

$$\dot{M}_{\text{suolo}} = J^{\text{ave}} \cdot A$$

dove A [cm²] è l'area della sorgente.

La portata di massa di contaminante in ingresso dall'aria esterna è data da:

$$\dot{M}_{\text{aria, ingresso}} = C_{\text{aria, ingresso}} \cdot Q_{\text{aria}} = 0$$

perchè si suppone che non vi sia contaminazione nell'aria esterna a monte della zona di miscelazione ($C_{\text{aria, ingresso}} = 0$).

La portata di massa di contaminante in uscita dalla zona di miscelazione è data da:

$$\dot{M}_{\text{aria, uscita}} = C_{\text{aria, uscita}} \cdot (Q_{\text{aria}} + Q_{\text{suolo}})$$

Q_{aria} [m³/giorno] è la portata volumetrica di aria in ingresso alla zona di miscelazione data dall'espressione:

$$Q_{\text{aria}} = U_{\text{air}} \cdot \delta_{\text{air}} \cdot L$$

dove U_{air} [cm/giorno] è la velocità del vento; δ_{air} [cm] è l'altezza della zona di miscelazione e L [cm] è la dimensione della sorgente ortogonale alla direzione del vento.

Q_{suolo} [m³/giorno] è la portata volumetrica di aria in ingresso dal suolo nella zona di miscelazione.

Poiché il contributo in termini di volumi di aria dal suolo risulta trascurabile rispetto alla massa d'aria in ingresso dall'atmosfera nella zona di miscelazione, si ottiene che:

$$Q_{suolo} \ll Q_{aria} \Rightarrow (Q_{aria} + Q_{suolo}) \cong Q_{aria}$$

Quindi esplicitando il bilancio di massa si ottiene:

$$\dot{M}_{aria,uscita} = \dot{M}_{aria,ingresso} + \dot{M}_{suolo}$$

$$C_{aria,uscita} \cdot U_{air} \cdot \delta_{air} \cdot L = J^{ave} \cdot A$$

$$C_{aria,uscita} = \frac{2 \cdot \rho_s \cdot C_s \cdot A}{U_{air} \cdot \delta_{air} \cdot L} \cdot \sqrt{\frac{D_A}{\pi \cdot \tau}}$$

$$VF_{ss} = \frac{C_{aria,uscita}}{C_s} = \frac{2 \cdot \rho_s \cdot A}{U_{air} \cdot \delta_{air} \cdot L} \cdot \sqrt{\frac{D_A}{\pi \cdot \tau}}$$

VF_{ss} rappresenta quindi il fattore di volatilizzazione da suolo superficiale. L'espressione trovata coincide, a meno di fattori di conversione, con quella contemplata dagli standard ASTM se si esplicita il termine D_A e il termine $A/L=W'$:

$$VF_{ss}(1) = \frac{2W' \rho_s}{U_{air} \delta_{air}} \cdot \sqrt{\frac{D_s^{eff} H}{\pi \tau (\theta_w + k_s \rho_s + H \theta_a)}}$$

La formula inversa dell'espressione trovata coincide, a meno di fattori di conversione, anche con quella indicata dai documenti US EPA ponendo:

$$\frac{Q}{C} = \frac{L \cdot U_{air} \cdot \delta_{air}}{A}$$

$$VF_{ss}(4) = \frac{1}{VF_{ss}} = \frac{Q}{C} \cdot \frac{1}{2\rho_s} \sqrt{\frac{\pi \cdot \tau}{D_A}}$$

D.1.1.2 Modello di Farmer

Il modello di Farmer [Farmer et al. (1978,1980)], a differenza di quello di Jury, considera un flusso di vapori stazionario (ossia costante nel tempo) proveniente dal top del suolo contaminato posto ad una profondità L_s dal piano campagna. Tale modello è alla base del fattore di volatilizzazione da suolo superficiale contemplato dal documento Concawe n.2/97.

Le ipotesi del modello sono le seguenti:

1. La diffusione dei contaminanti avviene dal top della sorgente di contaminazione nel suolo attraverso uno strato di suolo non contaminato di spessore pari a L_s . Questa ipotesi tiene conto del fatto che, nel suolo superficiale, i primissimi centimetri di suolo (a ridosso del piano campagna) risultano non interessati da contaminazione di volatili o meglio presentano una contaminazione trascurabile rispetto agli strati sottostanti, poiché la volatilizzazione a ridosso dell'interfaccia suolo-aria avviene in tempi rapidissimi.
2. Il flusso di vapori avviene in condizioni stazionarie e non vi è riduzione nel tempo della contaminazione alla sorgente dovuta ai fenomeni di volatilizzazione (sorgente uniforme e continua).

Il modello di Farmer determina il flusso stazionario di vapori per unità di superficie, J_s [mg/(cm²•giorno)], attraverso l'equazione della diffusione derivata dalla Legge di Fick.:

$$J_s = C_0 \cdot \frac{D_A}{L_s} = \rho_s \cdot C_s \cdot \frac{D_A}{L_s}$$

I termini C_0 , C_s e D_A sono già stati analizzati in precedenza.

Anche in questo caso, a valle della stima del flusso, viene applicato il modello di miscelazione in aria, nell'ipotesi di concentrazione di contaminante in aria nulla in ingresso alla zona di miscelazione ($C_{aria, ingresso} = 0$) e di flusso di massa d'aria dal suolo trascurabile ($Q_{suolo} \ll Q_{aria}$). Dal bilancio si ottiene:

$$C_{aria, uscita} \cdot U_{air} \cdot \delta_{air} \cdot L = J_s \cdot A$$

$$C_{aria, uscita} = \frac{\rho_s \cdot C_s \cdot D_A}{U_{air} \cdot \delta_{air} \cdot L} \cdot A \cdot \frac{1}{L_s}$$

$$VF_{ss}(3) = \frac{C_{aria, uscita}}{C_s} = \frac{\rho_s}{U_{air} \cdot \delta_{air} \cdot L} \cdot \frac{D_s^{eff} \cdot H}{9_w + k_s \rho_s + H 9_a} A \cdot \frac{1}{L_s}$$

D.1.2 Analisi delle equazioni (TESTI DI RIFERIMENTO)

Per il calcolo del fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da suolo superficiale (SS) contaminato (VF_{ss}) gli standard ASTM 1739/95, PS 104/98, E 2081/00 e il

Manuale Unichim n.196/01 propongono una valutazione basata su due equazioni diverse:

$$VF_{ss}(1) = \frac{2W' \rho_s}{U_{air} \delta_{air}} \cdot \sqrt{\frac{D_s^{eff} H}{\pi \tau (\vartheta_w + k_s \rho_s + H \vartheta_a)}} \cdot 10^3 \quad (D.1)$$

$$VF_{ss}(2) = \frac{W' \rho_s d}{U_{air} \delta_{air} \tau} \cdot 10^3 \quad (D.2)$$

dove:

$$D_s^{eff} = D_a \frac{g_a^{3.33}}{g_e^2} + \frac{D_w}{H} \cdot \frac{g_w^{3.33}}{g_e^2} \quad (D.3)$$

In particolare, nella equazione (D.1) si tiene conto della estensione superficiale della sorgente di contaminazione, delle caratteristiche della zona di esposizione, della partizione dell'inquinante nelle tre fasi del terreno (solida, liquida e gassosa) e della diffusività effettiva nel suolo. La equazione (D.2) consiste in un bilancio di massa e non considera le caratteristiche proprie dell'inquinante. Tale equazione rappresenta il limite superiore dell'equazione (D.1) che è basata su un modello di sorgente semi-infinita, ossia di spessore infinito. In tale espressione, “d” indica lo spessore della sorgente di contaminazione nel suolo superficiale (SS). Si ritiene opportuno sottolineare che tale valore può essere al massimo pari ad 1 metro.

