

**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 una analisi delle equazioni proposte dai testi adottati come riferimento di base.

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

**1. Volatilizzazione di vapori outdoor da suolo superficiale****1.1 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 e PS 104/98 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:

$$D_s^{eff} = D_a \frac{\vartheta_a^{3.33}}{\vartheta_e^2} + \frac{D_w}{H} \cdot \frac{\vartheta_w^{3.33}}{\vartheta_e^2} \quad (D.3)$$

In particolare, nella equazione (D.1) si tiene conto della estensione 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. 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)]:

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

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  $Q/C$   $[(g/m^2 \cdot s)/(kg/m^3)]$  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 tabellato 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 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 – 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.

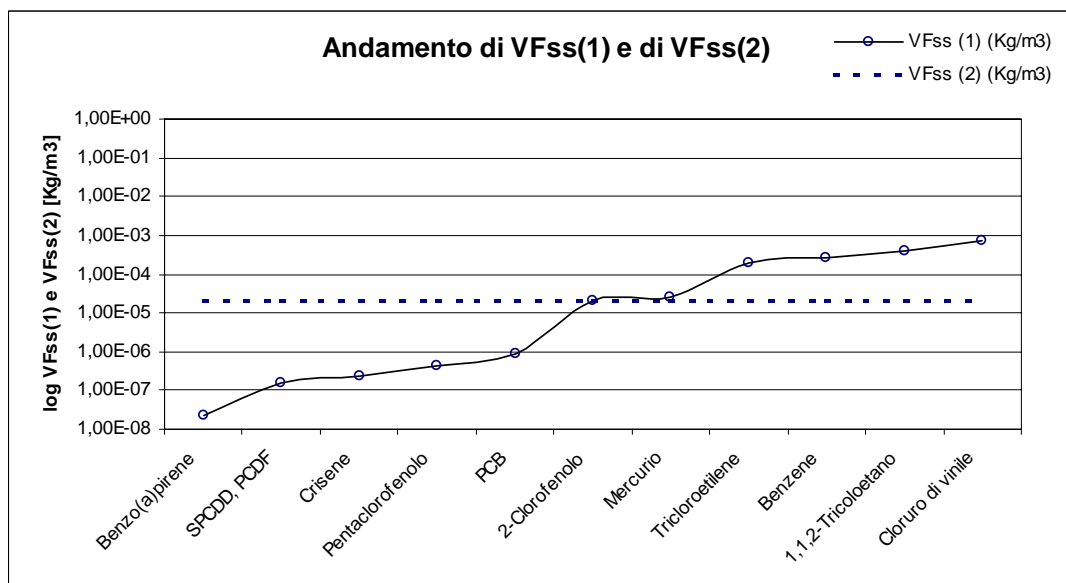
In generale, utilizzando come input i valori di default corrispondenti ad un livello 1 di analisi (Tab. 3.2.18), le tre equazioni sono state applicate ad 11 composti indice, rappresentativi dei 94 elencati nella tabella 1 dell'allegato 1 al D.M. 471/99 e selezionati per il diverso grado di volatilità: Cloruro di vinile, 1,1,2-tricloroetano, Benzene, Tricloroetilene, Mercurio, 2-Clorofenolo, Pcb, Pentaclorofenolo, Crisene, Pcdh-Pcdf, Benzopirene (Tab. D.2). Per le proprietà chimico-fisiche e tossicologiche sono stati utilizzati valori di default.

**Tab. D.2 – Elenco delle sostanze indice selezionate**

Specie chimica	n.	Costante di Henry	$D_{air}$	$D_{wat}$	$D_s^{eff}$
		adim.	cm <sup>2</sup> /s	cm <sup>2</sup> /s	cm <sup>2</sup> /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
$\Sigma$ 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  $VF_{ss}(1)$  e  $VF_{ss}(2)$ , assumendo per l'equazione  $VF_{ss}(2)$  un valore di "d" pari a 100 cm (massimo valore di "d") Nel grafico di figura D.1 sono riportati tali output.

Fig. D.1 – Andamento di VFss(1) e di VFss(2).

