



Delibera n. 41/2018

ILCONSIGLIO SNPA

- VISTO** che, ai sensi dell'art.13 della Legge 132/2016 ed al fine di promuovere e indirizzare lo sviluppo coordinato delle attività del Sistema nazionale, è istituito il Consiglio del Sistema Nazionale (di seguito Consiglio SNPA), presieduto dal presidente dell'ISPRA e composto dai legali rappresentanti delle agenzie e dal direttore generale dell'ISPRA;
- CONSIDERATO** che, ai sensi dell'art. 15 del DM 123/2010 ed al fine di promuovere lo sviluppo del sistema nazionale delle Agenzie e dei controlli in materia ambientale, ha operato presso ISPRA il Consiglio Federale presieduto dal Presidente dell'ISPRA e composto dal Direttore Generale dell'ISPRA e dai legali rappresentanti delle ARPA-APPA;
- CONSIDERATO** che, ai fini di cui sopra, il Consiglio Federale ha formulato e attuato programmi pluriennali delle proprie attività, articolati in piani annuali, ha adottato atti di indirizzo e raccomandazioni, sollecitato e proposto soluzioni alle criticità per un migliore funzionamento del Sistema;
- CONSIDERATO** che, all'interno del Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente, è emersa la necessità di adottare regole condivise per conseguire obiettivi di razionalizzazione, armonizzazione ed efficacia delle attività di diffusione delle informazioni ambientali;
- VISTA** l'approvazione del Piano triennale delle attività interagenziali 2014-2016 nella seduta del Consiglio Federale del 30 giugno 2014, di cui fa parte l'Area 3 "*Controlli*" coordinata da ISPRA e da ARPA Lazio, comprendente l'attività "*Procedura per la validazione da parte degli Enti di controllo dei dati derivanti dalle misure dirette di aeriformi (gas interstiziali, aria indoor / outdoor, flusso di vapori proveniente dal sottosuolo) nell'ambito di siti sottoposti a procedura di bonifica*", affidata al Gruppo di Lavoro n. 9 bis coordinato da ARPA Piemonte;
- RITENUTO** necessario nonché opportuno portare a compimento le attività del programma triennale 2014-2016 del Consiglio Federale fino a tutto il 2017, anche per congruità rispetto alla definizione del nuovo Programma Triennale da predisporre ai sensi dell'art. 10



della L. 132/16 “individuando le principali linee di intervento finalizzate ad assicurare il raggiungimento dei LEPTA nell’intero territorio nazionale”;

VISTI

i documenti prodotti del GdL 9 bis Area 3 “*Progettazione del monitoraggio di vapori nei siti contaminati*” e relative Appendici, “*Metodiche analitiche per le misure di aeriformi nei siti contaminati*”, “*Procedura operativa per la valutazione e l’utilizzo dei dati derivanti da misure di gas interstiziali nell’analisi di rischio dei siti contaminati*” allegati alla presente delibera di cui fa parte integrante, trasmessi dal Coordinatore del TIC VI nell’ambito del quale è stata inserita tale tematica, nelle more della definizione di una specifica procedura di validazione di prodotti tecnici;

RITENUTO

di adottare i documenti come proposti dal predetto Gruppo di lavoro;

VISTO

l’art. 8 del Regolamento del Consiglio SNPA che definisce la rilevanza anche esterna delle deliberazioni del Consiglio, la loro immediata esecutività, fatta salva la possibilità di prevedere nel medesimo provvedimento una diversa efficacia temporale;

DELIBERA

1. Di approvare i documenti “*Progettazione del monitoraggio di vapori nei siti contaminati*” e relative Appendici, “*Metodiche analitiche per le misure di aeriformi nei siti contaminati*”, “*Procedura operativa per la valutazione e l’utilizzo dei dati derivanti da misure di gas interstiziali nell’analisi di rischio dei siti contaminati*”, che sono parte integrante della presente delibera;
2. di ritenere il presente atto, ai sensi dell’art. 8 del predetto Regolamento di funzionamento, immediatamente esecutivo; per il territorio delle Province Autonome di Trento e Bolzano è applicato nel rispetto delle disposizioni dello statuto di autonomia speciale, delle relative norme di attuazione e della sentenza 212/2017 della Corte Costituzionale;
3. di dare mandato ad ISPRA e alle Agenzie di pubblicare il predetto atto sui relativi siti istituzionali;
4. di dare altresì mandato ad ISPRA di trasmetterlo al Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare nonché al Presidente della Conferenza delle Regioni e delle Province Autonome.

Roma, 3 ottobre 2018

Il Presidente
Stefano Laporta



PROGETTAZIONE DEL MONITORAGGIO DI VAPORI NEI SITI CONTAMINATI

SETTEMBRE 2018

Manuali e Linee Guida */201***

Informazioni legali

L'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), le Agenzie Regionali per la Protezione dell'Ambiente (ARPA), le Agenzie Provinciali per la Protezione dell'Ambiente (APPA) e le persone che agiscono per loro conto non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo manuale.

ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale
Via Vitaliano Brancati, 48 – 00144 Roma
www.isprambiente.gov.it

ISPRA, Manuali e Linee Guida ***/201*
ISBN *****

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Elaborazione grafica

ISPRA

Grafica di copertina:

Foto di copertina: *****

Coordinamento editoriale:

Daria Mazzella

ISPRA – Settore Editoria

Autori

Madela Torretta, Sara Puricelli (ARPA Lombardia)

Adele Lo Monaco, Renata Emiliani, Maria Grazia Scialoja, Fabrizio Cacciari (ARPAE Emilia Romagna)

Lucina Luchetti (ARTA Abruzzo)

Antonella Vecchio (ISPRA)

Gruppo di Lavoro 9 Bis – Sottogruppo 1 “Campionamento”

Maurizio Di Tonno (ARPA Piemonte)

Daniela Fanutza, Lucrezia Belsanti, Maurizio Garbarino (ARPA Liguria)

Federico Fuin (ARPA Veneto)

Ringraziamenti

Simona Berardi (INAIL)