Tali testi di riferimento prevedono il calcolo di entrambe le equazioni e selezionano quella che restituisce il valore minore. Ciò si traduce in pratica nell'applicazione della (D.1) per i composti poco volatili e della (D.2) per quelli molto volatili. Gli standard analizzati giustificano tale scelta in quanto l'equazione (D.1) fornisce, per i composti volatili, valori di VF_{ss} troppo alti e quindi troppo conservativi.

Il documento Concawe n.2/97 propone l'utilizzo della seguente equazione [Farmer et al. (1978,1980)]:

$$VF_{ss}(3) = \frac{H\rho}{U_{air}W'\delta_{air} \cdot [\theta_a H + k_s \rho_s + \theta_w]} \cdot A' \cdot D_s^{eff} \cdot \frac{1}{L_s} \cdot 10^3 \quad (D.4)$$

I RAGS [RAGS HHEM Part B, 1991] propongono una equazione che deriva dal modello di Hwang e Falco (1986) e che si basa sulla ipotesi di suolo secco ($\theta_w = 0$).

I documenti EPA [EPA, 1994] [EPA, 1996] propongono l'utilizzo del modello sviluppato da Jury et al.(1990), il quale, a sua volta, elabora e modifica il modello Hwang e Falco (1986), estendendo la sua validità al caso di terreno umido ($\theta_w > 0$):

$$VF_{ss}(4) = \frac{Q}{C} \cdot \frac{\sqrt{3.14 D_A \tau}}{2 \rho_s D_A} \cdot 10^{-4} \quad (D.5)$$

dove

$$D_A = \frac{[(\theta_a^{3.33} D_a H' + \theta_w^{3.33} D_w) / \theta_e^2]}{\rho_s k_s + \theta_w + \theta_a H'} \quad (D.6)$$

Il termine Q/C [(g/m²-s)/(kg/m³)] indica il rapporto tra il flusso medio della specie chimica e la concentrazione dello stesso in aria.

I RAGS [RAGS HHEM Part B, 1991], per il calcolo di questo parametro, propongono la seguente formula:

$$\frac{Q}{C} = \frac{W' \cdot U_{air} \cdot \delta_{air}}{A} \quad (D.7)$$

Nel documento EPA [EPA “Soil Screening Guidance: Fact Sheet”, 1996] la precedente equazione viene considerata non applicabile in quanto ritenuta poco conservativa e per nulla legata alle condizioni meteorologiche locali del singolo sito in esame. L'EPA ha quindi proposto un calcolo del parametro Q/C attraverso modelli che tengono conto delle singole realtà locali. Questo ha portato, negli Stati Uniti, alla definizione di nove macroaree all'interno delle quali sono state identificate le maggiori città e per le quali è stato riportato il valore di Q/C .

Data l'incertezza nella stima di questo parametro, si è ritenuto opportuno escludere dall'analisi tale tipo di approccio.

Si riporta nella Tabella D.1-1 una sintesi dei criteri di calcolo del fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da suolo superficiale (VF_{ss}) per ciascuno dei testi adottati quale riferimento di base.

Tabella D.1-1: Testi di riferimento: calcolo del Fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da suolo superficiale (VF_{ss})

	ASTM E-1739-95	PS 104-98	UNICHIM n.196/1 2002	Concawe report n.2/97	EPA - SSG (*)	RAGS (*)
$VF_{ss}(1)$	X	X	X			
$VF_{ss}(2)$	X	X	X			
$VF_{ss}(3)$				X		
$VF_{ss}(4)$					X	X

(*) le due equazioni non coincidono essendo l'una l'evoluzione dell'altra

Le tre equazioni ($VF_{ss}(1)$, $VF_{ss}(2)$ e $VF_{ss}(3)$), utili per il calcolo del fattore di volatilizzazione outdoor da suolo superficiale, sono state poste a confronto e sono stati analizzati i diversi output al fine di selezionare quella o quelle ritenute più idonee per l'applicazione dell'analisi di rischio di livello 2.

In generale, utilizzando come input i valori di default corrispondenti ad un livello 1 di analisi (Tab. 3.2.11), le tre equazioni sono state applicate ad 11 composti indice, rappresentativi del diverso grado di volatilità: Cloruro di vinile, 1,1,2-tricloroetano, Benzene, Tricloroetilene, Mercurio, 2-Clorofenolo, PCB, Pentaclorofenolo, Crisene, PCDD-PCDF, Benzopirene (Tabella D.1-2). Per le proprietà chimico-fisiche e tossicologiche sono stati utilizzati valori di default.

Tabella D.1-2 : Elenco delle sostanze indice selezionate

Specie chimica	n.	Costante di Henry	D_{air}	D_{wat}	D_s^{eff}
		adim.	cm ² /s	cm ² /s	cm ² /s
Cloruro di vinile	1	1,09E+00	1,06E-01	1,23E-05	8,23E-03
1,1,2-Tricloroetano	2	7,05E-01	7,80E-02	8,80E-06	6,06E-03
Benzene	3	2,31E-01	8,80E-02	9,80E-06	6,84E-03
Tricloroetilene	4	4,18E-01	8,18E-02	9,10E-06	6,35E-03
Mercurio	5	4,70E-01	3,07E-02	6,30E-06	2,39E-03
2-Clorofenolo	6	1,60E-02	5,01E-02	9,46E-06	3,90E-03
PCB	7	4,45E-02	4,30E-02	4,22E-06	3,34E-03
Pentaclorofenolo	8	1,00E-06	5,60E-02	6,10E-06	4,04E-02
Crisene	9	3,88E-03	2,48E-02	6,21E-06	1,94E-03
Σ PCDD, PCDF	10	1,35E-03	1,00E-01	1,00E-05	7,81E-03
Benzo(a)pirene	11	4,63E-05	4,30E-02	9,00E-06	4,49E-03

Innanzitutto, sono stati posti a confronto gli output delle equazioni VFss(1) e VFss(2), assumendo per l'equazione VFss(2) un valore di "d" pari a 100 cm (massimo valore di "d") Nel grafico di Figura D.1.1 sono riportati tali output.

