

- Pearce, K., Snyman, H.G., Oellermann, R.A., Gerber, A. (1995) "Bioremediation of petroleum-contaminated soil", in: Hinchee, R.E., Fredrickson, J., Alleman, B.C. (Eds), Bioaugmentation for Site Remediation, Battelle Press, Columbus, OH, pp. 71-76
- Rittman, B.E., McCarty, P.L. (2001) Environmental Biotechnology: Principles and Applications, McGraw-Hill, London
- Scholz-Muramatsu, H., Neumann, A., Messmer, M., Moore, E., Diekert, G. (1995) "Isolation and characterization of *Dehalosporium multivorans* gen. nov., sp. nov., a tetrachloroethene-utilizing, strictly anaerobic bacterium", Arch. Microbiology 163 48-56
- Semprini L., McCarty P.L. (1992) "Comparison between model simulations and field results for in-situ bioremediation of chlorinated aliphatics", Ground Water 30 37-44
- Semprini L. (1997) "In-situ transformation of halogenated aliphatic compounds under anaerobic conditions", in: Ward, C.H., Cherry, J.A., Sclaf, M.R. (Eds), Subsurface Restoration, Ann Arbor Press, Inc., Chelsea, MI, pp. 429-450
- Shim, H., Ryoo, D., Barbieri, P., Wood, T.K. (2001) "Aerobic degradation of mixtures of tetrachloroethylene, trichloroethylene, dichloroethylenes and vinyl chloride by toluene-o xylene monooxygenase of *Pseudomonas stutzeri* OX1", Applied Microbiology Biotechnology 56 265-269
- Smith, L.H., McCarty, P.L. (1997) "Laboratory evaluation of a two-stage treatment system for tce cometabolism by a methane-oxidizing mixed culture", Biotechnology & Bioengineering 55 650-659
- Speitel, G.E., Thompson, R.C., Weissman, D. (1993) "Biodegradation kinetics of *Methylosinus Trichosporium* OB3b at low concentrations of chloroform in the presence and absence of enzyme competition by methane", Water Research 1 15-24
- Tandoi, V., DiStefano, T., Bowser, P.A., Gossett, J.M., Zinder, S.H. (1994) "Reductive dehalogenation of chlorinated ethenes and halogenated ethanes by a high-rate anaerobic enrichment culture", Environmental Science & Technology 28 973-979
- USEPA (2000) "Engineered Approaches to In-Situ Bioremediation of Chlorinated Solvents: Fundamentals and Field Applications", EPA 542-R-00-008
- Verge, M.F., Gunsch, C.K., Danko, A.S. e Freedman, D.L. (2002) "Cometabolism of cis-1,2-dichloroethylene by aerobic cultures grown on vinyl chloride as the primary substrate", Environmental Science & Technology 36 2171-2177
- Vogel, T.M., Criddle, C.S., McCarty, P.L. (1987) "Transformations of halogenated aliphatic compounds", Environmental Science & Technology 21 722-736
- Wackett, L.P. (1994) "Dehalogenation in environmental biotechnology", Current Opinion in Biotechnology 5 260-265
- Yu, S., Semprini, L. (2002) "Dechlorination of PCE NAPL with TBOS using a binary mixed culture", in: Gavaskar, A.R., Chen, A.S.C. (Eds.), Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds—2002. Proceedings of the Third International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds (Monterey, CA; May 2002), published by Battelle Press, Columbus, OH. Paper 2B-49 (on CD)
- Zannoni, A., Frascari, D., Pinelli, D., Nocentini, M., Farneti, A. (2003) "Biodegradazione aerobica diretta e cometabolica di solventi clorurati: verifiche di fattibilità e prove di bioaugmentazione in microcosmi slurry". Siti Contaminati 3 68-81
- Zannoni, A., Frascari, D., Pinelli, D., Nocentini, M., Fedi, S., Zannoni, D. (2004) "Cometabolic treatment of chlorinated solvents: influence of operational conditions on the adaptation of indigenous biomasses", in: Magar V.S., Kelley M.E. (Eds.), In Situ and On-Site Bioremediation – 2003. Proceedings of the Seventh International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium (Orlando, FL; June 2003), published by Battelle Press, Columbus, OH, Paper A-39 (on CD)

Bioventilazione ed estrazione di vapori

Andrea Guerini, Francesca Renoldi, Sabrina Saponaro

1 Introduzione

Soil Vapor Extraction (SVE) e *Bioventing* (BV) sono tecnologie di trattamento *in situ* per inquinanti organici, basate entrambe sulla ventilazione della porzione insatura del sottosuolo. La ventilazione viene operata mediante pozzi (generalmente verticali) finestrati nella zona insatura, ai quali viene applicata una differenza di pressione (positiva o negativa) rispetto al valore atmosferico; tale operazione induce nel sottosuolo una perturbazione (gradiente) del campo di pressione, che costituisce la forza motrice del flusso di gas nel sottosuolo. La ventilazione della zona insatura induce fenomeni di trasporto dei contaminanti per meccanismi di advezione e dispersione fluidodinamica (dispersione meccanica e diffusione), operanti sugli inquinanti volatilizzati dalla fase solida e liquida del terreno e da eventuale prodotto libero (*Non Aqueous Phase Liquid*, NAPL), nonché già presenti come vapori nel gas interstiziale. Il flusso d'aria indotto nel sottosuolo produce altresì un ricambio dei gas interstiziali, che vengono progressivamente sostituiti da aria ambiente con tenore di ossigeno a valore di saturazione; possono pertanto essere promossi i meccanismi di biodegradazione aerobica eventualmente limitati da condizioni di anaerobiosi. La principale differenza tra le due tecnologie risiede proprio nel potenziamento dei differenti meccanismi di rimozione degli inquinanti, essenzialmente di tipo fisico nel caso di SVE e di tipo biologico per BV.

2 Modelli di flusso e di trasporto degli inquinanti

2.1 Equazione di flusso per gas nel sottosuolo insaturo

L'equazione del flusso gassoso in un mezzo poroso non saturo si può ricavare dalla combinazione delle seguenti equazioni: conservazione della massa, legge di Darcy per

fluidi comprimibili (valida per campo di moto laminare), legge dei gas ideali (che lega pressione P e densità ρ_g del gas). Assumendo che il peso molecolare del gas (ω_g) sia costante e che la temperatura non vari nel tempo ($\partial T/\partial t = 0$), l'equazione del flusso gassoso valida in ogni sistema di coordinate risulta (Baehr *et al.*, 1991):

$$\frac{\partial}{\partial t}(P\theta_g) + P\nabla \cdot \mathbf{q} + T\nabla \left(\frac{P}{T}\right) \cdot \mathbf{q} = 0 \quad (1)$$

dove:

- t = tempo (s);
- P = pressione del gas (Pa);
- θ_g = porosità del terreno occupata dal gas (-);
- $\mathbf{q} = -(\rho_g g / \mu_g) \mathbf{k}_g \cdot \nabla \left[z + (1/g) \int_{P_0}^P (1/\rho_g(P)) dP \right] =$
= vettore portata specifica o velocità darciana del gas (m s^{-1});
- ρ_g = densità del gas (kg m^{-3});
- g = accelerazione di gravità (m s^{-2});
- μ_g = viscosità dinamica del gas ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$);
- $\mathbf{k}_g$ = permeabilità del terreno al gas (tensore di 2° ordine) (m^2);
- z = quota (m);
- P_0 = pressione di riferimento (Pa);
- T = temperatura (K).

La (1) è un'equazione differenziale alle derivate parziali non lineare, a causa della dipendenza della densità e della viscosità del gas e della permeabilità del terreno dalla pressione. Soluzioni analitiche di questa equazione sono ricavabili solo introducendo ipotesi semplificative del problema. A partire dagli anni '90, sono stati elaborati diversi modelli con lo scopo di fornire strumenti adeguati per la progettazione dei sistemi di SVE/BV. I più semplici, basati sull'ipotesi di flusso radiale 1D (McWhorter, 1990; Johnson *et al.*, 1990), sono adeguati per domini confinati da un limite superiore impermeabile e risultano tanto più rispondenti alla realtà quanto più ampia è la finestratura del pozzo rispetto al dominio considerato. Per superfici non impermeabili, il modello di flusso radiale può tuttavia condurre a errori significativi; Massmann (1989) e Beckett *et al.* (1994) hanno pertanto esteso il modello di flusso radiale al caso in cui il dominio di interesse sia limitato superiormente da un'unità non completamente impermeabile (in analogia con la soluzione di Hantush-Jacob per acquifero con tetto/letto non completamente impermeabile). Questa soluzione rappresenta un miglioramento rispetto al modello di flusso radiale strettamente 1D; tuttavia non può essere applicata qualora il limite superiore sia a pressione atmosferica, caso in cui la componente verticale del flusso non può essere trascurata. Modelli 2D relativi a questa situazione sono stati proposti da Baehr *et al.* (1991) e Shan *et al.* (1992). Kaluarachchi (1995) ha elaborato una soluzione analitica per flusso 2D assialsimmetrico con effetto Klinkenberg (dipendenza non lineare della permeabilità dalla pressione).

In Tabella 1 sono riassunte alcune derivazioni della (1), sia per regime transitorio che stazionario, ottenute applicando ipotesi semplificative non particolarmente stringenti (T , ω_g e μ_g costanti nello spazio, $\partial \theta_g / \partial t = 0$) (Johnson *et al.*, 1990), con le soluzioni idonee per le specifiche condizioni al contorno riportate.

2.2 Trasporto di contaminanti in fase gassosa

Il problema del trasporto degli inquinanti gassosi nella porzione insatura del sottosuolo è stato ampiamente trattato in letteratura. I modelli esistenti applicabili a sistemi SVE/BV si diversificano per finalità e processi considerati; alcuni accoppiano soluzioni analitiche o numeriche dell'equazione di trasporto con soluzioni per flusso gassoso (Johnson *et al.*, 1990; Rathfelder *et al.*, 1991; Benson *et al.*, 1993; Zaidel *et al.*, 1993); altri, più sofisticati, contemplano processi di flusso multi-fase (gas, acqua interstiziale e NAPL), scambi tra fasi non in equilibrio (Brusseau, 1991; Poulsen *et al.*, 1996), scambi termici (Lingineni *et al.*, 1992), processi biodegradativi (McClure *et al.*, 1996, Rathfelder *et al.*, 2000).

Le difficoltà connesse all'uso di tali modelli sono principalmente legate agli innumerevoli parametri di input richiesti, la cui determinazione, oltre a essere assai onerosa in termini economici e temporali, è in genere non priva di un'elevata incertezza, che ne limita pesantemente l'impiego pratico. Pertanto, nella grande maggioranza delle situazioni, la modellazione degli interventi di SVE/BV è essenzialmente limitata alla definizione, più o meno accurata, del flusso di aria nel sottosuolo.

Tabella 1 Principali soluzioni dell'equazione di flusso per gas in mezzo insaturo (segue).

Equazione di flusso in mezzo isotropo, in regime transitorio	
$\nabla^2 P^2 = \frac{2\theta_g \mu_g}{k_g} \frac{\partial P}{\partial t}$ (2)	
	Soluzione per flusso radiale (1D), per una configurazione costituita da un pozzo finestrato per l'intera porzione insatura di sottosuolo compresa tra due strati impermeabili sufficientemente estesi, valida per piccole distanze radiali r o valori elevati di t (u = variabile di Boltzmann = $(r^2 \theta_g \mu_g) / (4 k_g P_{atm} t) < 0,01$) (approssimazione di Cooper-Jacob in Johnson <i>et al.</i> , 1990):
	$P(r, t) - P_{atm} = \frac{Q_v \mu_g}{4\pi b k_g} \left[-0,5772 - \ln \frac{r^2 \theta_g \mu_g}{4 k_g P_{atm}} + \ln t \right] \quad (3)$
dove: P = pressione del gas (Pa); r = distanza radiale dal pozzo (m); t = tempo (s); P_{atm} = pressione atmosferica (Pa); Q_v = portata volumetrica di gas ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$); μ_g = viscosità dinamica del gas ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$); b = spessore dello strato di interesse (m); k_g = permeabilità del terreno al gas (m^2); θ_g = porosità del terreno occupata dal gas (-).	

$$\mu_g = 0,000018 \text{ kg/m.s}$$

Tabella 1 Principali soluzioni dell'equazione di flusso per gas in mezzo insaturo (continua).