INDICE

PREMESSA	5
QUADRO NORMATIVO	6
1 SOSTANZE DI INTERESSE PER IL PERCORSO DI VOLATILIZZAZIONE	9
2 METODICHE ANALITICHE.....	9
3 IL MONITORAGGIO DEGLI AERIFORMI NEI SITI CONTAMINATI E L'APPROCCIO PER LINEE DI EVIDENZA	10
3.1 La migrazione dei vapori e la sua valutazione all'interno dell'Analisi di Rischio....	11
3.2 Le linee di evidenza	13
4 CRITERI DI UBICAZIONE DEI PUNTI DI CAMPIONAMENTO	16
5 INFLUENZA DEI PARAMETRI METEOCLIMATICI E AMBIENTALI.....	19
5.1 Temperatura.....	19
5.2 Pressione.....	19
5.3 Umidità.....	20
5.4 Precipitazioni ed irrigazione.....	20
5.5 Vento	21
5.6 Indicazioni operative	21
6 PRESENZA DI IMPIANTI ATTIVI.....	23
7 PIANO DI CAMPIONAMENTO	24
8 VALUTAZIONE DEI RISULTATI DELLE INDAGINI	25
8.1 Indicazioni sul numero di campagne di monitoraggio	25
8.2 Valutazione dei risultati dei monitoraggi del soil gas	26
8.3 Valutazione dei risultati dei monitoraggi con camere di flusso	27
BIBLIOGRAFIA.....	28
ALLEGATO 1 – SOSTANZE DI INTERESSE PER L'ATTIVAZIONE DEL PERCORSO DI INALAZIONE DI VAPORI	31

PREMESSA

Il presente documento è stato sviluppato da ISPRA e dalle ARPA all'interno delle attività del Gruppo di Lavoro 9 bis del Sistema Nazionale Protezione Ambiente (SNPA) che ha come finalità la definizione di una "Procedura per la validazione da parte degli Enti di controllo dei dati derivanti dalle misure dirette di aeriformi nell'ambito di siti sottoposti a procedura di bonifica".

Lo scopo del documento è quello di fornire indicazioni tecniche condivise a livello nazionale per il campionamento degli aeriformi nell'ambito dei procedimenti di bonifica ai sensi della Parte Quarta del Titolo V del D.Lgs. 152/06 e s.m.i..

Le indicazioni tecniche sono state desunte dalle esperienze già maturate dalle Agenzie, che si sono dotate di Linee Guida per indirizzare tecnicamente lo svolgimento delle suddette attività, e da una serie di attività di sperimentazione condotte dal GdL 9 bis al fine sia di confrontare le diverse tecniche di monitoraggio e di campionamento, sia di raccogliere elementi utili per superare le criticità connesse alla rappresentatività dei dati e alla gestione dell'incertezza associata alla variabilità spaziale e temporale delle misure.

Il documento prende in considerazione esclusivamente le procedure di campionamento finalizzate alla valutazione dell'entità della frazione volatile della contaminazione e della emissione di vapori dal suolo e/o dalle acque sotterranee (misure di soil gas, misure di flusso). Non sono invece incluse nel documento le misure di aria effettuate in ambiente sia indoor sia outdoor in quanto, benché importanti anche per la valutazione ambientale del sito, le stesse possono interessare aspetti di valutazione sanitaria dell'esposizione di residenti e/o sicurezza dei lavoratori che non sono di esclusiva competenza del SNPA. Per la definizione delle modalità di campionamento e di utilizzo del dato relative alle misure in aria si è pertanto definito di coinvolgere nell'ambito degli specifici procedimenti anche gli altri Enti Competenti e di lasciare tale trattazione ad un altro documento.

Il documento include quindi le considerazioni generali relative al campionamento dei gas interstiziali e alle misure di flusso. Per gli aspetti tecnici di dettaglio sono state predisposte due appendici: Appendice A per le misure di gas interstiziali e Appendice B per le misure di flusso. Il trattamento dei dati di gas interstiziali è affrontato nel documento "Procedura operativa per la valutazione e l'utilizzo dei dati derivanti da misure di gas interstiziali nell'analisi di rischio dei siti contaminati".

Infine, a mero scopo informativo e conoscitivo, viene riportata in Appendice C una panoramica delle tecniche di monitoraggio dei gas del suolo mediante "campionatori passivi". Le considerazioni riportate in tale allegato sono una disamina della letteratura esistente in materia anche se tuttavia tali tecniche meritano un approfondimento di sperimentazione da parte di SNPA per poterne valutare l'applicabilità nell'ambito della valutazione dei siti contaminati.

QUADRO NORMATIVO

Le attività di bonifica dei siti contaminati sono disciplinate a livello nazionale dalla Parte Quarta, Titolo V del D.Lgs. 152/06 e s.m.i., anche conosciuto come Testo Unico Ambientale. Con l'entrata in vigore di questo decreto è stato modificato il significato stesso di sito contaminato, fondandolo sul concetto di rischio da determinare con l'applicazione di una procedura di analisi sito-specifica. I Criteri generali per l'analisi di rischio sanitario ambientale sito-specifica (AdR) sono contenuti nell'Allegato 1 al Titolo V parte IV del Decreto e si sviluppano secondo lo schema sorgente – percorso – bersaglio della contaminazione. L'inalazione di vapori è espressamente indicata nell'Appendice 1 fra le modalità di esposizione attraverso le quali l'inquinante può venire in contatto con il bersaglio. Successivamente, al fine di fornire un documento di riferimento valido a livello nazionale per la predisposizione degli studi di analisi di rischio sito-specifica (AdR), caratterizzato da un maggior livello di dettaglio rispetto al citato riferimento normativo, viene predisposto il manuale «Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati», elaborato dal gruppo di lavoro APAT-ARPA/APPA-ISS-ISPEL. Tale documento nella Revisione 2 del marzo 2008, pur non avendo carattere normativo, rappresenta ancora oggi il principale riferimento nazionale per l'applicazione della metodologia citata.

I Criteri metodologici descrivono i modelli che simulano il trasporto degli aeriformi nel sottosuolo (Appendice D - Fattore di volatilizzazione e di emissione di particolato in ambienti aperti; Appendice F - Fattore di volatilizzazione in ambienti confinati) e dedicano una specifica sezione al tema dell'intrusione di vapori, limitando però la trattazione ai luoghi di lavoro (Appendice S). Nel documento principale emerge tuttavia la necessità di studiare meglio il fenomeno della migrazione dei vapori dal sottosuolo verso gli ambienti chiusi (indoor) ed aperti (outdoor) attraverso campagne di rilievi in campo; viene infatti affermato: *“si evidenzia che le equazioni per il calcolo dei fattori di volatilizzazione, in ambienti aperti (outdoor) e chiusi (indoor) rappresentano la capacità attuale di descrizione matematica dei fenomeni nell'ambito di applicazione di un Livello 2 di Analisi di Rischio. Laddove l'applicazione di tali equazioni determini un valore di rischio non accettabile per la via di esposizione inalazione di vapori outdoor e/o indoor, dovranno essere eventualmente previste campagne di indagini (misure di soil-gas, campionamenti dell'aria indoor e outdoor) allo scopo di verificare i risultati ottenuti mediante l'applicazione del modello di analisi di rischio; il piano delle indagini e dei monitoraggi dovrà essere concordato con le Autorità di Controllo”*.