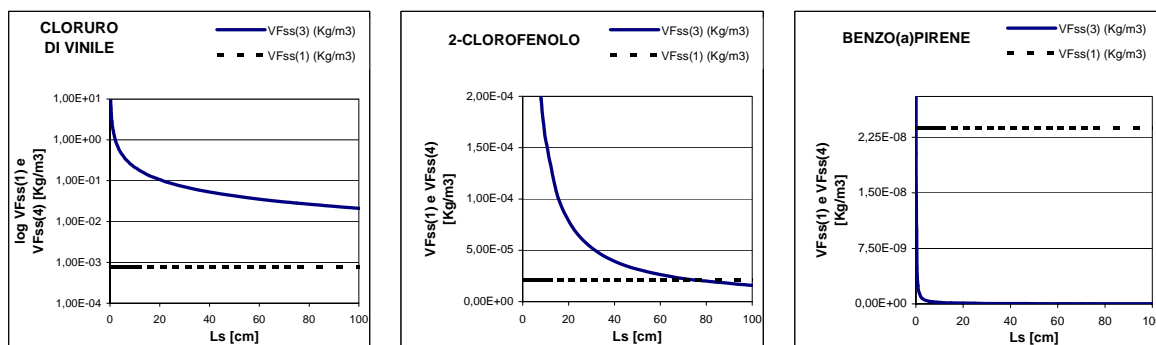


Dalla analisi del grafico emerge che, secondo il presente approccio (adottato dagli standard ASTM 1739/95 e PS 104/98 e il Manuale Unichim 196/01) il fattore di volatilizzazione in ambienti outdoor da suolo superficiale è pari a un valore costante (VFss(2)) per i composti volatili, mentre per i composti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

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

In figura D.2 sono riportati, a titolo esemplificativo per tre degli undici composti indice, gli andamenti di VFss(3) al variare di  $L_s$  e il valore di VFss(1) corrispondente.

Figura D.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  $L_s$  (mediamente per  $L_s < 40$  cm) il valore di  $VF_{ss}(3)$  aumenta in modo esponenziale, fornendo, quindi, dei risultati poco attendibili.

A titolo esemplificativo, si riportano in tabella D.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.

**Tab. D.3 – 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
<b>0</b>	$\infty$	$\infty$	$\infty$
<b>0,005</b>	4,11E-01	3,78E+01	3,74E-07
<b>0,01</b>	2,10E-01	2,01E+01	1,95E-07
<b>0,025</b>	8,54E-02	8,37E+00	8,00E-08
<b>0,05</b>	4,29E-02	4,24E+00	4,04E-08
<b>0,1</b>	2,15E-02	2,13E+00	2,03E-08
<b>0,5</b>	4,31E-03	4,29E-01	4,07E-09
<b>0,75</b>	2,87E-03	2,86E-01	2,71E-09
<b>0,85</b>	2,53E-03	2,53E-01	2,40E-09
<b>1</b>	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  $VF_{ss}(2)$  poiché per i composti volatili comporta una forte approssimazione, restituendo, in tal caso, un valore che non dipende dalla specie chimica esaminata.
- 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, l'equazione  $VF_{ss}(1)$  per tutte le specie chimiche indipendentemente dalla loro volatilità.

## 1.2 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. Va notato che l'implementazione della formula nel software Giuditta non risulta corretta in quanto vi compare un 2 di troppo.

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.4 – Software esaminati: calcolo del Fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da suolo superficiale (VFss)**

	RBCA Tool Kit ver. 1.2	BP-RISC ver. 4.0 (livello 1)	ROME ver. 2.1	GIUDITTA ver.3.0
VFss(1)	X	X		X
VFss(2)	X	X		X
VFss(3)			X	
VFss(4)				

## D.2 Volatilizzazione di vapori outdoor da suolo profondo

### D. 2.1 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.5 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.