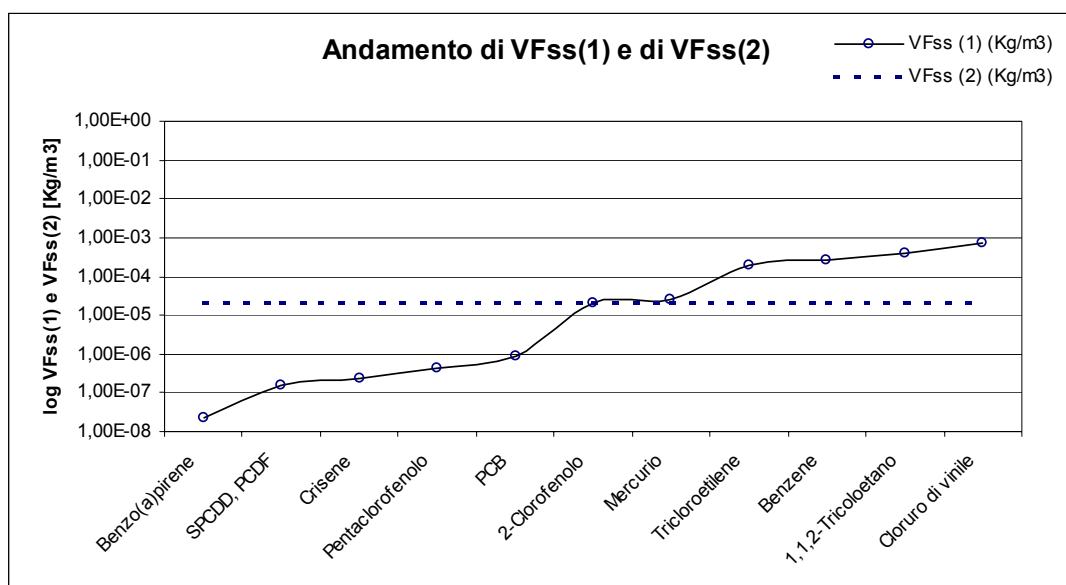


Figura D.1.1 : Andamento di VFss(1) e di VFss(2).

Dalla analisi del grafico emerge che, secondo il presente approccio (adottato dagli standard ASTM 1739/95 e PS 104/98 e il Manuale Unichim 196/01) il fattore di volatilizzazione in ambienti outdoor da suolo superficiale è pari a un valore costante (VFss(2)) per i composti volatili, mentre per i composti poco volatili tale valore varia in funzione del contaminante esaminato (VFss(1)).

Successivamente, è stata condotta un'analisi di sensibilità della equazione $VF_{ss}(3)$ al variare del parametro L_s (distanza tra il top della sorgente di contaminazione e il piano campagna).

In Figura D.1.2 sono riportati, a titolo esemplificativo per tre degli undici composti indice, gli andamenti di $VF_{ss}(3)$ al variare di L_s e il valore di $VF_{ss}(1)$ corrispondente.

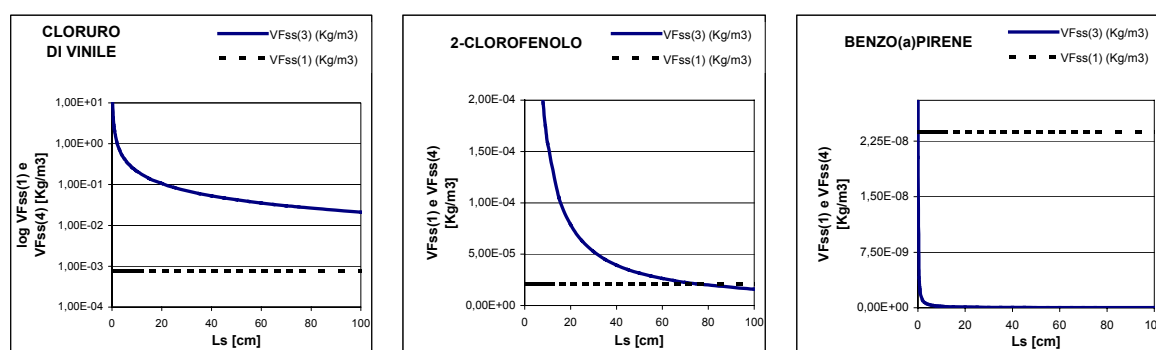


Figura D.1.2 : Confronto tra VFss(1) e di VFss(3)

Dalla analisi dei grafici è possibile osservare che:

- in riferimento ai composti molto volatili, per valori di $L_s < 100$ cm (cioè nel suolo superficiale), risulta $VF_{ss}(3) \gg VF_{ss}(1)$, quindi $VF_{ss}(3)$ risulta essere una stima conservativa rispetto a $VF_{ss}(1)$, già esso stesso ritenuto conservativo secondo l'approccio precedentemente descritto;
- in riferimento ai composti poco volatili, per valori di $L_s < 100$ cm (cioè nel suolo superficiale), risulta $VF_{ss}(3) \ll VF_{ss}(1)$, quindi $VF_{ss}(3)$ risulta essere una stima troppo poco conservativa rispetto a $VF_{ss}(1)$, ritenuto in questo caso adeguato dall'approccio precedentemente descritto.

Inoltre, per tutte le specie chimiche in esame e quindi indipendentemente dalla loro volatilità, al diminuire di L_s il valore di $VF_{ss}(3)$ aumenta in modo esponenziale, fornendo, quindi, dei risultati poco attendibili. Infatti, nel caso di profondità relativamente basse il modello di Farmer restituisce valori bassi di attenuazione poiché l'ipotesi di base è che la volatilizzazione nei primi centimetri di suolo avviene in maniera rapidissima e quindi l'attenuazione è molto ridotta.

A titolo esemplificativo, si riportano in Tabella D.1-3 i valori di $VF_{ss}(3)$ per il Mercurio, il Benzene e il Benzo(a)pirene, calcolati per valori di L_s compresi tra 0 e 1 cm. E' possibile osservare, in generale per tutti gli 11 inquinanti esaminati, variazioni di $VF_{ss}(3)$ di un ordine di grandezza passando da $L_s = 0,1$ cm a $L_s = 0,01$ cm. Inoltre, per $L_s = 0$, $VF_{ss}(3)$ tende a infinito.

Tabella D.1-4 : Fattore di volatilizzazione $VF_{ss}(3)$ del Mercurio, Benzene e Benzo(a)pirene al variare di L_s

L_s (cm)	$VF_{ss}(3)$		
	Mercurio	Benzene	Benzo(a)pirene
0	∞	∞	∞
0,005	4,11E-01	3,78E+01	3,74E-07
0,01	2,10E-01	2,01E+01	1,95E-07
0,025	8,54E-02	8,37E+00	8,00E-08
0,05	4,29E-02	4,24E+00	4,04E-08
0,1	2,15E-02	2,13E+00	2,03E-08
0,5	4,31E-03	4,29E-01	4,07E-09
0,75	2,87E-03	2,86E-01	2,71E-09
0,85	2,53E-03	2,53E-01	2,40E-09
1	2,15E-03	2,15E-01	2,04E-09

A valle delle analisi e delle considerazioni fatte sopra, si ritiene opportuno:

- Escludere l'utilizzo dell'equazione $VF_{ss}(3)$ perché i valori del fattore di volatilizzazione outdoor da suolo superficiale calcolati a mezzo di tale equazione, se posti a confronto con quelli ottenuti applicando l'equazione $VF_{ss}(1)$, risultano essere estremamente conservativi per i composti molto volatili, e poco conservativi per i composti meno volatili. Inoltre, l'utilizzo della equazione $VF_{ss}(3)$ non permette di considerare il caso in cui il top della sorgente di contaminazione nel suolo coincida o sia prossimo al piano campagna, poiché la stessa perde di validità.
- Selezionare, quindi, tra le equazioni $VF_{ss}(1)$ e $VF_{ss}(2)$ quella che restituisce il valore minore.