A circa un anno dalla pubblicazione della revisione 2, i Criteri metodologici si arricchiscono di una nuova Appendice dedicata all'applicazione dell'AdR ai punti vendita carburante (Appendice V, giugno 2009). In relazione alla via di esposizione inalazione di vapori outdoor e/o indoor l'Appendice V riprende le considerazioni contenute nel documento principale e riporta indicazioni tecniche sul numero minimo di punti e sulla profondità di indagine ma soprattutto fornisce indicazioni sulla gestione dei dati derivanti dalle misure sperimentali di gas interstiziale del sottosuolo indicando, per le sostanze di interesse, i valori di concentrazione accettabili ai fini dell'esclusione del percorso inalazione di vapori (§ V.5.5 “verifica sperimentale della presenza di rischi da inalazione di vapori indoor e outdoor”).

In questo contesto è necessario precisare che ad oggi i gas interstiziali del sottosuolo, così come le altre matrici aeriformi oggetto della presente linea guida, non sono considerati una matrice ambientale associata al sito ai sensi del D.Lgs. 152/06, non essendo infatti citati nella Parte IV del Titolo Quinto del decreto. La definizione di sito ivi contenuta recita all'art. 240 c. 1 lett. a): *“l'area o porzione di territorio, geograficamente definita e determinata, intesa nelle*

diverse matrici ambientali (suolo, materiali di riporto¹, sottosuolo ed acque sotterranee) e comprensiva delle eventuali strutture edilizie e impiantistiche presenti”.

Pertanto non è possibile individuare obiettivi di bonifica (CSR) nella matrice aeriformi.

Il D.Lgs. 152/06 si occupa invece della matrice aeriformi nella Parte Quinta (Norme in materia di tutela dell'aria e di riduzione delle emissioni in atmosfera), Titolo I (Prevenzione e limitazione delle emissioni in atmosfera di impianti e attività) in cui all'art. 268 c. 1 lett. II) fornisce la seguente definizione di composto organico volatile: *“qualsiasi composto organico che abbia a 293,15 K una pressione di vapore di 0,01 kPa o superiore, oppure che abbia una volatilità corrispondente in condizioni particolari di uso”.*

Il fatto che la matrice aeriformi non sia compresa fra le matrici ambientali contemplate dalla norma sulle bonifiche viene ripreso qualche anno dopo dall'Istituto Superiore di Sanità che, in una nota alla Regione Piemonte², afferma: *“ancorché tra le matrici considerate dal D.Lgs. 152/2006 parte IV Titolo V relativo alle bonifiche dei siti contaminati, non sia prevista la matrice “gas interstiziali dei terreni” si ritiene che le informazioni derivanti dalla misura di detti gas interstiziali siano maggiormente rispondenti ad una valutazione della reale esposizione umana e siano comunque da considerare, ove correttamente eseguite, obiettive ed univoche”.*

Ancora una volta quindi il parere propende favorevolmente per l'utilizzo di campagne di misure sperimentali, affermando che *“campagne di indagini in campo sono da preferire al mero utilizzo di modelli matematici, che per quanto scientificamente validi, debbono necessariamente operare delle semplificazioni rispetto ai fenomeni che avvengono in natura”.*

La medesima indicazione si ritrova ancora nelle “Linee guida sull'analisi di rischio” emanate nel novembre 2014 dal MATTM³, le cui conclusioni del punto 2 “Utilizzo dei dati di campo per la verifica dei risultati ottenuti con l'applicazione modellistica”, riportano quanto segue:

“a) si ritiene condivisibile l'utilizzo di dati derivanti da misure dirette (soil-gas e/o aria ambiente e/o camera di flusso, etc.) rappresentative del fenomeno studiato, per l'esclusione del percorso di volatilizzazione (fase di costruzione del modello concettuale del sito), per la verifica in itinere dei risultati dei modelli di calcolo dell'analisi di rischio e per il monitoraggio dell'efficienza/efficacia degli interventi di messa in sicurezza e bonifica sia in fase di esercizio che in fase di collaudo degli interventi. Le modalità di utilizzo di tali dati vengono definite nell'ambito dei singoli procedimenti sulla base delle indicazioni di ARPA e ASL, tenendo conto delle tempistiche previste dalla normativa vigente per la conclusione dei procedimenti stessi;

b) in casi complessi, allo scopo di garantire la rappresentatività dei dati di campo, dovranno essere adottate più linee di evidenza con campionamento di diverse matrici ambientali (ad es.: suolo, soil-gas, aria ambiente). A tal fine dovrà essere privilegiato il ricorso a tecniche di indagine per le quali sono stati già elaborati in ambito regionale o nazionale protocolli tecnici specifici da parte di enti di controllo o istituti scientifici nazionali competenti in materia”.

Un nuovo dispositivo di legge che tratta in specifico il tema dei punti vendita carburanti è il D.M. 31/2015 “Regolamento recante criteri semplificati per la caratterizzazione, messa in sicurezza e bonifica dei punti vendita carburanti, ai sensi dell'articolo 252, comma 4, del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152”. Tale Regolamento richiama espressamente in premessa l'Appendice V del manuale “Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi di rischio ai siti contaminati”, attribuendo una implicita legittimazione normativa al documento

¹ Voce aggiunta dall'art. 3, comma 4, D.L. 25 gennaio 2012, n. 2, convertito, con modificazioni, dalla L. 24 marzo 2012, n. 28.

² Istituto superiore di Sanità, prot. n. 0030600 del 20/08/2012.

³ Nota Prot.29706/TRI del 18 novembre 2014 – MATTM Direzione Generale per la Tutela del territorio e delle Risorse Idriche.