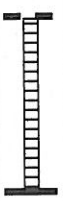
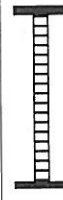
Equazione di flusso in mezzo isotropo, in regime transitorio	
	Soluzione per flusso radiale, per una configurazione costituita da un pozzo finestrato per l'intera porzione insatura di sottosuolo compresa tra uno strato inferiore impermeabile e uno superiore non completamente impermeabile, ottenuta applicando la soluzione di Hantush-Jacob per acquifero con letto/tetto non completamente impermeabile (<i>leaky aquifer</i>) (USACE, 2002): $P(r) - P_{atm} = \frac{Q_v \mu_g}{4\pi b k_g} W\left(u, \frac{r}{B}\right) \quad (4)$ dove: P = pressione del gas (Pa); r = distanza radiale dal pozzo (m); P_{atm} = pressione atmosferica (Pa); Q_v = portata volumetrica di gas ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$); μ_g = viscosità dinamica del gas ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$); b = spessore dello strato di interesse (m); k_g = permeabilità del terreno al gas (m^2); $W\left(u, \frac{r}{B}\right) = \int_u^\infty \frac{e^{-x - (r/B)^2/(4x)}}{x} dx = \text{funzione caratteristica del pozzo per acquifero con letto/tetto non completamente impermeabile (leaky well function) (-);}$ $u = \frac{r^2 \theta_g \mu_g}{4 k_g P_{atm} t} = \text{variabile di Boltzmann (-);}$ $B = (k_g b^* / k_g^*)^{0.5} \text{ (m); } b^* = \text{spessore dello strato non completamente impermeabile (m);}$ $k_g^* = \text{permeabilità dello strato non completamente impermeabile al gas (m}^2\text{);}$ $\theta_g = \text{porosità del terreno occupata dal gas (-); } t = \text{tempo (s).}$
Equazione di flusso in mezzo isotropo, in regime stazionario	
	Soluzione per flusso radiale, per una configurazione costituita da un pozzo finestrato per l'intera porzione insatura di sottosuolo compresa tra due strati impermeabili sufficientemente estesi: – con $P = P^*$ per $r = r_w$ e $P = P_{atm}$ per $r = R_p$ (Johnson <i>et al.</i>, 1990): $P^2 = P^{*2} + \left[P_{atm}^2 - P^{*2} \right] \frac{\ln(r/r_w)}{\ln(R_p/r_w)} \quad (6)$ – con $P = P^*$ per $r = 0$ e $P = P_{atm}$ per $r = R_p$ (USACE, 2002): $P^2 - P_{atm}^2 = \frac{Q_v P^* \mu_g}{\pi b k_g} \ln \frac{R_p}{r} \quad (7)$ dove: P = pressione del gas (Pa); P^* = pressione misurata nel pozzo (Pa); P_{atm} = pressione atmosferica (Pa); r = distanza radiale dal pozzo (m); r_w = raggio del pozzo (m); R_p = raggio di influenza di pressione (m) (v. Paragrafo 5.2); Q_v = portata volumetrica di gas ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$); μ_g = viscosità dinamica del gas ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$); b = spessore dello strato di interesse (m); k_g = permeabilità del terreno al gas (m^2).

Tabella 1 Principali soluzioni dell'equazione di flusso per gas in mezzo insaturo (continua).

Equazione di flusso in mezzo isotropo, in regime stazionario	
	Soluzione per flusso 2D, per una configurazione costituita da una sorgente lineare di lunghezza finita, limitata inferiormente da uno strato impermeabile e con $P = P_{atm}$ per $z = 0$ (USACE, 2002): $P(r, z)^2 - P_{atm}^2 = \frac{Q_v P^* \mu_g}{2\pi k_g (L-l)} \left\{ \ln[C1(r, z)] - \sum_{n=1}^{\infty} (-1)^n \ln[C2(r, z) \cdot C3(r, z) \cdot C4(r, z) \cdot C5(r, z)] \right\} \quad (8)$ dove: P = pressione del gas (Pa); r = distanza radiale dal pozzo (m); z = quota (m); P_{atm} = pressione atmosferica (Pa); Q_v = portata volumetrica di gas ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$); P^* = pressione misurata nel pozzo (Pa); μ_g = viscosità dinamica del gas ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$); k_g = permeabilità del terreno al gas (m^2); l = quota dell'inizio della finestratura (m); L = quota del fondo della finestratura (m); $C1 = \frac{z-l + \sqrt{r^2 + (z-l)^2}}{z-L + \sqrt{r^2 + (z-L)^2}} \cdot \frac{z+L + \sqrt{r^2 + (z+L)^2}}{z+l + \sqrt{r^2 + (z+l)^2}};$ $C2 = \frac{z-2nb+L + \sqrt{r^2 + (z-2nb+L)^2}}{z-2nb+l + \sqrt{r^2 + (z-2nb+l)^2}}; \quad C3 = \frac{z-2nb-L + \sqrt{r^2 + (z-2nb-L)^2}}{z-2nb-l + \sqrt{r^2 + (z-2nb-l)^2}};$ $C4 = \frac{z+2nb-L + \sqrt{r^2 + (z+2nb-L)^2}}{z+2nb-l + \sqrt{r^2 + (z+2nb-l)^2}}; \quad C5 = \frac{z+2nb+L + \sqrt{r^2 + (z+2nb+L)^2}}{z+2nb+l + \sqrt{r^2 + (z+2nb+l)^2}}.$
Equazione di flusso in mezzo anisotropo, in regime stazionario	
Introducendo un sistema di riferimento con asse z lungo la direzione di minima permeabilità del terreno e ponendo:	
$r' = r \sqrt{k_{gz}/k_{gr}}; z = z'$ (9)	
dove k_{gr} e k_{gz} (m^2) sono la permeabilità orizzontale e verticale del terreno al gas, l'equazione di flusso risulta:	
$\nabla(k'_g \nabla P^2) = 0$ (10)	
dove: $k'_g = \sqrt{k_{gz} k_{gr}}$	

Tabella 1 Principali soluzioni dell'equazione di flusso per gas in mezzo insaturo (continua).

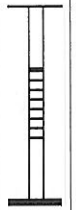
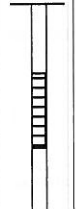
Equazione di flusso in mezzo anisotropo, in regime stazionario	
	Soluzione per flusso 2D, per una configurazione costituita da un pozzo parzialmente finestrato con limite superiore a pressione atmosferica e limite inferiore impermeabile (Shan <i>et al.</i>, 1992): $P^2(r, z) / P_{atm}^2 = 1 - \xi \cdot S(s, z) \quad (11)$ dove: $\xi = \frac{\mu_g Q_m}{2\pi k_{gr} P_{atm} \rho_g (L - l)}; S(r, z) = \ln C1' - \sum_{n=1}^{\infty} (-1)^n \ln(C2' \cdot C3' \cdot C4' \cdot C5');$ P = pressione del gas (Pa); r = distanza radiale dal pozzo (m); z = quota (m); P_{atm} = pressione atmosferica (Pa); μ_g = viscosità dinamica del gas ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$); Q_m = portata massica di gas (kg s^{-1}); ρ_g = densità del gas (kg m^{-3}); l, L = quota dell'inizio e del fondo della finestratura (m); k_{gr}, k_{gz} = permeabilità orizzontale e verticale del terreno al gas (m^2); $C1' = \frac{L_d - z_d + \sqrt{r_d'^2 + (L_d - z_d)^2}}{l_d - z_d + \sqrt{r_d'^2 + (l_d - z_d)^2}} \cdot \frac{l_d + z_d + \sqrt{r_d'^2 + (z_d + l_d)^2}}{L_d + z_d + \sqrt{r_d'^2 + (z_d + L_d)^2}};$ $C2' = \frac{L_d + z_d + 2n + \sqrt{r_d'^2 + (z_d + 2n + L_d)^2}}{l_d + z_d + 2n + \sqrt{r_d'^2 + (z_d + 2n + l_d)^2}}; C3' = \frac{z_d - 2n + L_d + \sqrt{r_d'^2 + (z_d - 2n + L_d)^2}}{z_d - 2n + l_d + \sqrt{r_d'^2 + (z_d - 2n + l_d)^2}};$ $C4' = \frac{z_d + 2n - L_d + \sqrt{r_d'^2 + (z_d + 2n - L_d)^2}}{z_d + 2n - l_d + \sqrt{r_d'^2 + (z_d + 2n - l_d)^2}}; C5' = \frac{z_d - 2n - L_d + \sqrt{r_d'^2 + (z_d - 2n - L_d)^2}}{z_d - 2n - l_d + \sqrt{r_d'^2 + (z_d - 2n - l_d)^2}};$ $L_d = L/b$; $l_d = l/b$; $r_d' = r \sqrt{k_{gz} / k_{gr}}$; $z_d = z/b$; b = spessore della zona insatura (m).
Equazione di flusso in mezzo anisotropo, in regime stazionario	
	Soluzione per flusso 2D, per una configurazione costituita da un pozzo parzialmente finestrato con limite superiore a pressione atmosferica e limite inferiore impermeabile (Baehr <i>et al.</i>, 1991): $P^2(r, z) = P_{atm}^2 + C6 \cdot \sum_{n=1}^{\infty} \left(\frac{L}{m} \cdot \frac{C7(r)}{C8} \cdot C9(z) \right) \quad (12)$ dove: P = pressione del gas (Pa); r = distanza radiale dal pozzo (m); z = quota (m); P_{atm} = pressione atmosferica (Pa); l, L = quota dell'inizio e del fondo della finestratura (m); $C6 = 2\sqrt{k_{gr} / k_{gz}} \cdot Q^* / \pi^2 k_{gr} (L - l) r_w; C7 = [\cos(m\pi l / b) - \cos(m\pi L / b)] K_0(M_n r / \sqrt{k_{gr} / k_{gz}});$ $C8 = M_n K_1[M_n r_w / \sqrt{k_{gr} / k_{gz}}]; C9 = \sin(m\pi z / b); m = n - 1/2; M_n = m\pi / b;$ k_{gr}, k_{gz} = permeabilità orizzontale e verticale del terreno al gas (m^2); $Q^* = Q_m \mu_g RT / \omega_g$ ($\text{kg}^2 \text{m s}^{-4}$); Q_m = portata massica di gas (kg s^{-1}); T = temperatura (K); μ_g = viscosità dinamica del gas ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$); R = costante universale dei gas ($\text{J mol}^{-1} \text{K}^{-1}$); ω_g = peso molecolare del gas (kg mol^{-1}); r_w = raggio del pozzo (m); b = spessore zona insatura (m); K_0, K_1 = funzione modificata di Bessel di ordine zero e uno.

Tabella 1 Principali soluzioni dell'equazione di flusso per gas in mezzo insaturo (continua).

Equazione di flusso in mezzo anisotropo, in regime stazionario	
	Soluzione per flusso 2D, per una configurazione costituita da un pozzo parzialmente finestrato con limite inferiore impermeabile e superiore non completamente impermeabile al gas (Baehr <i>et al.</i>, 1991): $P^2(r, z) = P_{atm}^2 + C10 \left[C11(r) + \frac{2}{\pi(L-l)} \sum_{n=1}^{\infty} \frac{L}{m} C12 \cdot C13(r) \cdot C14(z) \right] \quad (13)$ dove: P = pressione del gas (Pa); P_{atm} = pressione atmosferica (Pa); r = distanza radiale dal pozzo (m); z = quota (m); $C10 = \sqrt{k_{gr} / k_{gz}} \cdot Q^* / (\pi k_{gr} r_w); C11 = K_0(M_n r / \sqrt{k_{gr} / k_{gz}}) / [b M_n K_1(M_n r_w / \sqrt{k_{gr} / k_{gz}})];$ $C12 = [\sin(n\pi L / b) - \sin(n\pi l / b)] / M_n K_1(M_n r_w / \sqrt{k_{gr} / k_{gz}}); C13 = K_0[M_n r / (k_{gr} / k_{gz})^{0.5}];$ $C14 = \cos(m\pi z / b); k_{gr}, k_{gz}$ = permeabilità orizzontale e verticale del terreno al gas (m^2); $Q^* = Q_m \mu_g RT / \omega_g$ ($\text{kg}^2 \text{m s}^{-4}$); Q_m = portata massica di gas (kg s^{-1}); r_w = raggio del pozzo (m); μ_g = viscosità dinamica del gas ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$); ω_g = peso molecolare del gas (kg mol^{-1}); R = costante universale dei gas ($\text{J mol}^{-1} \text{K}^{-1}$); T = temperatura (K); b = spessore della zona insatura (m); l, L = quota dell'inizio e del fondo della finestratura (m); $m = n - 1/2$; K_0, K_1 = funzione modificata di Bessel di ordine zero e uno; $M_n = \sqrt{(n\pi / b)^2 + (k^* / b b^* k_{gz})}$; b^* = spessore dello strato non completamente impermeabile (m); k^* = permeabilità dello strato non completamente impermeabile al gas (m^2).

3 Fattori fisici, chimici e biologici influenti e scelta del trattamento

Oltre alla configurazione fisica del sistema (impermeabilizzazione, profondità e finestratura dei pozzi) e parametri di esercizio (portata di gas), molti sono i fattori fisici e chimici che regolano il trasporto degli inquinanti nel sottosuolo, alcuni dei quali evidenti nelle equazioni di Paragrafo 2.1, altri presenti nelle equazioni di trasporto non esplicitamente riportate. In particolare, oltre alla temperatura e alla pressione atmosferica, alcuni di essi concernono esclusivamente il terreno (porosità, permeabilità del terreno al gas, umidità), altri il singolo inquinante (pressione di vapore, peso molecolare, solubilità in acqua, coefficiente di diffusione molecolare), altri la composizione della miscela contaminante (concentrazione molare di ciascun composto nel terreno), altri le interazioni tra i singoli composti e la matrice solida (coefficiente di partizione solido-liquido dell'inquinante); per BV, bisogna considerare anche i parametri biologici.

3.1 Permeabilità del terreno al gas

La permeabilità intrinseca (k_i) di una matrice porosa è una caratteristica propria del mezzo, indice della capacità di quest'ultimo di lasciarsi attraversare da un generico fluido; essa dipende dalla dimensione e dalla forma delle porosità. Le unità di misura di k_i sono quelle di una superficie (m^2). Nella zona insatura del sottosuolo, le porosità sono occupate parzialmente da gas e da acqua. Pertanto, la permeabilità del terreno al gas k_g (m^2) è una funzione sia di k_i che dell'umidità del terreno; vale la relazione:

$$k_g = k_i \cdot k_{rg} \quad (14)$$

dove k_{rg} (-) è la permeabilità relativa del terreno al gas, il cui andamento è funzione della percentuale di saturazione d'acqua (Figura 1).