D.1.3 Analisi delle equazioni (SOFTWARE)

I software RBCA Tool Kit ver. 1.2 e BP-RISC ver. 4.0 e GIUDITTA ver. 3.0 adottano l'approccio proposto dagli standard ASTM 1739/95 e PS 104/98 e dal il Manuale Unichim 196/01, ossia prevedono il calcolo delle due equazioni, $VF_{ss}(1)$ e $VF_{ss}(2)$, e selezionano quella che restituisce il valore minore. Propongono quindi l'applicazione della prima per i composti poco volatili e l'applicazione della seconda per quelli molto volatili.

Il software ROME ver. 2.1 prevede l'utilizzo dell'equazione $VF_{ss}(3)$, adottando l'approccio proposto da Concawe n.2/97.

Si riporta in Tabella D.4 una sintesi dei criteri di calcolo del fattore di volatilizzazione outdoor da suolo superficiale (VF_{ss}) per ciascuno dei software presi in esame.

Tabella D.1-5 : Software esaminati: calcolo del Fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da suolo superficiale (VF_{ss})

	RBCA Tool Kit ver. 1.2	BP-RISC ver. 4.0 (livello 1)	ROME ver. 2.1	GIUDITTA ver.3.0
$VF_{ss}(1)$	X	X		X
$VF_{ss}(2)$	X	X		X
$VF_{ss}(3)$			X	
$VF_{ss}(4)$				

D.2 Volatilizzazione di vapori outdoor da suolo profondo

D.2.1 Modelli di volatilizzazione da suolo profondo

D.2.1.1 Modello di Jury

Il modello di Jury, già descritto nel paragrafo D.1.1.1, viene utilizzato nei documenti US EPA [US EPA, 1994] [US EPA, 1996] anche per la stima del fattore di volatilizzazione da suolo profondo. Le ipotesi del modello a sorgente infinita, infatti, consentono di applicare la soluzione di Jury, in termini di stima del flusso medio nel periodo di esposizione, anche al suolo profondo. L'applicazione di questo modello al suolo profondo, però, risulta essere troppo cautelativa nel caso in cui sia solo il suolo profondo ad essere contaminato da volatili. Infatti, l'ipotesi di colonna di suolo contaminata (di spessore infinito) a partire da profondità prossime al piano campagna non risulta realistica nei casi in cui non vi è la contemporanea presenza anche di suolo superficiale contaminato.

D.2.1.2 Modello di Farmer

Il modello di Farmer è alla base delle equazioni del fattore di volatilizzazione da suolo profondo utilizzate rispettivamente dal documento Concawe n.2/97 e dagli standard ASTM. Le ipotesi del modello sono state elencate nel paragrafo D.1.1.2.

Il documento Concawe suggerisce l'utilizzo della stessa equazione adottata per il suolo superficiale:

$$VF_{samb}(3) = VF_{ss}(3) = \frac{C_{aria,uscita}}{C_s} = \frac{\rho_s}{U_{air} \cdot \delta_{air} \cdot L} \cdot \frac{D_s^{eff} \cdot H}{\mathcal{G}_w + k_s \rho_s + H \mathcal{G}_a} A \cdot \frac{1}{L_s}$$

Si ricorda che tale equazione prevede un modello di miscelazione in atmosfera basato sulle seguenti ipotesi:

- concentrazione di contaminante in aria nulla in ingresso alla zona di miscelazione ($C_{aria, ingresso} = 0$);
- flusso di massa d'aria dal suolo trascurabile ($Q_{suolo} \ll Q_{aria}$).

L'equazione proposta dagli standard ASTM ha in comune con quella del documento Concawe la stima del flusso di vapori secondo il modello di Farmer, ma prevede un'ipotesi diversa per quel che concerne il modello di miscelazione in atmosfera.

Il flusso stazionario di vapori per unità di superficie, J_s [mg/(cm²• giorno)], viene stimato attraverso il modello di Farmer

$$J_s = C_0 \cdot \frac{D_A}{L_s} = \rho_s \cdot C_s \cdot \frac{D_A}{L_s}$$

dove:

- C_0 [mg/m³] è la concentrazione iniziale del contaminante nel suolo (espressa rispetto al volume totale di suolo);
- C_s [mg/Kg] è la concentrazione iniziale del contaminante nel suolo (espressa rispetto alla massa di suolo);
- D_A [cm²/giorno] è il coefficiente di diffusione effettiva;
- L_s [cm] è la profondità del top della sorgente nel suolo.

Si ricorda che l'espressione del coefficiente D_A è la seguente:

$$D_A = D_s^{eff} \cdot K_{sa} = \left(D_a \frac{g_a^{3.33}}{g_T^2} + \frac{D_w}{H} \cdot \frac{g_w^{3.33}}{g_T^2} \right) \cdot \frac{H}{g_w + k_s \rho_s + H g_a}$$

Anche in questo caso, a valle della stima del flusso, viene applicato il modello di miscelazione in aria, con l'unica ipotesi di concentrazione di contaminante in aria nulla in ingresso alla zona di miscelazione ($C_{aria, ingresso} = 0$).

Il bilancio di portata di massa è il seguente:

$$\dot{M}_{aria, uscita} = \dot{M}_{aria, ingresso} + \dot{M}_{suolo}$$

dove:

$$\dot{M}_{suolo} = J_s \cdot A$$

$$\dot{M}_{aria, ingresso} = C_{aria, ingresso} \cdot Q_{aria} = 0$$

$$\dot{M}_{aria, uscita} = C_{aria, uscita} \cdot (Q_{aria} + Q_{suolo})$$

Il termine Q_{aria} [m³/giorno], portata volumetrica di aria in ingresso alla zona di miscelazione, è dato dall'espressione:

$$Q_{aria} = U_{air} \cdot \delta_{air} \cdot L$$

dove U_{air} [cm/giorno] è la velocità del vento; δ_{air} [cm] è l'altezza della zona di miscelazione e L [cm] è la dimensione della sorgente ortogonale alla direzione del vento.

Il termine Q_{suolo} [m³/giorno], la portata volumetrica di aria in ingresso dal suolo nella zona di miscelazione, è dato da:

$$Q_{suolo} = \frac{\dot{M}_{suolo}}{C_{aria,0}} = \frac{J_s \cdot A}{C_{aria,0}}$$

dove C_0 [mg/m³] è la concentrazione iniziale del contaminante nell'aria interstiziale.