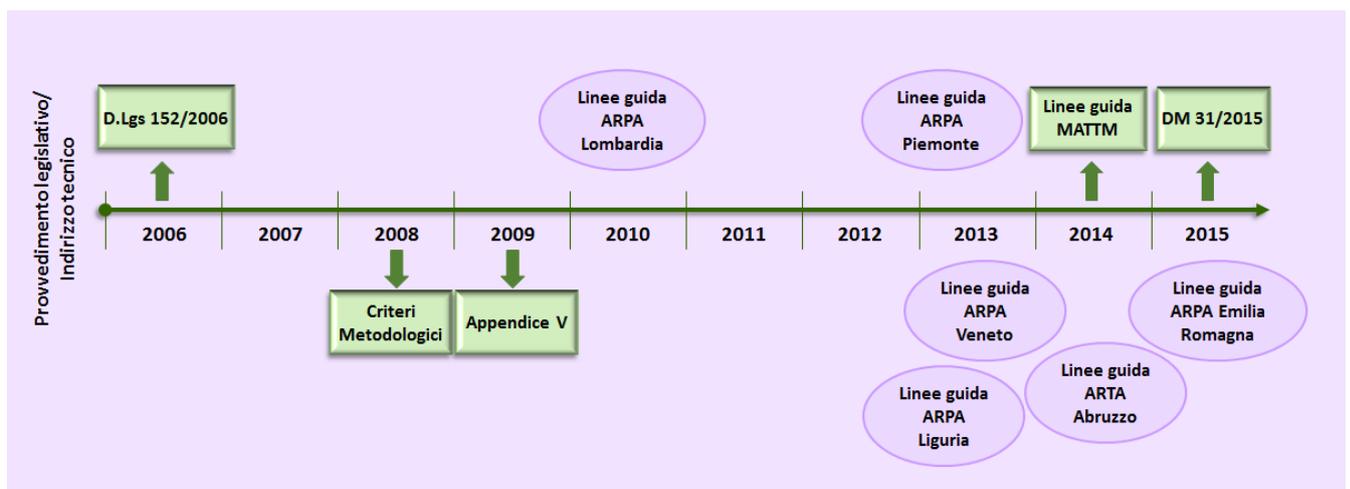
tecnico di riferimento prodotto dagli Istituti e dal sistema delle Agenzie ambientali. Nell'art. 3 c. 2 del Regolamento viene prevista la possibilità di effettuare, ad integrazione delle indagini dirette, altri tipi di verifiche, fra le quali vengono citate espressamente le misure di soil-gas. Nell'Allegato 2, in cui vengono forniti i Criteri semplificati per l'applicazione dell'AdR alla rete dei punti vendita carburanti, viene dedicato il § 2.3 alla valutazione del percorso di inalazione di vapori indoor e outdoor. All'interno di tale sezione il Regolamento inserisce le considerazioni sopra riportate contenute nei documenti di riferimento (Criteri metodologici e Appendice V), fornendo peraltro le stesse indicazioni tecniche sul numero minimo di punti e sulla profondità di indagine; introduce tuttavia una nuova indicazione tecnica sull'utilizzo dei dati derivanti dalle misure sperimentali di soil gas, affermando che tali dati possono essere utilizzati per il calcolo del rischio in modalità diretta (modalità già prevista dai documenti tecnici di riferimento), o per il calcolo degli obiettivi di bonifica (CSR).

Rispetto a tale ultima possibilità il Decreto invero non fornisce indicazioni procedurali su come realizzarla: pertanto poiché, secondo quanto sopra esposto, le CSR non possono essere stabilite per la matrice aeriforme, occorre fare un passaggio modellistico per pervenire dalla concentrazione accettabile nel gas interstiziale alla CSR nella matrice suolo, sottosuolo o acqua sotterranea (tale passaggio che avviene utilizzando i modelli analitici di AdR sta proprio alla base della necessità di introdurre un approccio sperimentale supportato da misure di aeriformi in campo).

Parallelamente allo svilupparsi del panorama normativo sulla matrice aeriformi applicata ai siti contaminati, in conseguenza del crescente numero di siti oggetto di procedimento di bonifica interessati dall'esecuzione di misure sperimentali di aeriformi, a partire dal 2010 alcune Agenzie ambientali regionali (Arpa Lazio, ARPA Liguria, ARPA Lombardia, ARPA Piemonte, ARPA Veneto, ARPAE Emilia Romagna ed ARTA Abruzzo) hanno cominciato a pubblicare proprie linee guida e procedure operative, valide a livello regionale, nel tentativo di definire quegli elementi di buona pratica che devono essere seguiti nella progettazione e nell'esecuzione di questo tipo di indagini, spingendosi in alcuni casi a definire le principali regole di utilizzo del dato nell'ambito del procedimento di bonifica.

Per avere un'idea nel tempo dello sviluppo della normativa tecnica e della predisposizione dei principali manuali/linee guida si veda la successiva Fig.1.

Figura 1 – Sviluppo temporale della normativa e dei principali manuali/linee guida che riguardano il monitoraggio dei vapori



1 SOSTANZE DI INTERESSE PER IL PERCORSO DI VOLATILIZZAZIONE

Le sostanze di interesse per il monitoraggio dei vapori ai fini dell'Analisi di Rischio sono in generale quelle per cui è attivabile il percorso di volatilizzazione dal suolo e/o dalle acque di falda.

In accordo con quanto riportato nella Banca Dati ISS-INAIL del marzo 2018 (ISS-INAIL, 2018) sono state definite come VOC (Volatile Organic Compound - Composti Organici Volatili) le sostanze che soddisfano i seguenti criteri:

- escludere il percorso di volatilizzazione da suolo insaturo/saturo per le specie chimiche la cui pressione di vapore risulta inferiore a $1,0E-06$ kPa (= $7,5E-06$ mm Hg) (Harkov, 1989);
- per le specie chimiche, che non soddisfano quanto sopra, adottare il criterio USEPA (USEPA, 2015), modificato a favore di cautela, ossia attivare il percorso di inalazione di vapori se:
 - la pressione di vapore è maggiore di $0,075$ mm Hg⁴ (10 Pa), oppure
 - la Costante di Henry è maggiore di $1,0E-05$ atm x m³/mol.

Il suddetto criterio è stato applicato a tutte le specie chimiche della banca dati, ad eccezione degli idrocarburi, per i quali, in accordo con quanto contenuto nel documento (MADEP, 2009), si ritiene opportuno attivare il percorso di "inalazione di vapori" per le classi di idrocarburi aromatici e alifatici $C \leq 12$.

Ovviamente, nel caso di presenza nel suolo saturo e/o insaturo di composti idrocarburici $C > 12$, saranno ricercate le frazioni $C \leq 12$ nei gas interstiziali, anche nel caso in cui tali frazioni non siano presenti nei due comparti ambientali di cui sopra.