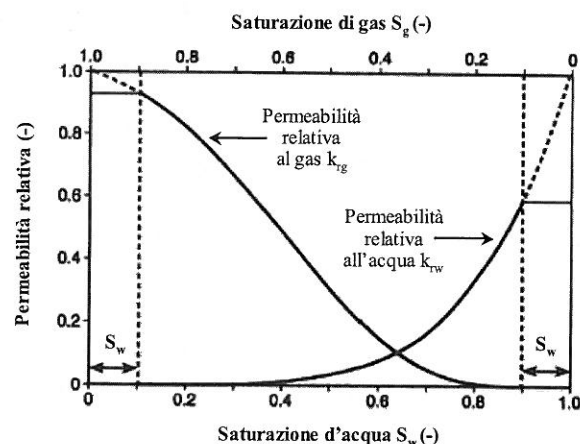


Figura 1 Esempio di curva di permeabilità relativa del terreno al gas (k_{rg}) e all'acqua (k_{rw}) in funzione della percentuale di saturazione d'acqua/gas del terreno (modificato da Scanlon *et al.*, 2002).

La permeabilità al gas può essere stimata tramite la relazione (14), una volta che siano state determinate k_i (per esempio con prove di laboratorio) (Massmann, 1989) e k_{rg} (con relazioni analitiche i cui valori dei parametri possono essere tratti da letteratura e/o determinati con prove di laboratorio) (Coorey, 1986). La stima così ottenuta potrebbe tuttavia non riflettere in pieno la permeabilità al gas dell'intera porzione di sottosuolo che verrà coinvolta nel trattamento, a causa della potenziale non rappresentatività del campione analizzato e alle possibili alterazioni della densità apparente operate sullo stesso al momento del prelievo. Per tali motivi, la stima di k_g viene generalmente ottenuta mediante prove pilota, descritte in seguito.

3.2 Volatilità dei contaminanti

La pressione di vapore P_v di una sostanza chimica è la pressione esercitata dal vapore della sostanza in equilibrio con la sua fase pura condensata (liquida o solida). Tanto più è elevato il valore di P_v , quanto più in condizioni di equilibrio sarà la massa di sostanza chimica presente in fase vapore. Poiché i meccanismi di rimozione fisica di un inquinante durante un processo di ventilazione del terreno sono legati al contenuto di inquinante presente nella fase aeriforme, questa proprietà chimico-fisica svolge un ruolo fondamentale nell'evoluzione del processo. In questo senso, è pratica comune considerare preliminarmente suscettibili di interventi di SVE quei composti caratterizzati da $P_v > 70$ Pa (Bennedsen *et al.*, 1985).

3.3 Biodegradabilità degli inquinanti in ambiente aerobico

La degradazione dei composti organici a opera di microrganismi avviene mediante reazioni di ossido-riduzione, nelle quali si ha il trasferimento di elettroni (o di equivalenti ridotti) verso un accettore finale; nel caso di microrganismi aerobi, il ruolo di accettore finale è svolto dall'ossigeno molecolare.

Condizioni differenti da quelle aerobiche possono promuovere o risultare indispensabili per la rimozione biologica di composti quali policlorobifenili, solventi clorurati e trinitrotoluene. Tuttavia, molte sostanze, quali i derivati del petrolio, vengono degradati più rapidamente in aerobiosi; la biodegradabilità dei singoli inquinanti appartenenti a questo gruppo di sostanze organiche è strettamente dipendente dalla loro struttura chimica. In generale (Wang *et al.*, 1997; Robertiello, 2001):

- gli idrocarburi alifatici sono degradati più velocemente rispetto agli altri composti idrocarburici;
- i n-alcani sono degradati più velocemente rispetto agli alcani ramificati;
- i composti aromatici con un ridotto numero di anelli sono più facilmente degradabili rispetto a quelli con più anelli;
- la biodegradabilità dei composti aromatici decresce con il crescere dell'alchilazione, in modo particolare per i naftaleni.

3.4 Scelta della tecnologia

L'importanza dei fattori esplicitamente richiamati è tale da poter discriminare sull'applicabilità delle tecnologie in esame. Le caratteristiche della matrice solida sono il fattore più importante per l'applicabilità dei trattamenti; diverse indicazioni di massima esistono relativamente al limite minimo di permeabilità che consentirebbe l'applicazione di interventi di ventilazione dei terreni. Un dato di permeabilità al gas che si ritiene significativo è quello riportato in USACE (2002), pari a $10^{-12} m^2$ e corrispondente, approssimativamente, a sabbie fini limose. Per terreni di questo tipo l'applicabilità di SVE e BV, se altre tecnologie non sono applicabili, andrebbe accuratamente verificata tramite prove pilota di campo. Se i contaminanti presenti sono dotati di ridotta volatilità, si può ipotizzare un trattamento con BV nel caso in cui siano biodegradabili in aerobiosi. L'approccio di SVE e BV sequenziali può essere di interesse nei siti in cui si abbia, per esempio, un'alta concentrazione di composti volatili biode-

gradabili aerobicamente, per i quali si richieda un abbattimento iniziale consistente. La Figura 2 mostra un semplice albero decisionale, che può essere utilizzato per la scelta della tecnologia più adatta alle caratteristiche specifiche del sito. Si noti come il punto ultimo del processo decisionale sia l'esecuzione di prove pilota.

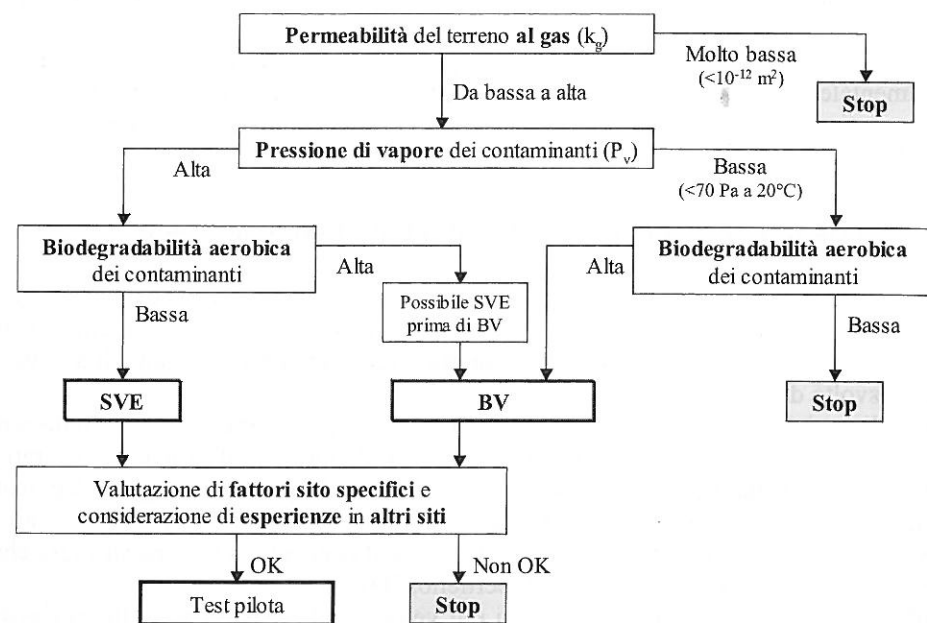


Figura 2 Albero decisionale per valutare l'applicabilità di SVE/BV in conformità ai dati specifici del sito (modificata da USACE, 2002).

4 Test pilota

Data la varietà di parametri che influenzano i meccanismi alla base di SVE e BV, la progettazione dei sistemi di trattamento a piena scala si basa in linea generale sui risultati di differenti prove pilota. Per tecnologie *in situ*, come nel caso in esame, che si realizzano entro un sistema naturale come il sottosuolo, difficilmente ricostruibile in laboratorio o sulla base di dati puntuali, è infatti irrinunciabile una definizione "sito-specifica" dei principali parametri progettuali.

L'impianto pilota tipicamente comprende uno o più pozzi posizionati nella zona contaminata, con finestratura limitata allo spessore coinvolto dalla contaminazione, e punti fissi di monitoraggio (in genere almeno tre), collocati a differenti distanze e direzioni rispetto al pozzo di prova. Questi ultimi contengono sonde per la misurazione della pressione e sistemi di prelievo dei gas interstiziali per l'analisi di inquinanti, ossigeno e biossido di carbonio a differenti profondità.

Le prove pilota hanno come obiettivo base la valutazione di:

- concentrazioni nel gas estratto e flussi di massa attesi, da cui discendono le caratteristiche di funzionalità del sistema di trattamento;
- permeabilità del terreno al gas e raggio di influenza dei pozzi, da cui risulta il dimensionamento degli impianti;
- velocità di biodegradazione aerobica, nel caso di inquinanti soggetti a tale tipo di rimozione.

4.1 Test a gradini di portata (stepped-rate test)

Il "test a gradini di portata" viene condotto come prova iniziale per selezionare la depressione da applicare a testa pozzo nelle successive prove pilota. Consiste nell'applicare, a intervalli di tempo costanti (lunghi tanto da poter registrare valori stabili dei parametri di interesse), valori crescenti di depressione al pozzo (a gradini di circa 500-1000 Pa) e misurare le corrispondenti portate di gas estratte. Per evitare il superamento della soglia inferiore di esplosività, il sistema viene attivato operando una diluizione del gas estratto con aria ambiente, che viene progressivamente ridotta all'aumentare della depressione applicata. La durata è generalmente di qualche ora.

4.2 Test a portata costante (constant-rate test)

Il "test a portata costante" consente di valutare il tempo necessario al raggiungimento di condizioni stazionarie nel sottosuolo, la concentrazione di inquinanti nell'eventuale gas estratto (per SVE), nonché la permeabilità al gas del sottosuolo e il raggio di influenza del pozzo nelle differenti condizioni operative. Consiste nell'estrarre/insufflare una portata di gas costante dal pozzo pilota e misurare la depressione/pressione indotta nel tempo nei vari punti di monitoraggio del sottosuolo. Può durare diversi giorni o settimane.

4.3 Test respirometrico in situ

Viene effettuato per valutare le potenzialità biodegradative degli inquinanti nel sito. Una volta ossigenato il sottosuolo mediante funzionamento dell'impianto per un tempo adeguato, il sistema di aerazione viene spento; quindi, si misurano le concentrazioni di biossido di carbonio e di ossigeno nell'aria interstiziale, mediante prelievo dagli appositi pozzi di monitoraggio. Per ottenere risultati correttamente interpretabili si ritiene necessario ottenere un differenziale tra la concentrazione di ossigeno in condizioni naturali e quella in condizioni stabili a seguito della ventilazione dell'ordine del 10% sul totale (per es. da $O_2 = 5\%$ a $O_2 = 15\%$). Dopo lo spegnimento, in generale, si osserva un decremento lineare di O_2 nel tempo fino al raggiungimento di valori del 5% v/v, al di sotto dei quali la cinetica di degradazione degli inquinanti, e quindi del consumo di ossigeno, può risultare rallentata.

La pendenza della curva nella zona lineare fornisce il tasso iniziale di consumo di ossigeno nel terreno (k_O), che viene imputato a fenomeni di biodegradazione. Un esempio di interpretazione di test respirometrico è riportato al Paragrafo 6.1. Valori di $k_O > 1\% \text{ v/v d}^{-1}$ sono indicatori di potenziale applicabilità del BV al sito. Le elaborazioni basate sull'andamento della CO_2 sono meno affidabili, poiché variazioni di biossido

di carbonio possono derivare anche da processi abiotici (specialmente in terreni alcalini, dove intervengono reazioni per l'equilibrio dei carbonati).

I risultati ottenuti sono comunque fortemente dipendenti da variazione del contenuto d'acqua nel terreno, presenza di sacche isolate di contaminante e di sostanze chimiche soggette a ossidazione di tipo non biologico, incertezza di misura e temperatura.

Nell'interpretazione dei dati bisogna tenere presente che il valore k_o fornito dal test è relativo alla miscela di inquinanti presente al momento della prova e non fornisce indicazioni circa i singoli composti soggetti a biodegradazione. Il comportamento diversificato dei vari componenti delle miscele nei confronti della biodegradazione porta, con l'evolvere della stessa, a modifiche nella composizione della miscela di inquinanti. Un controllo più adeguato del processo richiederebbe pertanto l'esecuzione di test respirometrici periodici e l'effettuazione di sondaggi in corrispondenza delle zone di massima rimozione di ossigeno, al fine di verificare l'andamento effettivo delle concentrazioni dei singoli inquinanti sul terreno.

5 Interpretazione dei dati di campo

I dati di distribuzione spazio-temporale della pressione nel sottosuolo, acquisiti sia in condizioni transitorie che stazionarie, possono essere interpretati mediante l'uso delle opportune relazioni analitiche già riportate in Tabella 1, selezionate sulla base della rispondenza tra il modello su cui sono state formulate e la configurazione del sistema pilota. Le soluzioni valide in regime stazionario forniscono generalmente stime più accurate della permeabilità al gas rispetto alle relazioni in transitorio, in particolare quando sono applicate a testa pozzo pressioni/depressioni maggiori di $2 \cdot 10^5$ Pa e non è presente uno strato impermeabile sulla superficie del terreno (USACE, 2002). Le soluzioni relative a condizioni transitorie vengono generalmente utilizzate per terreni a granulometria fine, nei quali il raggiungimento di condizioni stazionarie può richiedere tempi lunghi.

5.1 Stima della permeabilità del terreno al gas

Regime di flusso transitorio

Per una configurazione costituita da un pozzo finestrato per l'intera porzione insatura isotropa di sottosuolo compresa tra due strati impermeabili sufficientemente estesi, si può utilizzare la (3), approssimazione di Cooper-Jacob valida per piccole distanze radiali r o valori elevati di t . In questo caso, nel piano $(P(r,t)-P_{atm}, \ln t)$ la (3) è approssimata da una retta di pendenza "c", dalla quale si può ricavare la permeabilità al gas:

$$k_g = (Q_v \mu_g) / (4\pi b c') \quad (15)$$

dove:

- Q_v = portata volumetrica di aria estratta dal pozzo ($m^3 s^{-1}$);
- μ_g = viscosità dinamica del gas ($kg m^{-1} s^{-1}$);
- b = spessore della zona insatura (m).