Esplicitando il termine J_s si ottiene:

$$Q_{suolo} = \rho_s \cdot C_s \cdot \frac{D_A}{L_s} \cdot \frac{A}{C_{aria,0}} = \rho_s \cdot C_s \cdot K_{sa} \cdot \frac{D_s^{eff}}{L_s} \cdot \frac{A}{C_{aria,0}}$$

Ricordando che:

$$\rho_s \cdot C_s \cdot K_{sa} = C_{aria,0}$$

si ottiene:

$$Q_{suolo} = D_s^{eff} \cdot \frac{A}{L_s}$$

Il bilancio di portata di massa diventa:

$$C_{aria,uscita} \cdot \left(U_{air} \cdot \delta_{air} \cdot L + D_s^{eff} \cdot \frac{A}{L_s} \right) = J_s \cdot A$$

$$C_{aria,uscita} \cdot \left(U_{air} \cdot \delta_{air} \cdot L + D_s^{eff} \cdot \frac{A}{L_s} \right) = C_s \cdot \frac{\rho_s \cdot D_s^{eff} \cdot H}{\vartheta_w + k_s \rho_s + H \vartheta_a} \cdot \frac{1}{L_s} \cdot A$$

$$VF_{samb}(1) = \frac{C_{aria,uscita}}{C_s} = \frac{\rho_s}{\left(U_{air} \cdot \delta_{air} \cdot L + D_s^{eff} \cdot \frac{A}{L_s} \right)} \cdot \frac{D_s^{eff} \cdot A}{L_s} \cdot \frac{H}{\vartheta_w + k_s \rho_s + H \vartheta_a}$$

$$VF_{samb}(1) = \frac{C_{aria,uscita}}{C_s} = \frac{\rho_s}{\frac{D_s^{eff} \cdot A}{L_s} \cdot \left(1 + \frac{U_{air} \cdot \delta_{air} \cdot L \cdot L_s}{A \cdot D_s^{eff}} \right)} \cdot \frac{D_s^{eff} \cdot A}{L_s} \cdot \frac{H}{\vartheta_w + k_s \rho_s + H \vartheta_a}$$

$$VF_{samb}(1) = \frac{C_{aria,uscita}}{C_s} = \frac{\rho_s \cdot H}{\left(1 + \frac{U_{air} \cdot \delta_{air} \cdot L_s}{W \cdot D_s^{eff}} \right) \cdot (\vartheta_w + k_s \rho_s + H \vartheta_a)}$$

Si nota che l'unica differenza tra l'equazione Concawe e quella ASTM è data dal termine al denominatore:

$$VF_{samb}(1) = \frac{\rho_s \cdot H}{\left(1 + \frac{U_{air} \cdot \delta_{air} \cdot L_s}{W \cdot D_s^{eff}}\right) \cdot (\mathcal{G}_w + k_s \rho_s + H \mathcal{G}_a)}$$

$$VF_{samb}(3) = \frac{\rho_s \cdot H}{\left(\frac{U_{air} \cdot \delta_{air} \cdot L_s}{W \cdot D_s^{eff}}\right) \cdot (\mathcal{G}_w + k_s \rho_s + H \mathcal{G}_a)}$$

Questo termine nel caso di $VF_{samb}(1)$ tiene conto del flusso d'aria proveniente dal suolo (Q_{suolo}), mentre nel caso di $VF_{samb}(3)$ non ne tiene conto assumendo che il flusso di massa d'aria dal suolo trascurabile ($Q_{suolo} \ll Q_{aria}$).

D.2.2 Analisi delle equazioni (TESTI DI RIFERIMENTO)

Per il calcolo del fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da suolo profondo (SP) contaminato (VF_{samb}) gli standard ASTM 1739/95 e PS 104/98 utilizzano un'unica equazione nella quale si tiene conto del coefficiente di partizione dell'inquinante e si calcola un coefficiente di diluizione in aria che consiste nella somma della portata di inquinante entrante nella zona di esposizione e quella di aria entrante nella stessa zona:

$$VF_{samb}(1) = \frac{H \rho_s}{(\mathcal{G}_w + k_s \rho_s + H \mathcal{G}_a) \cdot \left(1 + \frac{U_{air} \delta_{air} L_s}{D_s^{eff} W'}\right)} \cdot 10^3 \quad (D.8)$$

Il Manuale Unichim n. 196/01 propone una valutazione basata su due equazioni diverse. Una è data dalla equazione $VF_{samb}(1)$ e l'altra, $VF_{samb}(2)$, è riportata di seguito:

$$VF_{samb}(2) = \frac{W' \rho_s d_s}{U_{air} \delta_{air} \tau} \cdot 10^3 \quad (D.9)$$

dove d_s rappresenta lo spessore della sorgente di contaminazione nel suolo profondo (SP).

La equazione $VF_{samb}(1)$ tiene conto della geometria della sorgente di contaminazione nel SP (estensione W e profondità dal piano campagna L_s), delle caratteristiche della zona di esposizione, della partizione dell'inquinante nelle tre fasi costituenti il terreno (solida, liquida, gassosa) e della diffusività effettiva nel suolo.

La equazione $VF_{samb}(2)$ consiste in un bilancio di massa e non considera le caratteristiche proprie dell'inquinante.

Il Manuale Unichim n. 196/01 propone l'applicazione della $VF_{samb}(1)$ per i composti poco volatili e l'applicazione della $VF_{samb}(2)$ per quelli molto volatili. In particolare, questi prevedono il calcolo di entrambe le equazioni e selezionano quella che restituisce il valore minore. Gli stessi giustificano tale scelta ritenendo che la equazione $VF_{samb}(1)$ fornisca, per i composti volatili, valori di VF_{samb} troppo alti e quindi troppo conservativi.

Il documento Concawe n.2/97 utilizza la stessa equazione adottata per il suolo superficiale ($VF_{samb}(3) = VF_{ss}(3)$):

$$VF_{samb}(3) = \frac{H\rho}{U_{air}W'\delta_{air} \cdot [\theta_a H + k_s \rho_s + \theta_w]} \cdot A \cdot D_s^{eff} \cdot \frac{1}{L_s} \cdot 10^3 \quad (D.10)$$

I RAGS e i documenti EPA [EPA, 1994] [EPA, 1996] propongono, per il suolo profondo, la stessa espressione del suolo superficiale $VF_{samb}(4)=VF_{ss}(4)$. Quindi per $VF_{samb}(4)$ valgono le stesse considerazioni fatte per $VF_{ss}(4)$, che ne rendono difficile l'applicazione alla realtà italiana.

Si riporta nella Tabella D.2-1 una sintesi dei criteri di calcolo del fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da suolo profondo (VF_{samb}) per ciascuno dei testi adottati quale riferimento di base.

Tabella D.2-1 : Testi di riferimento: calcolo del Fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da suolo profondo (VF_{samb})

	ASTM E-1739-95	PS 104-98	UNICHIM n.196/1 2002	Concawe report n.2/97	EPA - SSG	RAGS
VF _{samb} (1)	X	X	X			
VF _{samb} (2)			X			
VF _{samb} (3)				X		
VF _{samb} (4)					X	X

Si ritiene opportuno sottolineare che VF_{samb}(1) è circa uguale a VF_{samb}(3) (=VF_{ss}(3)). Questo perché la differenza tra le due equazioni (par. D.2.1.2) consiste nel tener conto o meno della portata di aria proveniente dal suolo nel modello di miscelazione in atmosfera. E' evidente che poiché il contributo in termini di massa d'aria proveniente dal suolo è molto inferiore rispetto alle masse d'aria presenti nella zona di miscelazione in atmosfera, le due equazioni portano a risultati praticamente coincidenti.