Alla luce dei criteri precedenti, le sostanze di interesse per l'attivazione del percorso di volatilizzazione sono quelle indicate nella Banca Dati ISS-INAIL 2018 (ISS-INAIL 2018) ed elencate in Allegato 1.

Gli specifici contaminanti da ricercare durante i monitoraggi devono in ogni caso essere individuati tenendo conto delle caratteristiche sito-specifiche dell'area in studio, valutando le attività svolte in passato o ancora in essere sul sito e considerando anche i relativi sottoprodotti.

2 METODICHE ANALITICHE

Per quanto riguarda le indicazioni sugli aspetti analitici si rimanda al documento "Metodiche analitiche per le misure di aeriformi nei siti contaminati".

⁴ Come limite per la pressione di vapore si è assunto, a favore di cautela, il valore presente nel D.Lgs. 152/2006 (pari a $0,075$ mm Hg), anziché il valore proposto dall'USEPA (pari a 1 mm Hg).

3 IL MONITORAGGIO DEGLI AERIFORMI NEI SITI CONTAMINATI E L'APPROCCIO PER LINEE DI EVIDENZA

In generale le misure di aeriformi sono utilizzate nell'ambito dei procedimenti di bonifica dei siti contaminati sia in fase di indagine preliminare/caratterizzazione ambientale, sia per l'esecuzione dell'AdR, sia per la progettazione degli interventi che della loro verifica.

In Tabella 1 è indicato l'utilizzo delle misure di aeriformi nell'ambito del procedimento di bonifica.

Tabella 1 – Ambiti procedurali di utilizzo delle misure di vapori

Fase del procedimento di bonifica	Utilizzo delle misure di aeriformi
Indagine preliminare/caratterizzazione	Indagine qualitativa per ubicare correttamente le indagini geognostiche
Analisi di Rischio	Esclusione del percorso di migrazione degli inquinanti volatili
	Misura delle concentrazioni di composti volatili nella sorgente di contaminazione
	Misura dei livelli di composti volatili a cui sono esposti i recettori
	Verifica dei valori attesi da modelli di simulazione
Bonifica/Messa in sicurezza	Misura dell'efficacia di interventi di bonifica sulle fonti di composti volatili (es. soil vapour extracion)
	Verifica dell'efficacia di interventi di mitigazione del percorso di volatilizzazione (es. barriere ai vapori)

Le tecniche di campionamento degli aeriformi utilizzate nei siti contaminati sono differenti sia per tipologia sia per risultati ottenuti.

Il *soil gas survey*, che consiste in un campionamento attivo dei gas del suolo mediante l'installazione di sonde di campionamento adeguatamente progettate (cfr. Appendice A "Prelievo di gas interstiziali - *soil gas survey* - in modalità attiva"), permette di misurare le concentrazioni dei composti volatili nel suolo generalmente in corrispondenza della sorgente di contaminazione oppure in prossimità del bersaglio.

L'utilizzo della camera di flusso (*flux chamber*) (cfr. Appendice B "Misure di flusso - *flux chamber*"), invece, permette di determinare il flusso di massa degli inquinanti volatili emessi dal suolo.

Infine le misure in aria consentono di determinare l'effettiva concentrazione dei composti volatili nell'aria ambiente (indoor o outdoor) alle quali sono esposti i bersagli.

Poiché le diverse tipologie di monitoraggio misurano grandezze differenti (flusso, concentrazioni), spesso i risultati sono difficilmente confrontabili, inoltre ognuna delle tecniche presenta differenti vantaggi e diverse limitazioni e/o criticità applicative ed occorre effettuare, nei casi più complessi, un monitoraggio integrato basato su più linee di evidenza.

La pianificazione delle indagini, la selezione delle tipologie di misure da effettuare deve in primo luogo tener conto delle finalità del campionamento. Non meno importante è la definizione del modello concettuale della contaminazione per definire sia l'ubicazione dei punti di campionamento che le modalità di campionamento.

Nel presente documento si farà riferimento in particolare all'utilizzo delle misure di aeriformi nell'ambito dell'AdR, in particolare quando l'AdR effettuata a partire dai dati relativi ai terreni e/o alle acque sotterranee (per il percorso di volatilizzazione) dia risultati non conformi ai criteri di accettabilità previsti per legge.

3.1 La migrazione dei vapori e la sua valutazione all'interno dell'Analisi di Rischio

Nell'AdR, per il recettore uomo, il percorso di esposizione spesso più critico riguarda l'inalazione di vapori di inquinanti volatili provenienti dal sottosuolo. Il rischio associato all'inalazione di vapori è funzione della concentrazione dei contaminanti attesa in aria indoor e/o outdoor ($C_{\text{aria ambiente}}$) e dovuta all'emissione di sostanze volatili presenti nelle sorgenti di contaminazione nei terreni e/o nelle acque di falda.

Le concentrazioni di VOC presenti nel suolo insaturo possono migrare in ambiente aperto o confinato sotto l'influenza di molte variabili connesse alle proprietà chimico-fisiche dei composti volatili stessi, alle caratteristiche geologiche e idrogeologiche, alle condizioni meteo/climatiche ed alla presenza di elementi infrastrutturali e pavimentazioni del sito oggetto di studio. Le caratteristiche geologiche e idrologiche locali sono elementi essenziali da valutare ai fini di una corretta progettazione di campagne di monitoraggio di gas interstiziali e di misure di aria all'interfaccia suolo-atmosfera in quanto la presenza di terreni a bassa permeabilità o falde superficiali possono impedire la libera circolazione gassosa nel suolo a causa della mancanza di vuoti interconnessi (porosità efficace) nel terreno ovvero possono definirsi delle aree con flussi preferenziali. Tali aspetti vengono descritti nei paragrafi seguenti che individuano i criteri di ubicazione (§ 4) ed i fattori meteorologici influenti (§ 5).

In sintesi i due meccanismi principali del trasporto di sostanze volatili nel suolo sono (Fig. 2) la diffusione (per gradiente di concentrazione) e l'avvezione (per gradiente di pressione).