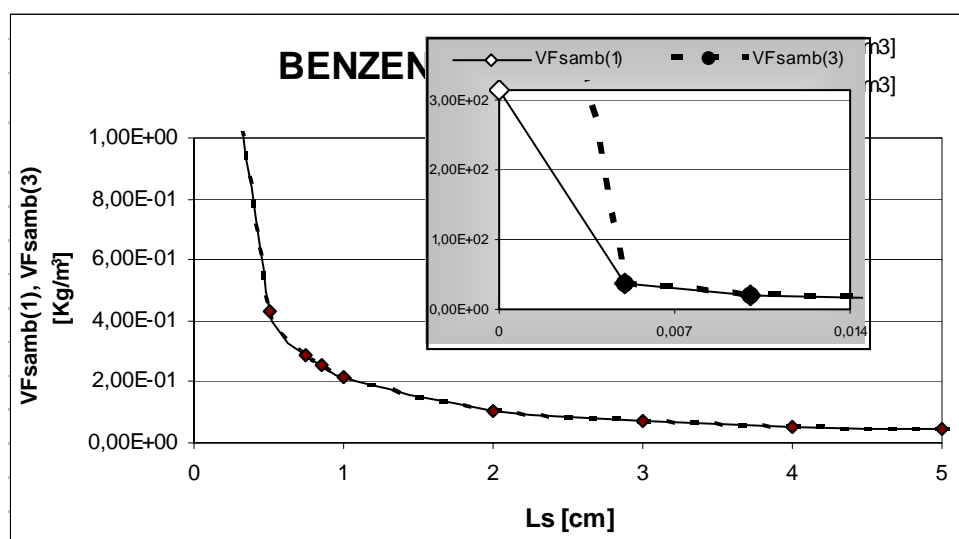
**Tabella D.5 – Testi di riferimento: calcolo del Fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da suolo profondo ( $VF_{samb}$ )**

	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  $VF_{samb}(3)$  ( $=VF_{ss}(3)$ ). A tale proposito, si riporta nella figura D.3 l'andamento di  $VF_{samb}(1)$  e di  $VF_{samb}(3)$  al variare di  $L_s$ , tra 0 e 5 cm, per il Benzene.

E' evidente che le due curve coincidono ad eccezione dei casi in cui  $L_s \rightarrow 0$  (rappresentato nel riquadro grigio della fig.D.3)

Fig. D.3 – Confronto tra  $VF_{samb}(1)$  e  $VF_{samb}(3)$  per il Benzene.



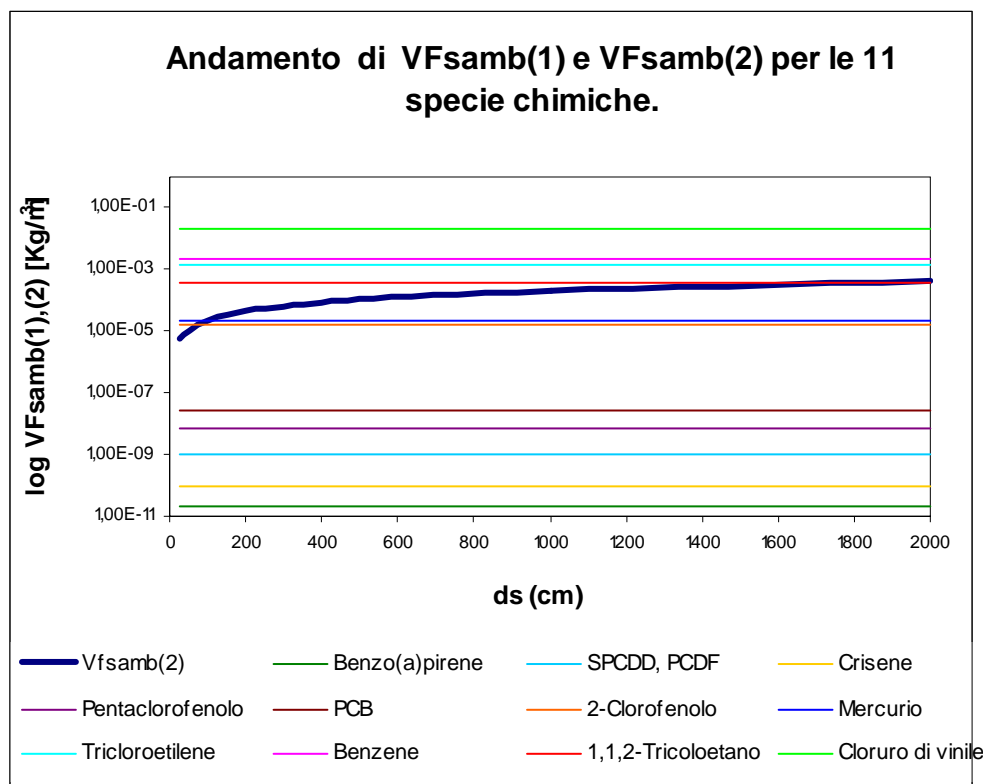
Per  $L_s \rightarrow 0$ , infatti, si ha che:

$$VF_{samb}(1) = \frac{H\rho_s}{(g_w + k_s\rho_s + Hg_a)} \cdot 10^3 \quad \text{e} \quad VF_{samb}(3) = \infty.$$

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  $d_s$ .