Per le due equazioni, VF_{samb}(1) e VF_{samb}(2), è stata effettuata un'analisi di sensibilità utile a confrontare il loro diverso andamento. A tal fine, per le 11 specie chimiche in esame (vedi paragrafo D.1), è stato calcolato, e successivamente riportato graficamente, il valore di VF_{samb}(1) per L_s = 100 cm e l'andamento di VF_{samb}(2) per valori di d_s compresi tra 25 e 2000 cm. Si ricorda che VF_{samb}(2) non dipende sia dalle caratteristiche chimico-fisiche del composto esaminato, sia dal parametro L_s; mentre VF_{samb}(1) non dipende dal parametro d_s.

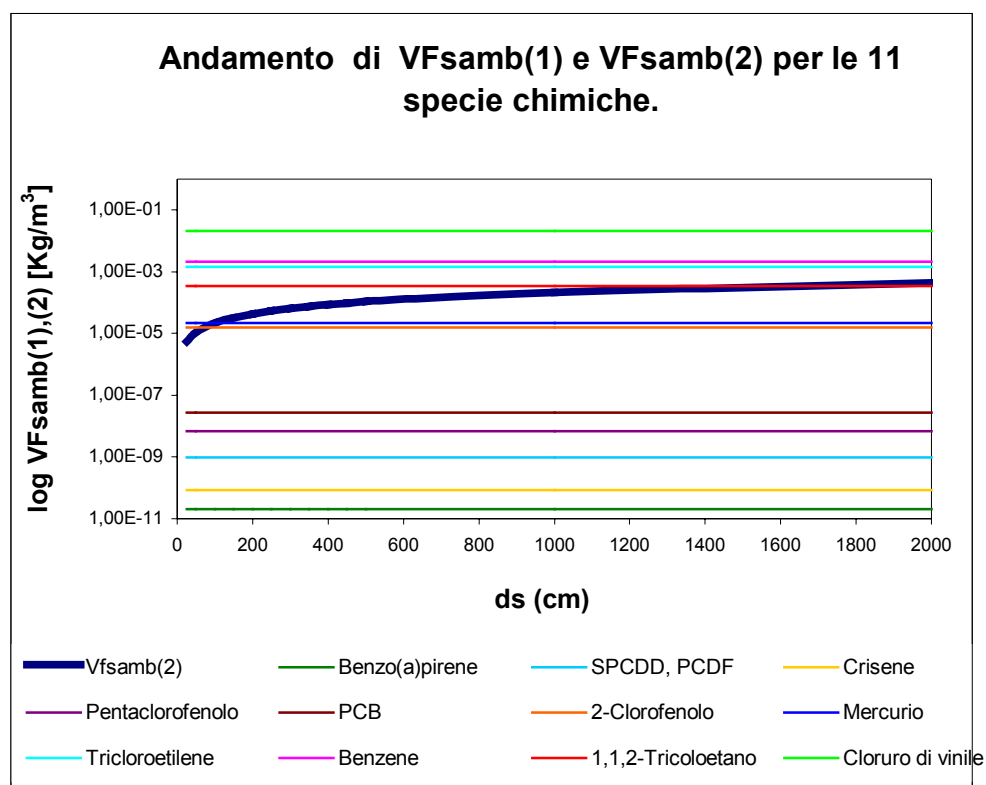


Figura D.22.1 : Andamento di VF_{samb}(1) per tutte le specie chimiche con L_s=100cm e di VF_{samb}(2) al variare di d_s.

Dalla analisi del grafico in Figura D.22.1 risulta che:

- VF_{samb}(2) varia linearmente in funzione di d_s (aumentando di un ordine di grandezza d_s, aumenta di un ordine di grandezza VF_{samb}(2)).
- Per i composti molto volatili VF_{samb}(1) > VF_{samb}(2), mentre, per i composti poco volatili VF_{samb}(1) < VF_{samb}(2). In particolare, per il cloruro di vinile (molto volatile) i due fattori di volatilizzazione si discostano di circa due ordini di grandezza per d_s = 10 m e L_s = 1 m, e di tre ordini di grandezza per d_s = 1 m e L_s = 1 m.

A valle di tutte le analisi e le considerazioni fatte sopra, si ritiene opportuno selezionare, quindi, tra le equazioni VF_{samb}(1) e VF_{samb}(2) quella che restituisce il valore minore.

E' stata a questo punto condotta un'analisi di sensibilità del coefficiente VF_{samb}(1) al variare del parametro L_s (distanza tra il top della sorgente di contaminazione e il piano campagna) tra 0 e 300 cm . Si ricorda però che, poiché la sorgente di

contaminazione in questo caso è posizionata nel suolo profondo, sono soggetti ad analisi e valutazione solo i valori corrispondenti a $L_s \geq 1\text{m}$.

Nelle figure D.5.a – D.5.c sono riportati, a titolo esemplificativo per tre degli undici composti indice, gli andamenti di $VF_{\text{samb}}(1)$ al variare di L_s e il valore di $VF_{\text{ss}}(1)$ corrispondente.

Anche in questo caso, i valori, utili per l'applicazioni delle equazioni, sono stati individuati adottando come valori sito-specifici quelli corrispondenti ad un livello 1 di analisi.

Come detto in precedenza, i valori di $VF_{\text{ss}}(1)$, in particolare per i composti volatili, sono ritenuti dagli standard ASTM 1739/95 e PS 104/98 molto conservativi.

Dalla analisi dei grafici emerge che per i composti molto volatili (es. cloruro di vinile, benzene, tricloroetilene) $VF_{\text{ss}}(1)$ è minore di $VF_{\text{samb}}(1)$ anche per valori di L_s maggiori di 1 m. Quindi, per tali composti, utilizzando le due equazioni, una per il suolo superficiale ($VF_{\text{ss}}(1)$) e l'altra per il suolo profondo ($VF_{\text{samb}}(1)$), si verifica l'assurdo che il rischio di inalazione di vapori outdoor da SS (suolo superficiale) risulta minore del rischio di inalazione da SP (suolo profondo).

Tale considerazione è evidenziata anche nel manuale del software RBCA Tool Kit ver.1.2. Lo stesso risolve il problema assumendo, nel caso in cui si verifichi $VF_{\text{ss}}(1)$ o $VF_{\text{ss}}(2)$ minore di $VF_{\text{samb}}(1)$, il fattore di volatilizzazione uguale a quello calcolato per il suolo superficiale (VF_{ss}) sia per il suolo superficiale che per quello profondo.

Infine, si ritiene opportuno sottolineare che il valore di L_s , in corrispondenza del quale risulta $VF_{\text{ss}}(1) = VF_{\text{samb}}(1)$, diminuisce al diminuire della volatilità della sostanza in esame.

A valle delle considerazioni sopra esposte, si ritiene opportuno stimare il fattore di volatilizzazione da suolo profondo in ambienti aperti, si adottano le equazioni $VF_{\text{ss}}(1)$ e $VF_{\text{samb}}(1) (\cong VF_{\text{samb}}(3))$:

$$VF_{\text{ss}}(1) = \frac{2W' \rho_s}{U_{\text{air}} \delta_{\text{air}}} \cdot \sqrt{\frac{D_s^{\text{eff}} H}{\pi \tau (\mathcal{G}_w + k_s \rho_s + H \mathcal{G}_a)}} \cdot 10^3 \quad (\text{D.11})$$

$$VF_{samb}(1) = \frac{H\rho_s}{(\mathcal{G}_w + k_s\rho_s + H\mathcal{G}_a) \cdot \left(1 + \frac{U_{air}\delta_{air}L_s}{D_s^{eff}W'}\right)} \cdot 10^3 \quad (D.12)$$

calcolando entrambe e selezionando, come risultato, il minore tra i due.