Per una configurazione costituita da un pozzo finestrato per l'intera porzione insatura isotropa di sottosuolo compresa tra uno strato inferiore impermeabile e uno superiore non completamente impermeabile, si può utilizzare la relazione (4). In questo caso, per una fissata distanza dal pozzo, il valore di k_g è quello che fornisce la migliore interpolazione dei dati di pressione nel tempo con la relazione (4).

Regime di flusso stazionario

Per una configurazione costituita da un pozzo finestrato per l'intera porzione insatura isotropa di sottosuolo compresa tra due strati impermeabili sufficientemente estesi, si può utilizzare la relazione (7). In questo caso, $P(r)^2 - P_{atm}^2$ è una funzione lineare di $\ln r$; la pendenza "c'" della curva è legata alla permeabilità al gas k_g dalla relazione:

$$k_g = (Q_v P^* \mu_g) / (\pi b c'') \quad (16)$$

dove:

- Q_v = portata volumetrica di aria estratta dal pozzo ($m^3 s^{-1}$);
- P^* = pressione nel pozzo (Pa);
- μ_g = viscosità dinamica del gas ($kg m^{-1} s^{-1}$);
- b = spessore della zona insatura (m).

Per una configurazione analoga a quella di Shan *et al.* (1992), cioè costituita da un pozzo finestrato da una profondità l (m) a una profondità L (m) da p.c. in un mezzo insaturato caratterizzato da permeabilità al gas orizzontale k_{gr} (m^2) e verticale k_{gz} (m^2) costanti, limitato inferiormente da uno strato impermeabile a profondità b da p.c. sufficientemente esteso e superiormente a contatto con l'atmosfera, si può utilizzare la (11). In tal caso, k_{gr} e k_{gz} assumono i valori che consentono di meglio soddisfare le relazioni:

$$\begin{cases} \frac{P(r,z)^2}{P_{atm}^2} = 1 - \xi(k_{gr}) \cdot S(k_{gr}, k_{gz}, r, z) \\ \frac{S(k_{gr}, k_{gz}, r_i, z_i)}{S(k_{gr}, k_{gz}, r_j, z_j)} = \frac{1 - [P(r_i, z_i)^2 / P_{atm}^2]}{1 - [P(r_j, z_j)^2 / P_{atm}^2]} \end{cases} \quad (17)$$

dove:

- $P(r,z)$ = pressione misurata in campo alla distanza r (m) dall'asse del pozzo e alla profondità z (m) dal p.c. (Pa);
- P_{atm} = pressione atmosferica (Pa);
- $\xi(-)$ e $S(-)$ sono le funzioni riportate in Tabella 1;
- r_i (m) e r_j (m) sono le distanze dall'asse del pozzo di due generici punti di misura, situati alle profondità dal p.c. z_i (m) e z_j (m).

Data la struttura delle funzioni ξ e S , la risoluzione del sistema (17) può essere effettuata mediante fogli di calcolo appositamente predisposti. In alternativa, è possibile utilizzare i grafici riportati in Shan *et al.* (1992), predisposti per una vasta gamma di ampiezze e posizionamenti della finestratura del pozzo. Nel caso di un mezzo isotropo, la (11) viene sostituita dalla versione semplificata (8).

Per un pozzo configurato in modo analogo a quello precedentemente descritto, in un mezzo anisotropo limitato inferiormente da uno strato impermeabile a profondità b da p.c. sufficientemente esteso, possono essere utilizzate le relazioni (12) e (13), valide

rispettivamente per un dominio a contatto con l'atmosfera o confinato superiormente da uno strato non completamente impermeabile. In tal caso, k_{gr} e k_{gz} assumono i valori che minimizzano la differenza:

$$X = \sum_i (P^2(r_i, z_i) - P_{calc}^2(r_i, z_i))^2 \quad (18)$$

dove P_{calc} è la pressione calcolata con le equazione (12) e (13) già richiamate.

5.2 Stima del raggio di influenza

I dati ottenuti con il test a portata costante possono essere interpretati con parte dei modelli già richiamati per la stima del raggio di influenza del pozzo. A tal proposito, occorre segnalare che la letteratura scientifica distingue tra "raggio di influenza di pressione", "raggio efficace" e "raggio di influenza dell'ossigeno".

Il "raggio di influenza di pressione" (R_p) si riferisce alla massima distanza da un pozzo di estrazione/iniezione a cui è possibile indurre una variazione di pressione rispetto alla condizione atmosferica. R_p è influenzato da parametri quali la portata, la profondità dei pozzi e lo spessore filtrante, la permeabilità dello strato superficiale di terreno e l'anisotropia del terreno. In generale, aumenta all'aumentare della portata estratta/iniettata, della profondità dei pozzi e dell'anisotropia del terreno e al decrescere della permeabilità dello strato superficiale e del grado di saturazione del terreno (Shan *et al.*, 1992).

L'uso di R_p per il dimensionamento dell'impianto non assicura che certe porzioni del sottosuolo siano coinvolte dai meccanismi di volatilizzazione degli inquinanti, guidati dal gradiente di pressione indotto. Si può quindi definire un "raggio efficace" (R_e) come distanza alla quale le variazioni di pressione generate dal funzionamento del pozzo siano tali da strappare gli inquinanti e ridurre la contaminazione a un livello accettabile in un tempo ritenuto adeguato. R_e è generalmente minore di R_p ; esso dipende dalle proprietà chimico-fisiche del contaminante ed è soggetto a variazioni temporali legate all'evoluzione della bonifica; pertanto risulta di limitata utilità nella pratica del dimensionamento iniziale del sistema. Un metodo applicabile per la stima di R_e è riportato in Bass (1993).

Nel caso di BV sia R_p che R_e sono di limitata utilità, poiché oltre che dalla concentrazione di substrato, la biodegradazione degli inquinanti dipende dal tenore di ossigeno nel sottosuolo. Viene pertanto definito il "raggio di influenza dell'ossigeno" (R_o) come distanza dal pozzo alla quale si riesce a mantenere un tenore di ossigeno al di sopra del 5% v/v. Oltre che dai parametri già citati per R_p , esso dipende dalla velocità di consumo dell'ossigeno da parte dei microrganismi; pertanto la sua determinazione può essere effettuata solo mediante test respirometrici descritti nel Paragrafo 4.3.

Relativamente alla stima di R_p , le relazioni generalmente utilizzate per mezzi isotropi, valide per distanze r dal pozzo sufficientemente elevate, sono derivazioni delle equazioni (7) e (8), valide nelle corrispondenti configurazioni fisiche (rispettivamente impermeabilizzazione superficiale presente e assente):

$$P'(r) = P(r) - P_{atm} = c_1 \cdot \ln r + c_2 \quad (19)$$

con $P'(\text{Pa}) \ll 2 \cdot P_{atm}$, e:

$$P(r) / P_{atm} = c_3 \cdot \ln r + c_4 \quad (20)$$

dove:

- $c_1 = - (Q_v P^* \mu_g) / (2 P_{atm} \pi b k_g)$
- $c_2 = [(Q_v P^* \mu_g) / (2 P_{atm} \pi b k_g)] \ln R_p$
- c_3 e c_4 sono costanti per una fissata portata Q_v e quota z .

Misurando $P'(r)$ a varie distanze r dal pozzo, si può ottenere il raggio di influenza di pressione R_p del pozzo, per una fissata Q_v , come mostrato in Figura 3(a) nel caso di funzionamento in aspirazione.

L'uso della (20) comporta la costruzione di grafici analoghi a quelli mostrati in Figura 3(b), ove il raggio di pressione R_p è ottenuto dalla proiezione sull'asse r (in scala logaritmica) dell'intersezione tra la retta interpolatrice i valori $P(r, z = \text{costante}) / P_{atm}$ e la retta $P(r) / P_{atm} = 1$.

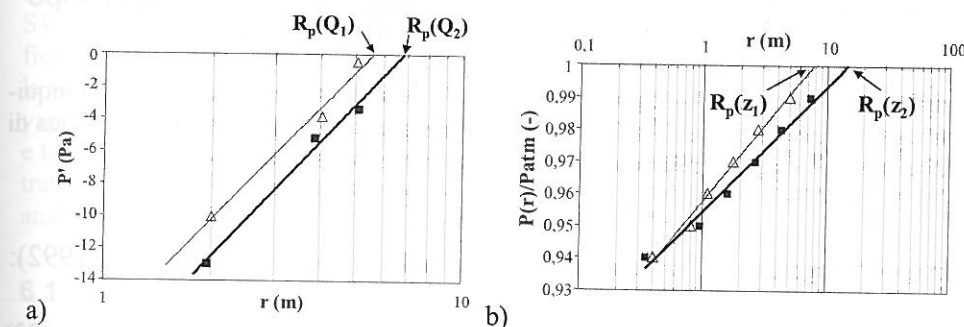


Figura 3 (a) Uso della (19) per la stima del raggio di influenza di pressione R_p (immagine riferita a un caso di estrazione a due differenti portate $Q_1 < Q_2$); (b) uso della (20) per la stima del raggio di influenza di pressione R_p (immagine riferita a un caso di estrazione; dati ottenuti a due differenti quote $z_1 < z_2$ dal piano campagna).

Un esempio di definizione del raggio di influenza della pressione sulla base di prove di campo, relativo a un intervento di BV, è riportato al Paragrafo 6.1.

Resta comunque da evidenziare che, qualora i casi in esame non corrispondessero adeguatamente alle condizioni assunte per la deduzione delle relazioni (19) e (20), nota k_g si possono utilizzare le equazioni del campo di pressioni riportate in Tabella 1, determinando R_p come distanza dal pozzo alla quale la pressione assoluta P (Pa) assume un valore fissato a priori e ritenuto accettabile per l'efficacia del trattamento, per esempio 99,9% P_{atm} (Husain *et al.*, 1992).

È bene ricordare che il calcolo di k_g e R_p mediante relazioni che necessitano esplicitamente del valore di pressione nel pozzo di estrazione/iniezione P^* portano a stime non accurate. Infatti, in corrispondenza della zona finestrata del pozzo, la pressione, assunta costante lungo tutto l'asse del pozzo e pari alla pressione del gas estratto, è su-

periore rispetto a quella del terreno circostante la parete esterna del pozzo. Tale approssimazione risulta tanto più grossolana quanto più fine è la granulometria del terreno in trattamento.

Relativamente alla stima di R_o , nell'ipotesi di un pozzo verticale finestrato per l'intera porzione insatura isotropa di sottosuolo compresa tra due strati impermeabili sufficientemente estesi, si può utilizzare la relazione (USEPA, 1995):

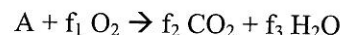
$$R_o = \left[\frac{(20,9 - 5)}{100} \frac{Q_v}{\pi b k_o \theta_g} \right]^{0,5} \quad (21)$$

dove:

- Q_v = portata volumetrica iniettata/estratta ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$);
- k_o = velocità iniziale di consumo di ossigeno (% v/v s^{-1});
- b = spessore della zona aerata (m);
- θ_g = porosità del terreno al gas (-).

5.3 Stima del tasso di biodegradazione degli inquinanti e del tempo necessario alla bonifica per processi di biodegradazione

A partire dalla misura di k_o , è possibile stimare il tasso di biodegradazione degli inquinanti k_B al momento del test, sulla base della reazione di ossidazione stechiometrica di un inquinante A rappresentativo della miscela di composti in esame:



k_B (mg di A degradati kg^{-1} di terreno s^{-1}) è dato dalla relazione (Hinchee *et al.*, 1992):

$$k_B = - \frac{k_o}{100} \cdot \frac{\bar{P}}{R \cdot T} \cdot \frac{\theta_g}{\rho_t} \cdot \frac{\omega_A \cdot 1000}{f_1} \quad (22)$$

dove:

- k_o = tasso iniziale di rimozione dell'ossigeno (% v/v s^{-1});
- $\bar{P}$ = pressione media nella zona di terreno coinvolta dal trattamento (Pa);
- R = costante universale dei gas ($\text{J mol}^{-1} \text{K}^{-1}$);
- T = temperatura assoluta (K);
- θ_g = porosità del terreno al gas (-);
- ρ_t = densità apparente del terreno (kg m^{-3});
- ω_A = peso molecolare di A (g mol^{-1});
- f_1 = rapporto stechiometrico molare inquinante degradato/ossigeno consumato (-).

Determinato k_B , è possibile valutare la quantità totale di inquinanti degradata e stimare il tempo necessario alla bonifica della zona di interesse. Generalmente per BV si adottano cinetiche di degradazione del primo ordine, in cui la velocità di rimozione degli inquinanti al tempo t è proporzionale alla loro concentrazione C secondo una costante k : $dC(t)/dt = -k C(t)$. Con le condizioni iniziali $C(0)$ = concentrazione iniziale di inquinanti (mg kg^{-1}) e $dC/dt = -k_B$ per $t=0$, è quindi possibile calcolare $k = [-1/C(0)] [dC(0)/dt] = k_B/C(0)$ e, nota k , si può stimare il tempo T_{bonifica} necessario al raggiungimento degli obiettivi di risanamento C_{fin} :

$$T_{\text{bonifica}} = -\frac{1}{k} \ln \left(\frac{C_{\text{fin}}}{C(0)} \right) \quad (23)$$

6 Aspetti progettuali e realizzativi

In molti casi, gli aspetti teorici e pratici descritti nei Paragrafi 3, 4 e 5, pur sostanziali per la riuscita dell'intervento, vengono trascurati o affrontati solo superficialmente. Si è pertanto ritenuto utile, pur senza pretese di completezza, proporre una disamina di alcuni aspetti fondamentali, la cui analisi è irrinunciabile per il successo degli interventi di SVE e BV:

- la definizione in campo dei principali parametri di progetto;
- la definizione delle portate di intervento e la configurazione dei pozzi;
- la scelta delle tecnologie di trattamento degli effluenti;
- l'analisi dei costi di intervento.