Il trasporto per diffusione dovuto ad un gradiente di concentrazione è in generale sempre presente, mentre l'importanza del trasporto avvevivo è influenzata da diversi fattori ambientali che condizionano anche la partizione tra i diversi stati di fase, ed in particolare in risposta a:

- fluttuazioni di pressione: variazioni giornaliere (giorno/notte) dovute a temperatura, umidità e pressione atmosferica dell'ordine di pochi millibar e variazioni a lungo termine che derivano da condizioni climatiche a scala più ampia, dell'ordine delle decine di millibar. Gli effetti di tali variazioni si risentono soprattutto negli strati superficiali di terreno e in generale la zona di influenza aumenta all'aumentare dello spessore dell'insaturo e della permeabilità del mezzo;
- oscillazioni del livello di falda: il contributo è importante se la falda è molto superficiale, se le variazioni sono repentine e significative e se la permeabilità del mezzo è elevata;
- produzione di gas derivanti dalla degradazione di sostanza organica: i processi di respirazione e di degradazione di composti organici causano aumenti di volume di gas nel suolo che, qualora siano significativi, possono determinare un flusso avvevivo;
- negli ambienti indoor, per gli impianti di aspirazione, riscaldamento e ventilazione, nonché per effetto camino legato a differenze di temperature tra ambiente chiuso ed aperto.

In generale anche gradienti di pressione relativamente piccoli possono generare flussi significativi di tipo avvevivo. Tuttavia al diminuire della pressione, della granulometria (diametro medio dei pori) o della saturazione del gas nei pori (ovvero all'aumento del grado di saturazione dell'acqua) oppure all'approfondirsi della sorgente, il flusso avvevivo si riduce lasciando il posto a quello diffusivo che può diventare predominante (Auer et al., 1996, De Jong, 1973, Chiodini et al. 1998, Etiope et al., 2002, Choi, 2002, Luo et al., 2006, Etiope, 2009, Rey et al., 2012, CRC CARE, 2013).

Un altro meccanismo importante è la miscelazione del flusso di contaminanti dal suolo con l'aria indoor e outdoor, che nel caso in cui l'aria ambiente con cui si miscela il flusso dal suolo sia priva di contaminazione (ipotesi generalmente verificata) determina una diluizione delle concentrazioni.

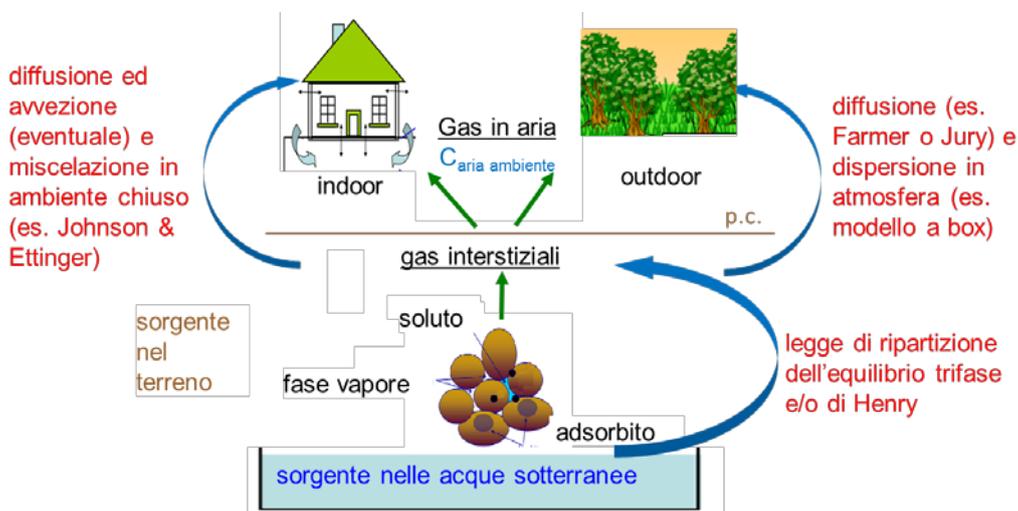
L'elemento forzante della miscelazione in ambiente outdoor è la presenza di vento, mentre in ambiente indoor è la frequenza del ricambio di aria all'interno dello spazio chiuso. Un altro elemento importante che governa il fenomeno è il volume di aria in cui avviene la miscelazione. In ambiente indoor tale volume corrisponde allo spazio chiuso direttamente a contatto con il flusso emissivo: il piano terra o il piano interrato dell'edificio a contatto con il terreno o, nel caso di vie preferenziali di migrazione verso i piani superiori (es. presenza di camini o di condotte d'aria che collegano tutti i piani dell'edificio), gli spazi chiusi interessati da tali percorsi di migrazione. In ambiente outdoor il volume d'aria in cui avviene la miscelazione dipende dalle condizioni atmosferiche (cfr § 5) che possono favorire o limitare il moto verso l'alto dei vapori contaminati.

Figura 2 – Modello concettuale della migrazione dei gas del suolo



All'interno dell'AdR sito-specifica per il calcolo delle CSR, come indicato in Fig. 3, la stima di Caria ambiente viene usualmente condotta a partire dai dati di concentrazione rilevati nelle sorgenti secondarie (terreno/falda) mediante l'applicazione di modelli matematici che si basano sulla legge di ripartizione di fase, nel caso di contaminazione adsorbita al terreno, o direttamente sulla legge di Henry nel caso di contaminazione disciolta. Definita la concentrazione all'equilibrio nella fase gassosa, presente nei vuoti interstiziali, vengono poi applicati modelli differenti, di tipo analitico, nel caso vi sia un'emissione di vapori in ambiente esterno (outdoor) o un'intrusione in ambienti confinati (indoor).

Figura 3 – Schema rappresentativo dell'equilibrio di ripartizione della contaminazione e fenomeni di trasporto utilizzati nell'AdR per definire la concentrazione in aria ($C_{aria\ ambiente}$)



Nel primo caso possono essere utilizzati per il trasporto fino a piano campagna (p.c.) i modelli di Farmer (1978 e 1980) o di Jury (1990), seguiti dal modello di dispersione atmosferica a box, mentre nel secondo direttamente il modello di Johnson & Ettinger (1991) che include anche eventuali valutazioni di avvezione in ambienti confinati, così come indicato nei Criteri metodologici di ISPRA (ex-APAT) del 2008.

Tali modelli sono tuttavia basati su ipotesi semplificative, spesso non sito-specifiche, poco rappresentative del sottosuolo e della dispersione in aria e, mediante l'uso di dati soggetti ad elevata incertezza, forniscono previsioni non sempre rappresentative della realtà.

3.2 Le linee di evidenza

In alternativa alle soluzioni modellistiche proposte all'interno dell'AdR è possibile effettuare misure dirette di campo per ottenere risultati il più possibile aderenti alle condizioni reali. In Tabella 2 sono indicate le finalità delle diverse tipologie di monitoraggio degli aeriformi ed i modelli da utilizzare, dove necessario, per definire la concentrazione al recettore ovvero $C_{\text{aria ambiente}}$.