Come per il suolo superficiale nel calcolo del fattore di trasporto per volatilizzazione outdoor bisogna tener conto del bilancio di massa. Quindi se il fattore di trasporto calcolato con $VF_{ss}(1)$ e/o $VF_{samb}(1)$ risulta maggiore del bilancio di massa ($VF_{samb}(2)$) si assume come valore del fattore di volatilizzazione quest'ultimo.

Si sottolinea che il calcolo delle due equazioni deve essere fatto sia nel caso in cui la sorgente di contaminazione è presente nel suolo superficiale e profondo sia quando la stessa coinvolge solamente il suolo profondo.

Si ritiene opportuno sottolineare che, per i composti poco volatili, si verifica, nel passaggio tra suolo superficiale e profondo, una inevitabile discontinuità del valore del fattore di volatilizzazione, che, in alcuni casi, è anche superiore di tre ordini di grandezza. Comunque, tale incongruenza si evidenzia in corrispondenza a bassi valori del fattore di volatilizzazione, aventi un ordine di grandezza uguale o inferiore a 10^{-5} .

D.2.3 Analisi delle equazioni (SOFTWARE)

I software BP-RISC ver. 4.0 e GIUDITTA ver. 3.0 adottano l'approccio proposto dagli standard ASTM 1739/95 e PS 104/98, ossia l'utilizzo di un'unica equazione, $VF_{samb}(1)$.

Il software RBCA Toolkit ver. 1.2 adotta l'approccio proposto dal Manuale Unichim 196/01, ossia prevede il calcolo delle due equazioni, $VF_{samb}(1)$ e $VF_{samb}(2)$, e selezionano quella che restituisce il valore minore. Propone quindi l'applicazione della prima per i composti poco volatili e l'applicazione della seconda per quelli molto volatili.

Il software ROME ver. 2.1 prevede l'utilizzo dell'equazione $VF_{samb}(3)$, adottando l'approccio proposto da Concawe n.2/97.

Si riporta in Tabella D.2-2 una sintesi dei criteri di calcolo del fattore di volatilizzazione outdoor da suolo profondo (VF_{samb}) per ciascuno dei software presi in esame.

Tabella D.2-2: Software esaminati: calcolo del Fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da suolo profondo (VF_{samb})

	RBCA Tool Kit ver. 1.2	BP-RISC ver. 4.0 (livello 1)	ROME ver. 2.1	GIUDITTA ver.3.0
$VF_{samb}(1)$	X	X		X
$VF_{samb}(2)$	X			
$VF_{samb}(3)$			X	

D.3 Volatilizzazione di vapori outdoor da falda

D.3.1 Analisi delle equazioni (TESTI DI RIFERIMENTO E SOFTWARE)

Per quanto riguarda il calcolo del fattore di volatilizzazione da falda in ambienti outdoor (VF_{wamb}), tutti i testi adottati come riferimento e tutti i software esaminati concordano nell'utilizzo della seguente equazione:

$$VF_{wamb} = \frac{H}{1 + \frac{U_{air} \delta_{air} L_{GW}}{D_{ws}^{eff} W}} \cdot 10^3 \quad (D.13)$$

Considerando il percorso dell'inquinante, il coefficiente di diffusione viene espresso in funzione delle caratteristiche della frangia capillare e della zona insatura attraverso la seguente equazione:

$$D_{ws}^{eff} = (h_{cap} + h_v) \cdot \left(\frac{h_{cap}}{D_{cap}^{eff}} + \frac{h_v}{D_s^{eff}} \right)^{-1} \quad (D.14)$$

dove

$$D_{cap}^{eff} = D_a \cdot \frac{g_{acap}^{3.33}}{g_e^2} + \frac{D_w}{H} \cdot \frac{g_{wcap}^{3.33}}{g_e^2} \quad (D.15)$$

Si riporta nelle Tabella D.3-1 e Tabella D.3-2 una sintesi dei criteri di calcolo del fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da falda (VF_{wamb}) rispettivamente per ciascuno dei testi adottati quale riferimento di base e per ogni software preso in esame.

Tabella D.3-1 : Testi di riferimento: calcolo del Fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da falda (VF_{wamb})

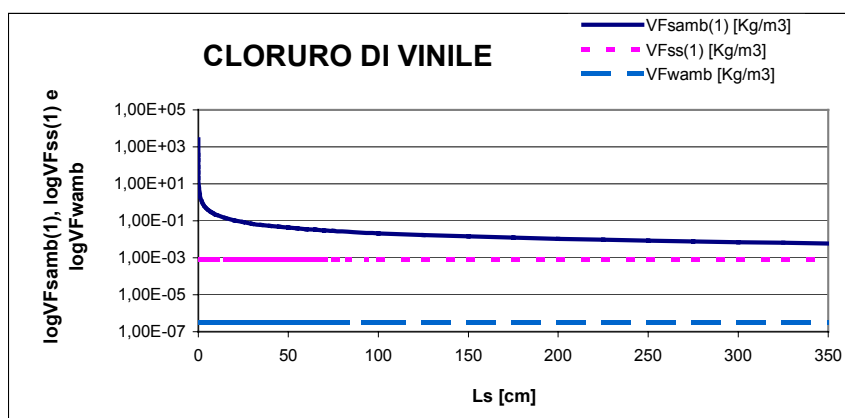
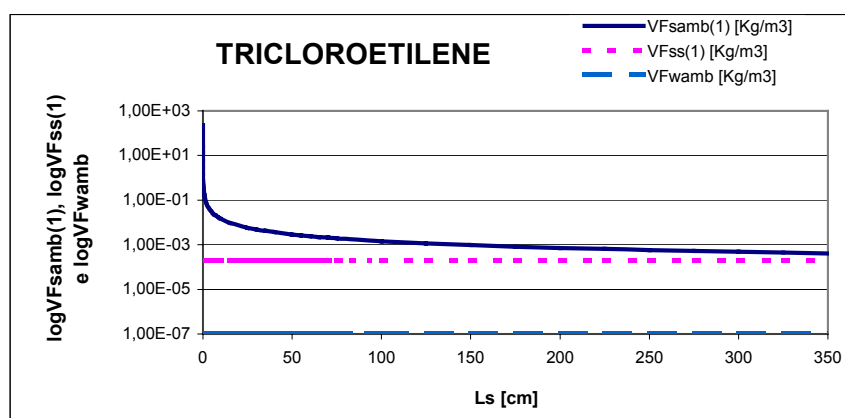
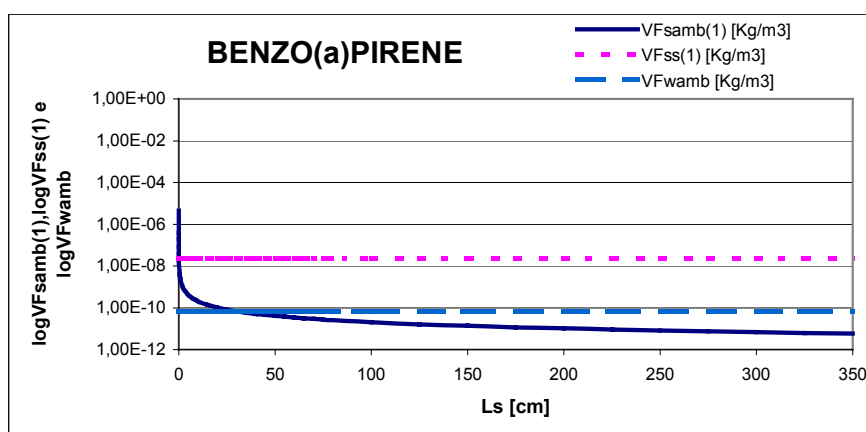
	ASTM E-1739-95	PS 104-98	UNICHIM n.196/1 2002	Concawe report n.2/97	EPA - SSG	RAGS
VF_{wamb}	X	X	X	X	---	---