**Fig. D.4 – Andamento di  $VF_{samb}(1)$  per tutte le specie chimiche con  $L_s=100\text{cm}$  e di  $VF_{samb}(2)$  al variare di  $d_s$ .**



Dalla analisi del grafico in figura D.4 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  $d_s = 10 \text{ m}$  e  $L_s = 1 \text{ m}$ , e di tre ordini di grandezza per  $d_s = 1 \text{ m}$  e  $L_s = 1 \text{ m}$ .

A valle di tutte le analisi e le considerazioni fatte sopra, si ritiene opportuno:

- Escludere l'utilizzo dell'equazione  $VF_{samb}(2)$  poiché l'applicazione della equazione  $VF_{samb}(2)$  per i composti volatili comporta una forte

approssimazione, restituendo un valore che non dipende sia dalla specie chimica esaminata, sia alla profondità del top della sorgente di contaminazione rispetto al piano campagna  $L_s$ .

- Selezionare, quindi, l'equazione  $VF_{sesp}(1)$ , oppure l'equazione  $VF_{sesp}(3)$  poiché, se pur simili ma non uguali, forniscono per il suolo profondo ( $L_s \geq 1\text{m}$ ) gli stessi valori. Tra le due si preferisce la  $VF_{sesp}(1)$  per uniformità con le scelte effettuate per gli altri fattori di trasporto.

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  $VF_{samb}(1)$  al variare di  $L_s$  e il valore di  $VF_{ss}(1)$  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  $VF_{ss}(1)$ , 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)  $VF_{ss}(1)$  è minore di  $VF_{samb}(1)$  anche per valori di  $L_s$  maggiori di 1 m. Quindi, per tali composti, utilizzando le due equazioni, una per il suolo superficiale ( $VF_{ss}(1)$ ) e l'altra per il suolo profondo ( $VF_{samb}(1)$ ), 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  $VF_{ss}(1)$  o  $VF_{ss}(2)$  minore di  $VF_{samb}(1)$ , 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  $VF_{ss}(1) = VF_{samb}(1)$ , 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  $VF_{ss}(1)$  e  $VF_{samb}(1) (\cong VF_{samb}(3))$ :

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

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

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

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  $10^{-5}$ .

## 2.2 Analisi delle equazioni (SOFTWARE)

I software BP-Risk 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.6 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.6 – 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 tragitto 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 Tabelle D.7 e D.8 una sintesi dei criteri di calcolo del fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da falda ( $VF_{wamb}$ ) rispettivamente per ciascuno dei test adottati quale riferimento di base e per ogni software preso in esame.

**Tabella D.7 – Testi di riferimento: calcolo del Fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da falda ( $VF_{wamb}$ )**