Tabella 2 – Caratteristiche delle diverse tipologie di monitoraggio vapori

Tipologia di monitoraggio	Risultato del monitoraggio	Modelli sostituiti	Modelli da combinare per la stima delle concentrazioni in aria
monitoraggio dei gas interstiziali	concentrazione nei gas interstiziali	equilibrio di ripartizione	calcolo del flusso in aria ambiente miscelazione in aria ambiente
misure di flusso	flusso di massa emesso dal suolo	equilibrio di ripartizione calcolo del flusso in aria ambiente	miscelazione in aria ambiente
misure in aria	concentrazione in aria ambiente	equilibrio di ripartizione calcolo del flusso in aria ambiente miscelazione in aria ambiente	nessuno

Ognuna delle tipologie di monitoraggio presenta punti di forza e punti di debolezza.

Il monitoraggio dei gas interstiziali consente di determinare la concentrazione reale di sostanze volatili nei gas del suolo, permettendo di by-passare il primo passaggio dell'approccio modellistico ovvero la simulazione degli equilibri di fase. Tuttavia la necessità di un campionamento attivo dei gas determina di fatto l'alterazione dell'equilibrio reale all'interno dell'orizzonte di suolo indagato.

In Tabella 3 sono indicati i punti di forza e i punti di debolezza del monitoraggio dei gas interstiziali.

Tabella 3 – Vantaggi e svantaggi del monitoraggio di gas interstiziali

Monitoraggio dei gas interstiziali	
<i>Punti di forza</i>	<i>Punti di debolezza</i>
E' una tecnica consolidata da anni in ambito bonifiche	Può dare problemi nel caso di necessità di campionamenti superficiali (< 1 m da p.c.) come nel caso di falda contaminata affiorante
Consente di individuare la presenza e le concentrazioni delle frazioni volatili all'interno della sorgente di contaminazione	Non consente direttamente la quantificazione dell'emissione di vapori contaminati verso gli ambienti outdoor/indoor, ma necessita dell'implementazione di modelli di trasporto
Consente di effettuare una mappatura dei profili di concentrazione di volatili all'interno dell'insaturo in suolo profondo (da 1 m da p.c.) per la valutazione dei gradienti di concentrazione, lungo la verticale, e di eventuali fenomeni di biodegradazione	Non consente la valutazione dell'entità dei fenomeni di avvezione (con i modelli analitici previsti dai Criteri metodologici, 2008)
Consente di quantificare l'eventuale accumulo di vapori contaminati in corrispondenza di orizzonti impermeabili, al di sotto di pavimentazioni, di impermeabilizzazioni e di edifici	Non consente di quantificare direttamente le concentrazioni attese in aria indoor/outdoor al fine di valutare l'esposizione dei recettori
	Sono misure localizzate e pertanto richiedono l'ubicazione di più sonde in funzione delle indicazioni sulle vie preferenziali di migrazione e sulla variabilità spaziale del fenomeno emissivo

L'utilizzo delle camere di flusso o flux chamber (CF) permette di quantificare direttamente il flusso emissivo di vapori verso p.c., lasciando alla parte modellistica solo la dispersione in atmosfera o eventualmente, seppur applicate raramente per casi indoor, miscelazione in ambienti confinati. In Tabella 4 sono indicati i punti di forza e i punti di debolezza del monitoraggio con camere di flusso.

Tabella 4 – Vantaggi e svantaggi del monitoraggio con camera di flusso

Monitoraggio con camera di flusso (flux chambers)	
<i>Punti di forza</i>	<i>Punti di debolezza</i>
Consente di valutare la migrazione di vapori contaminati dal suolo (incluso tutte le componenti di trasporto)	E' una tecnica poco consolidata in ambito di bonifiche ed esistono diverse tipologie di camere, alcune delle quali ancora non sufficientemente testate
Può essere utilizzata nel caso di sorgenti di contaminazione superficiali (< 1 m da p.c.)	Sono misure estremamente localizzate (puntuali) e pertanto in assenza di valutazioni sulle vie preferenziali di migrazione e sulla variabilità spaziale del fenomeno emissivo potrebbero dare risultati non sufficientemente rappresentativi
Può confermare o escludere la migrazione delle sostanze volatili verso gli ambienti indoor/outdoor	Nel caso di presenza di più matrici contaminate (suolo e/o falda) non consente di distinguere il contributo delle diverse fonti
L'uso di camere di accumulo consente di effettuare una mappatura del sito e di individuare i punti a flusso significativo	Può essere poco rappresentativo nel caso di monitoraggio indoor e più in generale nel caso di superfici pavimentate per la difficoltà in questi casi di determinare le zone con reale presenza di flusso emissivo (fessurazioni, vie preferenziali di migrazione)
	Non consente di quantificare direttamente le concentrazioni attese in aria indoor/outdoor al fine di valutare l'esposizione dei recettori in quanto necessita dell'utilizzo di modelli di miscelazione in aria ambiente.

Infine è possibile effettuare delle misure dirette di concentrazione in aria ambiente, che eliminano l'incertezza modellistica.

Le misure in aria ambiente possono avere due principali finalità che condizionano in maniera importante la progettazione delle stesse:

- valutazione della presenza e dell'entità del trasporto di vapori verso gli ambienti indoor/outdoor (valutazione ambientale);
- valutazione dell'esposizione dei recettori alle sostanze inquinanti provenienti dal suolo (valutazione esclusivamente sanitaria).

E' pertanto necessario che la progettazione delle indagini tenga conto della finalità della valutazione per poter utilizzare i risultati ai fini della definizione di eventuali necessità di intervento.

Tuttavia anche le misure in aria presentano punti di forza e di debolezza che sono sintetizzati in Tabella 5.