Tabella D.3-2 : Software esaminati: calcolo del Fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da falda (VF_{wamb})

	RBCA Tool Kit ver. 1.2	BP-RISC ver. 4.0 (livello 1)	ROME ver. 2.1	GIUDITTA ver.3.0
VF_{wamb}	X	X	X	X

Sono stati posti a confronto i valori di $VF_{ss}(1)$, $VF_{samb}(1)$ e VF_{wamb} per gli undici composti indice selezionati, al variare di L_s tra 0 e 350cm. A titolo esemplificativo, si riportano, in Figura D.3.1-3, i grafici relativi a tre degli undici composti indice.

In questo caso, per i composti poco volatili risulta che il fattore di volatilizzazione da falda (VF_{wamb}) è maggiore di quello da suolo profondo $VF_{samb}(1)$. Comunque, come già detto per il SS e SP, tale incongruenza si evidenzia in corrispondenza a bassi valori del fattore di volatilizzazione, aventi un ordine di grandezza uguale o inferiore a 10^{-8} .

Figura D.3.1 : Andamento di $VF_{ss}(1)$, $VF_{samb}(1)$ e VF_{wamb} per il Cloruro di vinileFigura D.3.2 : Andamento di $VF_{ss}(1)$, $VF_{samb}(1)$ e VF_{wamb} per il TricloroetileneFigura D.3.3 : Andamento di $VF_{ss}(1)$, $VF_{samb}(1)$ e VF_{wamb} per il Benzo(a)pirene

D.4 Emissione di particolato outdoor da suolo superficiale

D.4.1 Analisi delle equazioni (TESTI DI RIFERIMENTO E SOFTWARE)

Gli standard ASTM 1739/95 e PS 104/98, il Manuale Unichim 196/01 adottano la medesima equazione:

$$PEF(1) = \frac{P_e W'}{U_{air} \delta_{air}} \cdot 10^3 \quad (D.16)$$

Questa equazione deriva da un bilancio di massa, quindi tiene conto dell'estensione della sorgente di contaminazione nella direzione prevalente del vento (W), delle caratteristiche del sito e della portata di particolato emessa (P_e). D'altra parte non tiene conto del tipo di terreno, del contaminante presente e della frazione di copertura vegetale.

Il Manuale Unichim n. 196/01 suggerisce, in presenza di una pavimentazione superficiale, di assumere $PEF = 0$.

Per porsi a vantaggio di sicurezza, in caso di presenza di pavimentazione del suolo superficiale in ambienti outdoor, previo accertamento dello stato di conservazione della pavimentazione da parte degli Enti di Controllo, si propone di moltiplicare il valore del PEF per la frazione areale di fratture η_{out} della superficie pavimentata.

I documenti EPAe i RAGS propongono la seguente equazione, sviluppata da Cowherd et al. nel 1985:

$$PEF(2) = \frac{Q}{C} \cdot \frac{3600}{E_{10}} \quad (D.17)$$

dove Q/C indica il rapporto tra il flusso medio della specie chimica e la concentrazione dello stesso in aria $\approx 90,80 \text{ g/m}^2\text{s}$ per Kg/m^3 ., ed E_{10} rappresenta l'emissione media annuale di particolato per unità di area [$\text{g}/(\text{m}^2 \text{ h})$].

Attraverso la relazione (D.17) si tiene conto della quantità potenziale di particolato respirabile a causa dell'erosione del vento. Si prende quindi in considerazione la rugosità del terreno, la possibile presenza di elementi non erodibili, l'eventualità di una crosta superficiale poco erodibile e la presenza di una copertura di tipo vegetale. Data l'incertezza nella stima del parametro Q/C , si è ritenuto opportuno escludere dall'analisi tale tipo di approccio.

Il documento Concawe n.2/97 propone la seguente equazione:

$$PEF(3) = \cdot PM_{10} \cdot 10^{-6} \quad (D.18)$$

dove PM_{10} = livello totale di polveri respirabili [mg/m^3]

Si riporta nella Tabella D.4-1 una sintesi dei criteri di calcolo del fattore di emissione di particolato outdoor (PEF) per ciascuno dei testi adottati quale riferimento di base.

Tabella D.4-1 : Testi di riferimento: calcolo del Fattore di emissione di particolato outdoor (PEF)

	ASTM E-1739-95	PS 104-98	UNICHIM n.196/1 2002	Concawe report n.2/97	EPA - SSG	RAGS
PEF(1)	X	X	X			
PEF(2)					X	X
PEF(3)				X		

D.4.2 Analisi delle equazioni (SOFTWARE)

I software BP-RISC ver. 4.0 e RBCA Toolkit ver. 1.2 e GIUDITTA ver. 3.0 adottano l'approccio proposto dagli standard ASTM 1739/95, PS 104/98 E 2081/00 e Manuale Unichim n. 196/1, ossia l'utilizzo di PEF(1).

Il software ROME ver. 2.1, facendo riferimento alla equazione fornita da Concawe n.2/97, propone la seguente espressione:

$$PEF(4) = PM_{10} \cdot F_{sd} \cdot 10^{-6} \quad (D.19)$$

dove F_{sd} è la frazione di particelle di suolo nella polvere. [adim.]; per tale parametro è previsto come default un valore pari all'unità ($F_{sd}=1$).

Si riporta in Tabella D.4-2 una sintesi dei criteri di calcolo del fattore di emissione di particolato outdoor (PEF) per ciascuno dei software presi in esame.

Tabella D.4-2 : Software esaminati: calcolo del Fattore di emissione di particolato outdoor (PEF)

	RBCA Tool Kit ver. 1.2	BP-RISC ver. 4.0 (livello 1)	ROME ver. 2.1	GIUDITTA ver.3.0
PEF(1)	X	X		X
PEF(2)				
PEF(3)			X	

L'equazione selezionata per la stima del fattore di emissione di particolato in ambienti aperti da suolo superficiale è PEF(1).

In caso di presenza di pavimentazione del suolo superficiale in ambienti outdoor, previo accertamento dello stato di conservazione della pavimentazione da parte degli Enti di Controllo, si propone di moltiplicare il valore del PEF per la frazione areale di fratture η_{out} della superficie pavimentata.