Ai fini delle successive considerazioni è utile ribadire che le principali differenze tra SVE e BV possono essere ricondotte ad alcuni concetti di base: a) mentre lo SVE è efficace solo su composti volatili, il BV è efficace anche su composti biodegradabili; b) la ventilazione nel BV è finalizzata all'ossigenazione e non alla rimozione advettiva dei vapori, pertanto le portate utilizzate sono inferiori rispetto a quelle utilizzate dallo SVE e tali da non determinare una migrazione di vapori contaminanti al di fuori dell'area da trattare; c) nel BV il trattamento dei contaminanti avviene generalmente nel sottosuolo anziché in superficie.

6.1 Permeabilità dei terreni al gas e tasso di biodegradazione dei contaminanti

Come anticipato, il principale parametro progettuale relativo al sottosuolo è la permeabilità del terreno al gas, determinabile in sito con prove pilota. Tali prove vengono realizzate utilizzando pozzi di estrazione e/o iniezione e punti fissi di monitoraggio, in corrispondenza dei quali sono misurate le variazioni di pressione negative o positive indotte nel sottosuolo. Il sistema utilizzato è costituito generalmente da una soffiante, un sistema di separazione aria/acqua e di trattamento con filtri a carbone attivo (nel caso di prove in estrazione), da tubazioni di collegamento, tratti rettilinei attrezzati per le misurazione e i campionamenti necessari, con le relative strumentazioni (Figura 4).

Il solo dato di permeabilità del terreno al gas non fornisce tuttavia informazioni definitive riguardo al raggio di influenza dei pozzi di SVE o BV. L'incertezza riguardo al raggio di influenza del sistema è ulteriormente accresciuta dall'eterogeneità verticale (soprattutto) e orizzontale dei terreni da trattare. Punti di monitoraggio ubicati in corrispondenza di orizzonti specifici (per es. un orizzonte sabbioso contenuto tra strati a granulometria limosa) possono generare valori di permeabilità al gas che, estesi all'intero volume da trattare, determinerebbero un quadro progettuale non necessariamente corretto.



Figura 4 Esempio di sistema pilota utilizzato per prove in campo di SVE/BV.

È pertanto pratica diffusa l'esecuzione di prove specifiche di aspirazione e iniezione che, grazie all'utilizzo di punti di monitoraggio posti a profondità e distanze diversificate rispetto al punto di aspirazione e/o iniezione, forniscono dati diretti sulla porzione di sottosuolo interessata dal flusso di aria. Nella Figura 5 sono riportati due esempi di definizione del raggio di influenza di pressione R_p (v. Paragrafo 5.2), relativi rispettivamente a prove in aspirazione e in iniezione.

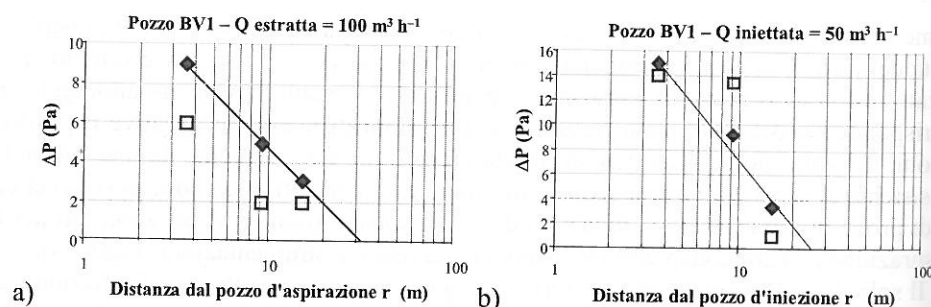


Figura 5 Esempio di interpretazione dei dati di una prova in aspirazione (a) e in iniezione (b) per la definizione del raggio di influenza di pressione (♦ punti di monitoraggio a 5 m p.c., □ punti di monitoraggio a 10 m p.c.).

Nel caso (a) R_p risulta pari a circa 31 m nell'orizzonte posto a 5 m da p.c., mentre assume valori significativamente inferiori nell'orizzonte a 10 m da p.c.; nel caso (b) R_p è pari a circa 26,5 m nell'orizzonte posto a 5 m da p.c., mentre risulta difficilmente inter-

pretabile nell'orizzonte a 10 m da p.c.. I risultati della prova indicano pertanto un raggio d'influenza compreso tra 26,5 m e 31 m nell'orizzonte posto a 5 m da p.c.; è necessario sottolineare che in terreni simili a quelli presenti in sito, caratterizzati da granulometria prevalentemente grossolana, il flusso di gas nel sottosuolo si propaga normalmente oltre il raggio d'influenza calcolato. Nel caso specifico la contaminazione non si estendeva oltre gli 8 m da p.c.; si è pertanto trascurato il dato relativo alla profondità di 10 m da p.c..

Il calcolo della permeabilità al gas, k_g (v. Paragrafo 3.1) è stato effettuato con le seguenti formule (USAFCEE, 1992; USEPA, 1995), derivabili dalla (6):

$$\text{prove in iniezione: } k_g = \frac{Q_v \mu_g \ln(r_w/R_p)}{H \pi P_{atm} \left[1 - (P^*/P_{atm})^2 \right]} \quad (24)$$

$$\text{prove in aspirazione: } k_g = \frac{Q_v \mu_g \ln(r_w/R_p)}{H \pi P^* \left[1 - (P_{atm}/P^*)^2 \right]} \quad (25)$$

dove:

- μ_g = viscosità dinamica del gas a 18 °C = $1,8 \cdot 10^{-4} \text{ g cm}^{-1} \text{ s}^{-1}$;
- r_w = raggio del pozzo = 5 cm;
- H = lunghezza tratto filtrante = 1600 cm;
- P_{atm} = pressione atmosferica = $1,003 \cdot 10^6 \text{ g cm}^{-1} \text{ s}^{-2}$;
- Q_v = portata volumetrica di gas = $50 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ (iniezione) e $100 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ (aspirazione);
- R_p = raggio di influenza di pressione = 26,5 m (iniezione) e 31 m (aspirazione);
- P^* = pressione misurata nel pozzo = $1,008 \cdot 10^6 \text{ g cm}^{-1} \text{ s}^{-2}$ (iniezione) e $0,996 \cdot 10^6 \text{ g cm}^{-1} \text{ s}^{-2}$ (aspirazione).

Sostituendo nelle (24) e (25) i dati sopra riportati, si ottengono i seguenti valori di permeabilità, che oltre a essere tra loro confrontabili, risultano in accordo con i dati riportati dalla letteratura tecnico-scientifica per litotipo ghiaioso-sabbioso:

- prova in iniezione: $k_g = 31,8 \text{ darcy}$ ($31,8 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$);
- prova in aspirazione: $k_g = 38,2 \text{ darcy}$ ($38,2 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$).

Il medesimo sistema utilizzato per la definizione del raggio di influenza è anche utilizzato nella progettazione di interventi di BV, per l'esecuzione di prove respirometriche. I dati misurati di O_2 e CO_2 , posti in un diagramma concentrazione/tempo (Figura 6), consentono di calcolare il tasso di consumo dell'ossigeno k_O (o di produzione dell'anidride carbonica), che viene messo in relazione al tasso di consumo di contaminanti (k_B) tramite l'equazione (22) riportata al Paragrafo 5.3.

Nell'esempio riportato in Figura 5 è stato tuttavia necessario, al fine di calcolare correttamente il valore di k_O da cui discendono k_B e tutte le considerazioni associate, raffinare il grafico dagli effetti sicuramente non associabili all'attività batterica. Specificamente:

- i risultati relativi alle sonde a 10 m da p.c., rappresentativi della situazione presente all'interno del terreno non contaminato, sono stati utilizzati al fine di stimare la diminuzione di ossigeno legata ai fenomeni di diffusione e dispersione. Tale diminuzione è stata utilizzata per "depurare" le misure di O_2 registrate a 5 m da p.c., in

modo da considerare il solo ossigeno realmente consumato dai fenomeni di biodegradazione aerobica;

- al termine della fase di ossigenazione (ossia all'inizio della prova respirometrica), nei punti fissi di monitoraggio è stata registrata una brusca diminuzione della concentrazione di O_2 a 5 m da p.c. e un brusco aumento della concentrazione a 10 m da p.c.. Tale fenomeno, durato circa un paio d'ore, sembra riferibile a una redistribuzione dei gas interstiziali all'interno del terreno. Per ottenere una stima più corretta di k_O , esso è stato calcolato sulla base dei risultati ottenuti successivamente a tale fase transitoria.

A conferma della validità delle precedenti ipotesi di calcolo, è possibile osservare, in corrispondenza del periodo scelto per la stima del consumo di ossigeno da parte dei batteri, un costante aumento della concentrazione di anidride carbonica. Sulla base dei risultati ottenuti, il tasso di consumo di ossigeno giornaliero medio per l'area oggetto di bonifica è stato calcolato pari a 11% v/v d⁻¹.

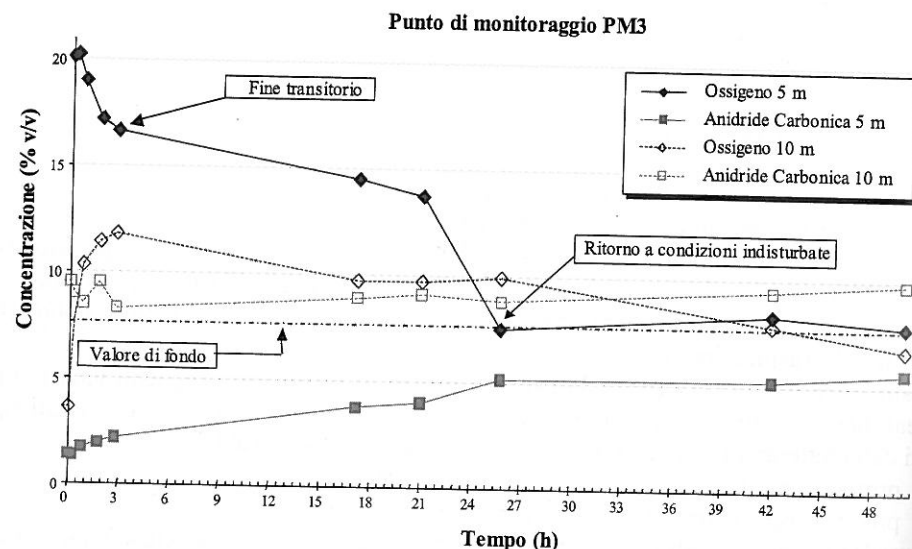


Figura 6 Esempio di interpretazione di una prova respirometrica; i dati si riferiscono a sonde poste a 5 m da p.c. e 10 m da p.c.. Il valore di fondo dell'ossigeno è stato misurato prima di iniziare la ventilazione del terreno.

6.2 Definizione delle portate di intervento e configurazione dei pozzi

In generale una portata adeguata agli scopi dello SVE è quella che determina il ricambio del gas presente nei pori della zona contaminata 1-3 volte al giorno. Per esempio, se il volume della zona contaminata è pari a 1000 m³ e la porosità dei terreni pari a 0,25, per ottenere un tasso di ricambio (*pore volume exchange rate*) pari a 2 sarà necessario realizzare un sistema con portata complessiva di 500 m³ d⁻¹ (20,8 m³ h⁻¹). Tale

portata potrà essere ottenuta installando uno o più pozzi di aspirazione in funzione delle caratteristiche della contaminazione e dei terreni. Per ciò che riguarda l'importante aspetto del numero totale di ricambi d'aria necessario e sufficiente al raggiungimento degli obiettivi di bonifica (il rapporto tra numero di ricambi e il tempo disponibile per la conclusione dell'intervento rappresenta il cosiddetto *limiting pore volume exchange rate*), alcuni esperti consigliano un numero variabile tra 200 e 400, altri arrivano addirittura a indicare un numero compreso tra 2000 e 5000. Sebbene l'esperienza personale indichi un numero totale di ricambi più vicino alle migliaia che non alle centinaia, ogni sito possiede specificità che possono rendere tali indicazioni del tutto inesatte.

Per quanto riguarda il BV, si è precedentemente evidenziato come le portate relative non debbano essere definite in termini di rimozione fisica dei contaminanti in fase di vapore, bensì in termini di disponibilità di ossigeno per i processi biodegradativi. Utilizzando la formula proposta da Leeson e Hinchee (USEPA, 1995) è possibile fornire una stima della portata di progetto ottimale per un intervento di BV, in funzione del tasso di consumo d'ossigeno determinato dall'attività microbica:

$$Q = \frac{k_O V \theta_a}{\Delta_{ox}} \quad (26)$$

dove:

- Q = portata d'aria ottimale (m³ s⁻¹);
- k_O = tasso di rimozione dell'ossigeno (Paragrafo 4.3) (% v/v s⁻¹);
- V = volume di terreno trattato (m³);
- θ_a = porosità del terreno occupata dal gas (-);
- Δ_{ox} = differenza tra la concentrazione iniziale di ossigeno nel terreno e quella determinata a seguito della ventilazione (% v/v).