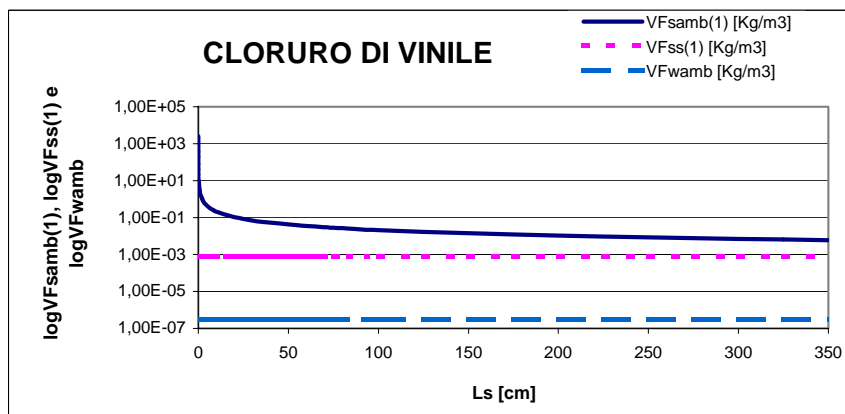
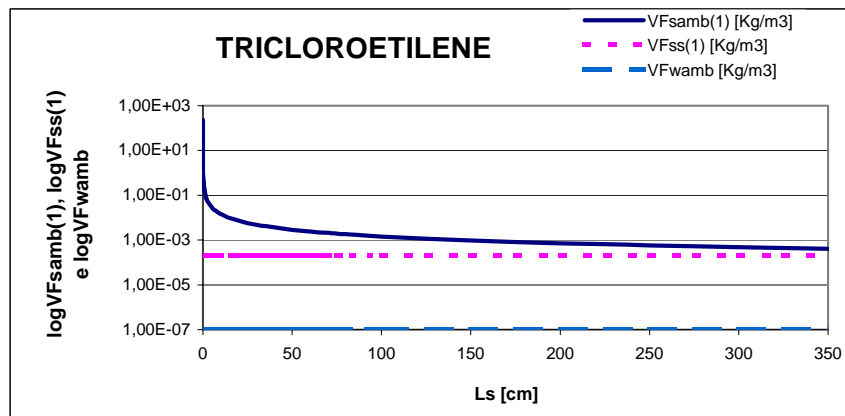
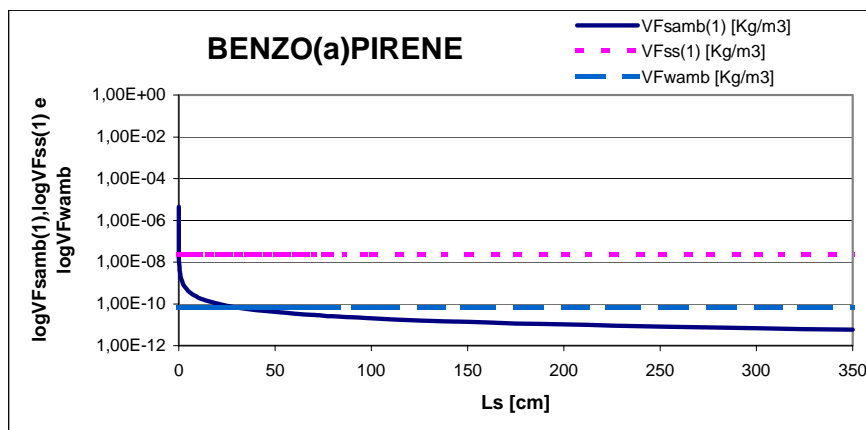
	ASTM E-1739-95	PS 104-98	UNICHIM n.196/1 2002	Concawe report n.2/97	EPA - SSG	RAGS
$VF_{wamb}$	X	X	X	X	---	---

**Tabella D.8 – 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.5.a-c, 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  $10^{-8}$ .

Fig. D.5.a – Andamento di  $VF_{ss}(1)$ ,  $VF_{samb}(1)$  e  $VF_{wamb}$  per il Cloruro di vinileFig. D.5.b – Andamento di  $VF_{ss}(1)$ ,  $VF_{samb}(1)$  e  $VF_{wamb}$  per il TricloroetileneFig. D.5.c – Andamento di  $VF_{ss}(1)$ ,  $VF_{samb}(1)$  e  $VF_{wamb}$  per il Banzo(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, si ritiene opportuno moltiplicare in valore del PEF per la frazione areale di fratture  $\eta_{out}$  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  $\text{Kg/m}^3$ ., 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.9 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.9 – 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		

## 4.2 Analisi delle equazioni (SOFTWARE)

I software BP-Risk ver. 4.0 e RBCA Toolkit ver. 1.2 e Giuditta ver. 3.0 adottano l'approccio proposto dagli standard ASTM 1739/95 e PS 104/98 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.10 una sintesi dei criteri di calcolo del fattore di emissione di particolato outdoor (PEF) per ciascuno dei software presi in esame.

**Tabella D.10 – 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)	<b>x</b>	<b>x</b>		<b>x</b>
PEF(2)				
PEF(3)			<b>x</b>	