Nel seguito si riporta un esempio reale di applicazione di questo criterio, relativo a un sito caratterizzato da due orizzonti a granulometria sostanzialmente differente. Sulla base delle prove pilota, è stato definito un tasso medio di consumo di ossigeno pari a 0,1% v/v h⁻¹ (2,4% v/v d⁻¹) per il terreno a granulometria fine e pari a 0,2% v/v h⁻¹ (4,8% v/v d⁻¹) per il terreno più grossolano. In Tabella 2 sono riportate le portate ottimali di iniezione calcolate per ogni gruppo di pozzi avendo imposto una porosità rispetto al gas per entrambi i terreni pari a 0,3, un incremento della concentrazione di ossigeno a seguito della ventilazione pari al 10% v/v e considerando di trattare i volumi definiti sulla base della caratterizzazione. Per raggiungere un'ossigenazione ottimale, tenendo conto di eventuali perdite e dispersioni all'interno del sistema di *bioventing*, la soffiante e le tubazioni di raccordo sono state dimensionate per una portata di progetto complessiva pari a 22 m³ h⁻¹, adottando cautelativamente un fattore di sicurezza pari a 2. Sulla base dei risultati delle prove di avviamento dell'impianto e di periodiche prove respirometriche, si è poi provveduto a ricalcolare con maggiore accuratezza la portata da iniettare nel terreno. Queste valutazioni sono tuttavia preparatorie e dovrebbero essere utilizzate in fase di dimensionamento preliminare dei sistemi di SVE o BV (per es. in sede di progetto preliminare di bonifica).

Un approccio più scientifico per l'analisi del sistema di SVE implica l'analisi della velocità del flusso e dei tempi di migrazione, normalmente tramite specifici programmi di calcolo (USACE, 1996). Alcuni test di laboratorio e a scala pilota per esempio hanno mostrato come una velocità dei gas interstiziali > 0,25 cm s⁻¹ deve essere garantita

in terreni contaminati con presenza di NAPL, mentre una velocità dell'ordine di $0,01 \text{ cm s}^{-1}$ sia ottimale per terreni contaminati senza NAPL (USACE, 2002). Poiché la maggior parte di un intervento di SVE si realizza di norma al termine dell'evaporazione del NAPL e in considerazione del fatto che l'imposizione di velocità $> 0,01 \text{ cm s}^{-1}$ determina normalmente una spaziatura dei pozzi di SVE molto ravvicinata (con conseguente aumento dei costi di investimento), si raccomanda di considerare velocità di progetto non superiori a tale valore.

Tabella 2 Esempio di calcolo delle portate ottimali per l'intervento di BV.

Pozzo/i	Nucleo	Granulometria	Portata/gruppo (m ³ h ⁻¹)	N.	Portata/pozzo (m ³ h ⁻¹)
BV1A/1	1A	Media/Elevata	1,80	1	1,80
BV1A/2	1A	Fine	0,30	1	0,30
BV1B/1	1B	Media/Elevata Media	1,20	1	1,20
BV2A/1-3	2A	Media/Elevata Media	4,50	3	1,50
BV2A/4-7	2A	Fine	1,35	4	0,35
BV2B/1-2	2B	Media/Elevata Media	1,95	2	1,00
Portata totale			11,10		

La progettazione del sistema di estrazione/iniezione dovrebbe procedere attraverso un *well configuration loop*, il cui primo passo consiste nell'analisi di un apparato costituito da un singolo pozzo. Se ciò non soddisfa determinati criteri di accettabilità (compatibilità tra portata e sistema di trattamento *off-gas*, adeguatezza della potenza della soffiante ecc.) è necessario procedere all'esame di un sistema con due pozzi, ripetendo eventualmente l'analisi sino a trovare la configurazione più soddisfacente. Per una trattazione dettagliata delle considerazioni che sottendono questa analisi si rimanda a USACE (2002) e agli altri manuali citati in bibliografia.

Per quanto riguarda la realizzazione dei pozzi di ventilazione e dei punti di monitoraggio, particolare attenzione deve essere posta agli intervalli filtranti. I pozzi SVE/BV dovrebbero essere resi filtranti in corrispondenza della porzione di terreno contaminata, anche se talora può essere lecito filtrare tutta la zona insatura del sottosuolo.

Le caratteristiche costruttive dei pozzi e dei punti di monitoraggio, in termini di diametri e materiali, sono anch'esse inevitabilmente legate alle caratteristiche specifiche dei siti. A titolo d'esempio si riporta in Figura 7 un tipico schema di installazione per un pozzo ed un punto di monitoraggio SVE/BV.

6.3 Scelta delle tecnologie di trattamento degli effluenti

La valutazione e la scelta delle tecnologie di trattamento dei gas estratti con gli interventi di SVE (o meno frequentemente di BV) si basano su due elementi fondamentali: a) i flussi di massa attesi e il loro andamento nel tempo; b) il quantitativo totale di contaminanti da trattare. Per la definizione di questi parametri, che possono essere stimati utilizzando le leggi della fisica che presiedono alla volatilizzazione dei contaminanti (per esempio legge di Henry, legge di Raoult), risulta comunque estremamente auspi-

cabile l'esecuzione di prove pilota di campo. Tali prove, attraverso il periodico prelievo di campioni di gas estratto e la misura dei parametri di flusso, consentono di determinare le concentrazioni presenti nel gas estratto per valori predefiniti di portata e conseguentemente i flussi di massa attesi, nonché i quantitativi totali di contaminanti presumibilmente estraibili dal terreno (tali informazioni possono essere ottenute solo con prove di durata significativa, dell'ordine delle settimane e, di norma, attraverso l'uso di modelli matematici che simulano il decorso nel tempo dell'intervento).

Gli elementi che maggiormente caratterizzano il trattamento dei gas estratti in un intervento di SVE sono: a) la possibile concorrenza di numerosi e diversi composti da trattare simultaneamente; b) le concentrazioni potenzialmente molto alte (anche $> 10 \text{ g m}^{-3}$) e variabili nelle fasi iniziali dell'intervento. Entrambi questi aspetti contribuiscono a rendere il trattamento dei gas nei sistemi SVE significativamente diverso rispetto a quanto si riscontra nella pratica "industriale", dove di solito le concentrazioni (e quindi i flussi di massa) sono abbastanza stabili e il numero di composti trattati è ridotto.

Di seguito si descrivono le due tecnologie maggiormente diffuse per il trattamento degli effluenti gassosi prodotti da sistemi SVE/BV. Altri trattamenti, quali l'adsorbimento su polimeri sintetici/zeoliti, la condensazione e la biofiltrazione sono decisamente meno utilizzati; una panoramica delle diverse tecnologie di trattamento associabili a un sistema SVE è rintracciabile in USACE (2002).

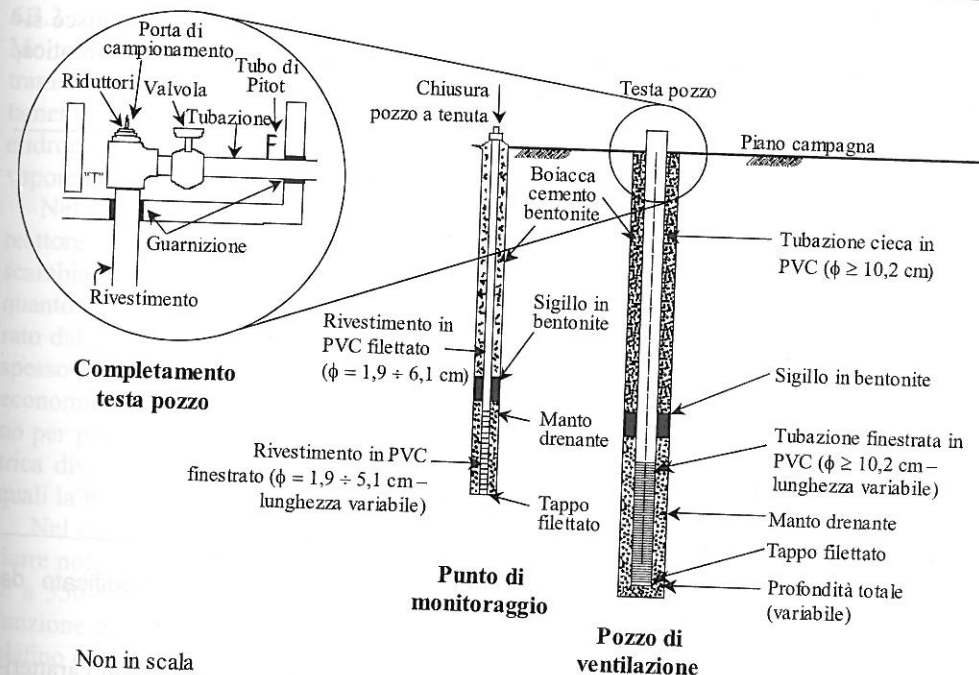


Figura 7 Schema costruttivo concettuale di un pozzo e di punto di monitoraggio per SVE/BV (modificata da USACE, 2002).

6.3.1 Adsorbimento su carbone attivo

La più comune tecnologia di trattamento dei gas estratti è l'adsorbimento su carbone attivo, normalmente realizzato tramite filtri cilindrici di materiale plastico o metallico riempiti di carbone granulare attraverso i quali fluisce, normalmente dal basso verso l'alto con un dispositivo di distribuzione radiale, il gas estratto dal sistema. Il carbone attivo viene preparato partendo da sostanze naturali come legno, carbone, noci di cocco, che vengono trattate per aumentarne la superficie specifica (raggiungendo valori di $1250 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ e oltre), in modo da estendere la superficie di contatto tra il fluido passante ed il solido adsorbente. Normalmente i filtri a carbone attivo sono disposti in serie, in modo che l'ultimo filtro costituisca una protezione contro l'indebita emissione di contaminanti in atmosfera nel momento in cui i filtri precedenti giungessero a saturazione (*break-through*). Il grosso vantaggio di questo tipo di trattamento consiste nei bassi costi di investimento, nell'ampia disponibilità di mercato e nella ridotta manutenzione necessaria. Per contro, il trattamento diviene antieconomico nel caso di grossi quantitativi di contaminanti estratti.

L'efficienza del trattamento è influenzata da molti fattori: natura e concentrazione di contaminanti, temperatura, umidità, granulometria dei carboni, velocità di filtrazione e tempo di contatto.

A ogni composto organico e a ogni qualità di carbone attivo corrisponde una specifica "isoterma" di adsorbimento, che rappresenta la capacità di caricamento in peso del carbone rispetto allo specifico composto, in funzione della concentrazione di quest'ultimo e della temperatura di lavoro. La capacità di caricamento diminuisce significativamente all'aumentare della temperatura e aumenta, con tendenza asintotica, proporzionalmente alle concentrazioni presenti nell'effluente (Figura 8).

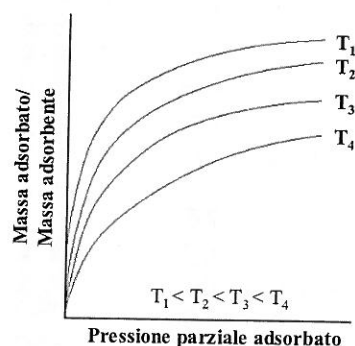


Figura 8 Isoterme di adsorbimento per un ipotetico adsorbato (modificato da USEPA, 2002).

È necessario notare che quando nel gas estratto coesistono più composti con caratteristiche diverse, caso molto frequente negli interventi di SVE, la capacità di caricamento rispetto ai composti meno suscettibili all'adsorbimento può ridursi fino a rendere inefficiente il trattamento.

Al fine di fornire un semplice strumento di valutazione per questa tecnologia di trattamento, si riporta nel seguito la tendenza all'adsorbimento su carbone attivo per alcuni comuni composti contaminanti:

- eccellente (dell'ordine del 30% p/p): anilina, cloroformio (triclorometano), dicloroetene, tricloroetano, tricloroetene, tetracloroetene, benzene, toluene, xilene, fenolo;
- discreto (dell'ordine del 15% p/p): acetato di metile, bromuro di metile, butadiene, cloruro di vinile, esano, etilammina, freon;
- debole (dell'ordine del 5% p/p o meno): acetaldeide, ammine, formaldeide, propilene;
- praticamente nullo: acetilene, etano, etilene, metano.

Poiché l'adsorbimento è sempre un processo esotermico, è importante evidenziare che tanto più alta è la concentrazione di contaminanti presenti nell'effluente gassoso, tanto maggiore sarà l'innalzamento di temperatura. Questo aspetto deve essere valutato in termini sia di efficienza (per quanto sopra menzionato a proposito dell'isoterma di adsorbimento) che di sicurezza, considerando che in generale è opportuno non superare la temperatura di lavoro di 40°C , mantenendo il LEL (limite inferiore di esplosività) al di sotto del 25% v/v. Pertanto, è sempre opportuno prevedere l'installazione di dispositivi di controllo automatico del sistema di filtrazione, in grado di interrompere il funzionamento dello SVE e introdurre aria fresca nel sistema per impedire l'innescarsi di fenomeni esplosivi.

6.3.2 Trattamenti termici

Molto comune negli interventi di SVE è anche il trattamento degli effluenti gassosi tramite ossidazione, che può essere di tipo termico o catalitico. In entrambi i casi il trattamento avviene attraverso l'ossidazione delle molecole organiche formate da carbonio e idrogeno, la cui reazione esotermica genera come prodotti finali anidride carbonica e vapore acqueo.

Nel primo caso, il trattamento dei gas avviene per combustione, con temperature nel reattore dell'ordine dei $600\text{-}1300^\circ\text{C}$. Tali sistemi sono normalmente dotati di uno scambiatore di calore che consente un notevole risparmio sui costi di trattamento, in quanto è possibile riscaldare il flusso di gas in entrata nel combustore con il calore liberato dal gas in uscita dallo stesso. Per elevate concentrazioni nel gas estratto si ottiene spesso un azzeramento dei costi di alimentazione del combustore. Questa tecnologia è economicamente conveniente solo nel caso di elevate concentrazioni che si mantengano per periodi significativi; in caso contrario, il consumo di carburante o energia elettrica diviene eccessivo ed è quindi preferibile affidarsi a altri metodi di trattamento, quali la filtrazione su carboni attivi.

Nel caso dell'ossidazione catalitica, la presenza di un catalizzatore consente di ridurre notevolmente le temperature necessarie alle reazioni, che avvengono normalmente a $350\text{-}550^\circ\text{C}$. I catalizzatori possono essere di diversa natura e caratteristiche, in funzione dell'utilizzo previsto. I più comuni sono costituiti da metalli preziosi (per es. platino o palladio, con supporto a nido d'ape o su sfere) e da ossidi metallici (preferiti per trattamenti ad alta temperatura). Come nel caso dell'ossidazione termica, il sistema catalitico possiede normalmente uno scambiatore di calore che riduce significativamente, o addirittura annulla, i consumi energetici del sistema. Rispetto all'ossidazione termica, il trattamento catalitico necessita tuttavia di una maggiore manutenzione e di sistemi di controllo che impediscano l'instaurarsi di temperature troppo elevate; risulta

inoltre sensibile alla presenza di sostanze (es. piombo, mercurio, solfuri, fosforo) che ne danneggiano la funzionalità e ne riducono la vita operativa. In funzione dei contaminanti presenti nell'effluente gassoso è necessario considerare temperature di reazione diverse. Nel caso dei più comuni composti trattati con questa tecnologia le temperature di reazione sono comunque di norma poco elevate. Per esempio, per i più consueti idrocarburi monoaromatici (per es. benzene, toluene, xilene), le temperature di soglia catalitica sono dell'ordine dei 170-200 °C e il 90% di conversione delle molecole avviene a temperature intorno ai 250-300 °C. Le reazioni esotermiche di ossidazione portano inevitabilmente a un aumento di temperatura nel catalizzatore. I produttori di questi sistemi indicano che i catalizzatori a metalli preziosi resistono a temperature sino a 600 °C circa, mentre quelli a base di ossidi possono resistere in alcuni casi sino ad oltre 1250 °C. Sul mercato sono presenti numerosi fornitori di sistemi specificamente progettati e realizzati per applicazioni di SVE. Questi sistemi, di norma più piccoli rispetto agli impianti catalitici realizzati per le applicazioni industriali, sono solitamente moduli indipendenti (tipicamente da 150, 250 o 500 m³ h⁻¹) di facile trasporto e assemblaggio sul sito. Gli impianti catalitici per applicazioni SVE sono in genere alimentati elettricamente e possono essere equipaggiati con tutti gli elementi necessari per l'esecuzione dell'intervento (per es. soffiante per l'aspirazione dei gas, centralina di controllo e indicatori di processo, sensori LEL, sistema automatico di diluizione con aria pulita, separatori di condensa, controlli remoti via *modem*, *scrubber* per l'abbattimento dell'acido cloridrico in caso di presenza di solventi clorurati ecc.).

6.4 Valutazione delle prestazioni e chiusura degli interventi

Durante un trattamento con SVE/BV, la valutazione delle prestazioni del sistema di risanamento viene condotta mediante:

- misurazione della portata di gas e della pressione in ogni pozzo di iniezione o di estrazione;
- misurazione delle pressioni nei pozzi di monitoraggio e analisi dei gas interstiziali prelevati a diverse profondità;
- misurazione della pressione barometrica;
- pluviometria;
- temperatura, sia nel terreno che atmosferica;
- profondità della falda, per valutare eventuali variazioni del livello piezometrico;
- composizione del gas estratto (per SVE), per stimare la frazione di contaminanti rimossi nel tempo e regolare i parametri della sezione di trattamento dei vapori;
- composizione del gas trattato, previo scarico in atmosfera (per SVE);
- periodici test respirometrici *in situ* (per BV).

I dati di concentrazione riscontrati nei gas estratto e trattato e nei gas interstiziali vengono generalmente riportati a valori in condizioni di temperatura e pressione standard. La frequenza di campionamento è generalmente più elevata all'avvio del processo (settimanale) e viene ridotta quando il sistema è stato ottimizzato (mensile, trimestrale, semestrale).

In relazione ad accuratezza, ripetibilità e limite di quantificazione richiesti, le concentrazioni di inquinanti nei gas possono essere determinate con strumenti da campo, quali FID, PID e fiale con indicatore colorimetrico. Alcuni campioni d'aria possono es-

sere analizzati in laboratorio, a condizione che vengano campionati in apposite sacche, *canister* o carboni attivi. Con misure in GC-FID o GC-PID è possibile ottenere informazioni sia sulla velocità di rimozione dei composti organici volatili totali che dei singoli inquinanti; sebbene i PID rispondano meglio a idrocarburi aromatici e composti alogenati, i FID forniscono buone risposte per tutti gli idrocarburi.

Dati interessanti relativi alle prestazioni di sette sistemi di SVE, applicati per il risanamento di terreni contaminati da solventi clorurati e benzine in Italia, sono riportati in Guerini *et al.* (1998). L'elaborazione di dati di monitoraggio ha evidenziato un andamento generale della concentrazione di inquinanti nel gas estratto $C_{ext}(t)$ al tempo t (d) di trattamento esprimibile attraverso la relazione:

$$C_{ext}(t) = C_{ext}(0) \cdot t^{-f} \quad (27)$$

dove $C_{ext}(0)$ è la concentrazione riscontrata all'avvio del processo e f (-) una costante positiva, il cui valore dipende dal tipo di inquinanti (maggiore per le benzine che per i clorurati).

Un problema non trascurabile è la decisione della chiusura dell'intervento sulla base di un monitoraggio condotto sulla fase aeriforme, contro obiettivi di risanamento espressi come concentrazione di inquinanti sul terreno. Possibili criteri per intraprendere tale decisione sono: a) un bilancio di massa tra inquinanti inizialmente presenti sul sito e inquinanti rimossi; b) la concentrazione e la composizione dei gas estratti (per SVE); c) la composizione e la concentrazione di inquinanti nei gas interstiziali; d) la concentrazione residua degli inquinanti nel terreno. Il prelievo del terreno è generalmente costoso e distruttivo; quindi è opportuno effettuare la determinazione degli inquinanti in tale matrice quando c'è una ragionevole confidenza di aver raggiunto gli obiettivi di qualità. Il campionamento per la chiusura dell'intervento può quindi essere condotto in fasi successive, ciascuna attivata solo quando è stato raggiunto un prefissato obiettivo nella fase precedente. Un approccio utilizzato è quello di procedere con il trattamento fino al raggiungimento di certe concentrazioni di inquinanti nei gas interstiziali, fissati sulla base di una correlazione tra tale quantità e la concentrazione nel terreno. Raggiunto questo obiettivo, il sistema può essere spento per qualche giorno, tempo dopo il quale si determina la composizione e la concentrazione di inquinanti nel gas interstiziale, che potrebbero essere aumentate per fenomeni di *rebound*; se le concentrazioni riscontrate rispettano limiti prefissati, si esegue il campionamento del terreno, le cui concentrazioni possono essere direttamente confrontate con i limiti di qualità. Un metodo alternativo per SVE consiste nell'applicare un'estrazione pulsata, alternando fasi di funzionamento a fermi di impianto che consentano il ripristino di condizioni di equilibrio. Non appena il sistema viene acceso, si procede alla determinazione degli inquinanti nel flusso d'aria estratta e si confrontano le concentrazioni riscontrate con quelle dei cicli precedenti. La chiusura dell'intervento può essere presa in considerazione quando la concentrazione degli inquinanti nel gas estratto non varia significativamente tra un ciclo e il successivo e si avvicina a valori trascurabili. Entrambi questi approcci, comunque, non sono conclusivi sulle concentrazioni di inquinanti raggiunte sul terreno. Generalmente, gli impianti restano quindi installati sul sito per qualche tempo dopo la chiusura dell'intervento, nell'eventualità che campionamenti successivi, a conferma del raggiungimento dei limiti, mettano in discussione il risultato raggiunto e l'impianto debba essere riattivato.

6.5 Analisi dei costi di intervento

L'analisi dei costi di intervento, oltre a essere un aspetto irrinunciabile del progetto di bonifica, è anche uno strumento che consente, nell'ambito di uno studio di fattibilità, il confronto tra diverse tecnologie di bonifica su base non meramente tecnica.

In Guerini *et al.* (1998) emerge che in Italia il costo medio di SVE è di 36 € m⁻³ di terreno trattato; mediamente il 35% circa dei costi d'intervento sono associati alle fasi di monitoraggio (pre- e durante il trattamento) e alle attività professionali, il 45% al noleggio, installazione e manutenzione delle attrezzature e alle utenze, e i restanti oneri al trattamento dei gas estratti. Questi ultimi, peraltro, sono anche l'elemento soggetto a maggiore variabilità, incidendo maggiormente (fino al 40%) nel caso di ossidazione catalitica. Dati statunitensi riportano valori tra 10 e 50 US\$ m⁻³ di terreno trattato e spese relative ai test pilota variabili da 10 000 a 100 000 US\$ (FRTR, 2004). I costi medi in precedenza indicati sono confermati anche da autori italiani (Beretta, 2003), che riportano oneri variabili tra 30 e 80 € m⁻³ per interventi sia di SVE che di BV,

È comunque opportuno evidenziare che, nel caso di interventi con BV, il costo sopra riportato generalmente si riduce in ragione del mancato trattamento degli *off-gas*.

Gli interventi di SVE/BV, in analogia agli interventi di bonifica delle acque sotterranee, implicano generalmente tempi dell'ordine degli anni; in alcuni casi, si sono protratti fino a 10-15 anni dall'avviamento del sistema. Pertanto, il confronto tecnico-economico tra i diversi possibili interventi di bonifica (aspetto preminente dello studio di fattibilità, ossia del Progetto Preliminare ai sensi del DM 471/99) non può prescindere da un'analisi che evidenzi il valore economico attuale (*Net Present Value* – NPV) per ogni possibile intervento e consenta alla parte responsabile di ottimizzare l'allocatione delle risorse economiche e il *cash flow* relativo.

6.5.1 L'analisi del Net Present Value

Gli interventi di bonifica con SVE/BV tipicamente determinano costi da sostenere immediatamente (costi di investimento, come per esempio l'acquisto e l'installazione di impianti) e costi distribuiti su un certo numero di anni, che possono essere ricorrenti (per es. consumi energetici, noli) o occasionali (per es. adeguamento impianti).

La *Net Present Value analysis* consente di valutare complessivamente le diverse tipologie di costo ed esprimere il valore totale dell'intervento come un singolo importo attualizzato, consentendo perciò il confronto tra interventi anche sostanzialmente diversi tra loro. Da un punto di vista concettuale, questo importo attualizzato rappresenta la somma di denaro da accantonare all'anno zero per garantire la disponibilità futura dei fondi necessari all'esecuzione dei lavori di bonifica, assumendo il persistere di determinate condizioni economiche.

Dopo aver definito il periodo di analisi, che corrisponde alla vita presunta del progetto di bonifica (in fase di studio di fattibilità è possibile definire una durata standard di riferimento, mentre in sede di progetto esecutivo sarà possibile un maggiore dettaglio), è necessario calcolare il *cash outflow* (i pagamenti) previsto per ogni anno di durata del progetto. Questa attività sottintende una buona conoscenza delle componenti che concorrono a definire i costi di investimento, i costi di esercizio (annuali o mensili) necessari al funzionamento e alla manutenzione dei sistemi installati (*O&M costs*) e i costi non ricorrenti. Nella maggior parte dei casi i costi di investimento vengono considerati di durata inferiore a un anno, ossia completamente esauriti nell'anno di inizio

analisi. Il passo successivo nell'analisi del NPV consiste nella definizione di un tasso di sconto, il quale permette di tener conto che un investimento di denaro oggi può generare un ritorno economico (ossia un interesse) in un momento futuro. La scelta di un tasso di sconto influenza fortemente i risultati dell'analisi: tanto maggiore è il tasso preso in considerazione tanto minore risulterà il costo attualizzato dell'intervento di bonifica in esame. USEPA (2000) suggerisce di utilizzare un tasso di sconto del 7%, già depurato del tasso di inflazione medio atteso; nella realtà italiana attuale, considerando un tasso di inflazione medio del 2,5% e sulla base dei rendimenti effettivi lordi dei BTP (Buoni Poliennali del Tesoro) decennali, è probabilmente più corretto assumere un tasso di sconto pari al 2,5-3%. Per il grado di dettaglio richiesto in uno studio di fattibilità, ovvero nell'ambito di un Progetto Preliminare ai sensi del DM 471/99, è opportuno mantenere il medesimo tasso di sconto per tutte le alternative prese in esame per il sito, anche se il periodo di analisi differisce significativamente tra le varie alternative.

Dopo aver definito il periodo di analisi, pagamenti annuali e tasso di sconto, è possibile calcolare il costo attualizzato o *Net Present Value* per le diverse alternative di bonifica, che è, in definitiva, la somma dei *present values* di tutti i pagamenti futuri associati all'intervento stesso. Per una singola voce di costo, questo concetto può essere espresso come segue:

$$NPV = \frac{1}{(1+i)^t} x_t \quad (28)$$

che rappresenta il valore attualizzato del pagamento x_t (per es. 5000 €) nell'anno t (per es. tra 5 anni) considerando un tasso di sconto i (per es. 3%). Nell'esempio citato, il NPV del pagamento in oggetto risulterà pari a circa 4313 €. Per una serie di pagamenti dall'anno 1 all'anno n , il *Net Present Value* totale risulta espresso come segue:

$$NPV_{totale} = \sum_{t=1}^n \frac{1}{(1+i)^t} x_t \quad 100 \quad (29)$$

Il calcolo può essere agevolmente eseguito utilizzando un comune foglio elettronico, che tipicamente già possiede una funzione per il calcolo del NPV; è sufficiente inserire il tasso di sconto, il numero dei pagamenti e gli importi relativi per ottenere rapidamente il valore attualizzato di una serie di pagamenti futuri.

6.5.2 Un esempio di applicazione dell'analisi NPV

Per la bonifica di un sito contaminato da composti organici, in sede progettuale sono state definite tre possibili alternative (A, B, C), ognuna delle quali consiste di una combinazione di tecnologie *in situ* (SVE, BV, *Air Sparging*, *Multi-Phase Extraction*). Le tre alternative sono caratterizzate da maggiore o minore "aggressività" e da tempi previsti di intervento significativamente diversi e variabili tra 5 e 12 anni. Tutte rispondono comunque ai seguenti criteri irrinunciabili: a) raggiungimento degli obiettivi di bonifica concordati con gli enti di controllo; b) protezione dei recettori umani e ambientali esistenti. La Tabella 3 riporta il risultato dell'analisi NPV. I dati presentati mostrano che le tre ipotesi di intervento, espresse in valuta non attualizzata, sono di fatto equivalenti. Sarebbe quindi naturale propendere verso l'ipotesi A, che consente di concludere in tempi più brevi i lavori di bonifica. Esaminando il valore attualizzato degli interven-

ti, si osserva tuttavia una sostanziale riduzione dei costi nel caso dell'ipotesi C, che consente un risparmio pari a € 76 533 rispetto all'ipotesi A; in altri termini, il costo attualizzato dell'ipotesi C è del 15% circa inferiore a quello dell'ipotesi A. Nel caso specifico si è pertanto deciso di procedere alla progettazione definitiva degli interventi previsti dall'ipotesi C, anche perché questa opzione comportava una maggiore distribuzione e omogeneità dei pagamenti, rendendo più agevole la gestione dei fondi necessari agli interventi di bonifica.

Tabella 3 Confronto tra tre differenti ipotesi di intervento.

Ipotesi	Costo non attualizzato (senza inflazione) (€)	Costo attualizzato (con inflazione) (€)
A	536.750	504.958
B	539.900	475.615
C	544.342	428.405

6.5.3 Considerazioni finali in merito all'analisi dei costi di intervento

L'applicazione del NPV agli interventi di bonifica ambientale è mutuata dall'analisi di rischio di investimenti finanziari e trova attuazione quando diverse variabili distribuite su orizzonti temporali anche lunghi concorrono a determinare il risultato (positivo o negativo) di un investimento economico. Per quanto la bonifica di un sito contaminato non presenti dei ritorni economici diretti visibili come nel caso dei normali investimenti, va evidenziato che diversi possono essere i benefici indiretti di cui l'azienda può avvantaggiarsi. Tali benefici risultano tanto più consistenti quanto maggiore è l'azione di sensibilizzazione e informazione sul tema che la parte responsabile effettua sia al suo interno che all'esterno; gli stessi possono risultare ancor più consistenti nel caso in cui l'azienda possieda anche una certificazione ambientale.

Gli interventi di cui si è discusso in precedenza hanno comunque la particolarità di prevedere pagamenti distribuiti nel tempo e possono quindi essere analizzati analogamente a molti investimenti finanziari che determinano un ritorno economico diretto (Bailey *et al.*, 2000). Sembrano invece più difficilmente applicabili all'analisi dei costi di bonifica altre più complesse metodologie. Alcune, come l'analisi Monte Carlo, appaiono eccessive rispetto al valore economico della maggior parte degli interventi di bonifica. Altre, come la teoria delle opzioni, potrebbero invece agevolmente essere utilizzate dai progettisti e dalle parti responsabili per ottimizzare la gestione delle risorse disponibili.

La teoria delle opzioni, più propriamente denominata teoria delle opzioni reali, consente di assegnare un valore a un'opzione durante la costruzione di un albero decisionale, il quale – nell'ambito di un investimento – esemplifica e mostra le scelte, i rischi, gli obiettivi, i ritorni o i costi economici e le informazioni necessarie. Si fonda sull'idea che la maggior parte dei progetti (investimenti finanziari, bonifiche ambientali, esplorazioni petrolifere ecc.) consista non di decisioni "tutto o niente", ma piuttosto di una sequenza di scelte che nella maggior parte dei casi implicano diverse possibili opzioni, nessuna delle quali è a priori giusta o sbagliata. L'analisi del NPV discussa precedentemente si basa invece sull'assunto irrealistico che una volta compiuta un'azione, questa proceda senza soluzione di continuità sino al suo termine naturale. Inoltre, essa pre-

vede solo il successo dell'intervento, ossia non tiene conto della possibilità – assai frequente – che un'opzione di intervento si debba modificare o addirittura abbandonare e sostituire perché inefficace. La teoria delle opzioni è più sofisticata e rappresentativa dell'analisi del NPV poiché cerca di catturare e descrivere la flessibilità insita in ogni progetto.

Bibliografia

- Baehr A.L., Hult M.F. (1991) "Evaluation of unsaturated zone air permeability through pneumatic test", *Water Resources Research* **10** 2605-2617
- Bailey W., Couët B., Lamb F., Simpson G., Rose P. (2000), "Taking a Calculated Risk", Schlumberger Oilfield Review, Autumn 2000
- Bass D.H. (1993) "Estimation of effective cleanup radius for soil-vapor extraction systems", *Journal of Soil Contamination* **2** 1-12
- Beckett G.D., Huntley D. (1994) "Characterization of flow parameter controlling *Soil Vapor Extraction*", *Ground Water* **2** 239-247
- Bennedsen M.B., Scott J.P., Hartley J.D. (1985) "Use of Vapor Extraction Systems for IN-Situ Removal of Volatile Organic Compounds from Soil", *Proceedings of the 5th National Conference on Hazardous Wastes and Hazardous Materials*, HMCRI, pp. 92-95
- Benson D.A., Huntley D., Johnson P.C. (1993) "Modeling vapor extraction and general transport in the presence of NAPL mixtures and nonideal conditions", *Ground Water* **3** 437-445
- Beretta G.P. (2003) "I siti di interesse nazionale: stato degli interventi e problematiche", in *57° Corso di aggiornamento in Ingegneria Sanitaria-Ambientale Siti contaminati: tecnologie di risanamento*, Milano, (I), 17-21 febbraio, 129-158
- Brusseau M.L. (1991) "Transport of organic chemicals by gas advection in structured or heterogeneous porous media: development of a model and application to column experiments", *Water Resources Research* **12** 3189-3199
- Coorey A.T. (1986) "Mechanics of immiscible fluids in porous media" *Water Resources Publications*, Littleton CO
- FRTR (2004) "Remediation technologies screening matrix and reference guide version 4.0 – 4.8 Soil Vapor Extraction", <http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4-7.html>
- Guerini A., Viola C., Hiller D.H. (1998) "Evaluation of SVE performance based on Italian case histories", *Proceedings of the First International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds*, Monterey, CA, May 18-21, Battelle Press, Columbus, OH
- Hinchee R.E., Ong S.K. (1992) "A rapid in situ respiration test for measuring aerobic biodegradation rates of hydrocarbons soil", *Journal of Air Waste Management Association* **10** 1305-1312
- Husain S.A., DeVantier B.A. (1992) "Finite element modeling of air flow in soil venting", *Proceedings at the 46th Purdue Industrial Waste Conference*, May 14-16, West Lafayette, IN
- Johnson P.C., Kemblowsky M.W., Colthard J.D. (1990) "Quantitative analysis for the cleanup of hydrocarbon-contaminated soils by in-situ soil venting", *Ground Water* **3** 413-429
- Kaluarachchi J.J. (1995) "Analytical solution to two-dimensional axisymmetric gas flow with Klinkenberg effect", *Journal of Environmental Engineering* **5** 417-420
- Lingini S., Dhir V.K. (1992) "Modeling of soil venting processes to remediate unsaturated soils", *Journal of Environmental Engineering* **1** 135-153
- Massmann J.W. (1989) "Applying groundwater flow models in vapor extraction system design", *Journal of Environmental Engineering* **1** 129-149
- McClure P.D., Sleep B.E. (1996) "Simulation of bioventing for soil and ground-water remediation", *Journal of Environmental Engineering* **11** 1003-1012
- McWhorter D.B. (1990) "Unsteady radial flow of gas in the vadose zone", *Journal of Contaminant Hydrology* **5** 297-314
- Poulsen T.G., Massmann J.W., Moldrup P. (1996) "Effects of vapor extraction on contaminant flux to atmosphere and ground water", *Journal of Environmental Engineering* **8** 700-706

- Rathfelder K., Lang J.R., Abriola L. M. (2000) "A numerical model (MISER) for the simulation of coupled physical, chemical and biological processes in soil vapor extraction and bioventing systems", *Journal of Contaminant Hydrology* **43** 239-270
- Rathfelder K., Yeh W.W.-G., Mackay D. (1991) "Mathematical simulation of *Soil Vapor Extraction* systems: model development and numerical examples", *Journal of Contaminant Hydrology* **8** 263-297
- Repubblica Italiana (1999) "Regolamento recante criteri, procedure e modalità per la messa in sicurezza, la bonifica e il ripristino ambientale dei siti inquinati, ai sensi dell'articolo 17 del decreto legislativo 5 febbraio 1997, n. 22, e successive modificazioni ed integrazioni", Decreto ministeriale del 25 ottobre 1999 n. 471, Supplemento ordinario alla G.U. n. 293 del 15 dicembre 1999
- Robertello A. (2001) "La bioremediation", in: *La bonifica dei siti inquinati da idrocarburi*, a cura di Eniternologie, Agip Petroli, Hoepli, Milano
- Scanlon B.R., Nicot J.P., Massmann J.W. (2002) "Soil gas movement in unsaturated systems", in *Soil Physics Companion*, Warwick, A.W. ed., 297-341
- Shan C., Falta R.W., Javandel I. (1992) "Analytical solutions for steady state gas flow to a *Soil Vapor Extraction* well", *Water Resources Research* **4** 1105-1120
- USACE (1996) "2DSTREAM and 3DLEAKY Models for Soil Vapor Extraction Applications", Document Number 9000-048-712, Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste (HTRW) Center of Expertise, Omaha NE
- USACE (2002) "Soil Vapor Extraction and Bioventing", Engineer Manual 1110-1-4001, Department of the Army, U.S. Army Corps of Engineers, Washington, DC
- USAFCEE (1992) "Test Plan and Technical Protocol for a Field Treatability Test for Bioventing"
- USEPA (1995) "Bioventing principles and practice - Volume I and II", EPA/540/R-95/534, OSWER, Washington DC
- USEPA (2000) "A Guide to Developing and Documenting Cost Estimates During the Feasibility Study", EPA/540/R/00/002, OSWER 9355.0-75
- USEPA (2002) "EPA Air Pollution Control Cost Manual", 6th Edition, EPA/452/B-02-001, Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, North Carolina, January
- Wang Z., Fingas M. (1997) "Development in the analysis of petroleum hydrocarbons in oils, petroleum products and oil-spill-related environmental samples by gas chromatography", *Journal of Chromatography A* **774** 51-78
- Zaidel J., Russo D. (1993) "Diffusive transport of organic vapors in the unsaturated zone with kinetically-controlled volatilization and dissolution: analytical model and analysis", *Journal of Contaminant Hydrology* **17** 145-165

Lavaggio fisico e chimico

Sabrina Saponaro, Gianniantonio Petruzzelli, Luca Bonomo

1 Introduzione

Il lavaggio (*soil washing*) è un sistema di trattamento *ex situ* di residui solidi basato su meccanismi fisici e/o chimici.

Il trattamento basato esclusivamente su meccanismi fisici (lavaggio fisico) utilizza tecniche di classificazione a secco o a umido (con acqua) per isolare la contaminazione in un volume limitato di materiale fine, consentendo il recupero del materiale grossolano non contaminato.

Nel caso di un processo basato anche su meccanismi chimici (lavaggio chimico), il trattamento prevede il trasferimento in una soluzione di lavaggio delle sostanze contaminanti presenti nei solidi. Questo sistema comporta l'applicazione di specifici agenti chimici (appropriati al tipo di contaminazione) nell'acqua di lavaggio, col fine di potenziare la capacità di trasferimento degli inquinanti alla soluzione.

Contaminanti ideali candidati al trattamento con questa tecnologia sono i metalli pesanti e gli elementi radioattivi, nonché i composti organici semi-volatili (idrocarburi policiclici aromatici IPA, policlorobifenili PCB, pesticidi ecc.) e i combustibili.

2 Descrizione della tecnologia

Un trattamento di *soil washing* è generalmente articolato nelle seguenti fasi: 1) pre-trattamento del terreno; 2) separazione fisica delle differenti frazioni granulometriche; 3) trattamento della frazione fine; 4) trattamento delle acque di processo; 5) trattamento delle emissioni atmosferiche.

2.1 Pre-trattamento

Dopo le operazioni di escavazione, il terreno viene pre-trattato con griglie o vagli meccanici a secco e separatori magnetici, al fine di rimuovere i materiali di dimensioni