Tabella 5 – Vantaggi e svantaggi del monitoraggio di aria ambiente

Monitoraggio aria ambiente	
<i>Punti di forza</i>	<i>Punti di debolezza</i>
Presenta minori difficoltà operative rispetto ai monitoraggi di gas dal suolo e alle misure di flusso	Nel caso di presenza di fonti di emissione di vapori diverse da suolo o falda contaminati, è fortemente influenzato dalla presenza di background (es. aree industriali attive)
I risultati dei monitoraggi possono essere utilizzati direttamente per la valutazione dell'esposizione e del rischio senza l'ausilio di modelli	Nel caso di presenza di più matrici contaminate (suolo e/o falda) non consente di distinguere il contributo delle diverse fonti
Il campionamento può essere di lunga durata (giorni, settimane)	Rispetto alle altre tecniche di monitoraggio, i monitoraggi in aria outdoor, in particolare, risentono molto della variabilità atmosferica e dalle condizioni meteorologiche al contorno, risultando talvolta poco significativi
In ambienti indoor risente meno delle variazioni giornaliere/stagionali	Rispetto alle altre tecniche di monitoraggio, è più difficile stabilire correlazioni tra i risultati ottenuti in aria e le contaminazioni registrate nei terreni pertanto non consentono di definire/valutare strategie di intervento sulle fonti di contaminazione (MISO e/o bonifica)

Alla luce delle criticità legate a ciascuna delle tipologie di monitoraggio e sulla base delle esperienze maturate all'interno del SNPA, per ora più mature e consolidate sul monitoraggio dei gas interstiziali nell'ambito della gestione dei siti contaminati, anche alla luce della strumentazione ad oggi più facilmente reperibile, il GdL ha focalizzato principalmente le linee guida sul *soil gas survey* in modalità attiva che viene quindi proposta come scelta prioritaria di tipologia di monitoraggio.

L'utilizzo di altre tipologie di monitoraggio (misure di flusso, misure in aria) è previsto nei seguenti casi:

- non sia possibile o significativo effettuare misure di gas interstiziali sulla base delle indicazioni riportate nel seguente documento (e relative appendici);
- il sito presenti problematiche di contaminazione estremamente complesse tali da necessitare di un monitoraggio integrato con più tecniche in parallelo (approccio per linee di evidenza) secondo quanto indicato nel Documento MATTM "Linee Guida per l'applicazione dell'Analisi di Rischio sito-specifica" del 2014 con integrazione del gennaio 2015 (MATTM 2014-2015).

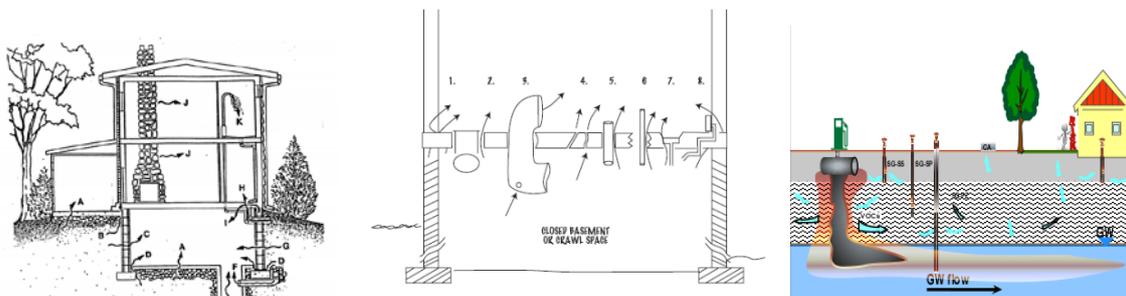
In ogni caso la possibilità di utilizzare altre tipologie di monitoraggio rispetto al soil gas survey deve essere preventivamente concordata con gli Enti di Controllo.

4 CRITERI DI UBICAZIONE DEI PUNTI DI CAMPIONAMENTO

Il numero e l'ubicazione dei punti di monitoraggio deve essere deciso sulla base del modello concettuale ed in funzione dell'obiettivo dell'indagine. È quindi importante effettuare, in fase di progettazione della campagne di monitoraggio, una ricostruzione storica del sito, esaminando l'eventuale documentazione disponibile relativa alle attività lavorative impattanti svolte in passato o ancora in essere, ed una valutazione sia degli elementi antropici presenti sull'area (quali sottoservizi, serbatoi d'accumulo...) sia degli aspetti naturali (ad esempio variazioni litostratigrafiche) che possono costituire delle vie preferenziali di migrazione dei gas interstiziali.

In particolare, per ambienti antropizzati, la collocazione dei punti di monitoraggio deve tenere in considerazione la presenza di percorsi preferenziali di trasporto nel sottosuolo per la presenza di falle in sottoservizi, pozzetti interrati, fondazioni e pavimentazioni; in casi estremi, i vapori possono accumularsi in ambienti confinati raggiungendo livelli di concentrazione tali da comportare rischi immediati per la sicurezza (es. esplosioni per metano o altre miscele esplosive e anossia per anidride carbonica), rischi acuti per la salute umana (es. intossicazioni) o problemi organolettici (es. cattivi odori) (cfr Fig. 4, tratta da USEPA 1993 e 2008, ARTA Abruzzo, 2014).

Figura 4 – Principali vie d'intrusione dei gas dal suolo



Qualora l'indagine sui vapori intervenga dopo la caratterizzazione, nella proposta di indagine potrà essere prevista un'ubicazione ragionata dei punti di campionamento che tenga conto delle sorgenti di contaminazione nelle matrici suolo, sottosuolo e acque sotterranee, dei bersagli individuati nonché della presenza di aree che possano presentare una significatività particolare dal punto di vista ambientale.

L'uso di una griglia di campionamento può invece essere la strategia più idonea a valutazioni effettuate in fase di caratterizzazione oppure a integrazione della stessa.

Si ritiene auspicabile suddividere la superficie del sito su idonea base cartografica per aree omogenee in funzione di: granulometria, porosità e permeabilità del terreno; tipologia di pavimentazione; soggiacenza della falda (per aree estese o con falde locali sospese presenti solo in alcune parti del sito); spessore della frangia capillare e tipologia del contaminante. La distribuzione dei punti di controllo deve essere proporzionale alla estensione di ogni singola area.

Il numero di punti deve essere deciso caso per caso sulla base delle caratteristiche del sito e, per l'esposizione indoor, in funzione dello stato degli edifici oggetto di indagine (caratteristiche costruttive, presenza di piani interrati o pavimentazioni danneggiate, presenza di pozzetti di raccolta o fosse di ascensori, ecc...). I punti di campionamento devono essere in numero minimo di 3 e, per aree outdoor di grandi dimensioni, si suggerisce di prevedere almeno 1 punto di campionamento ogni 2500 m² (50 m x 50 m).

L'ubicazione deve tenere in considerazione anche la posizione di possibili recettori sensibili (si ricorda che il percorso di inalazione indoor viene influenzato anche dalle sorgenti collocate

entro 30 m dal perimetro dall'edificio, per convenzione ridotto a 10 m nel caso di siti con Punti Vendita Carburanti).

In merito alla valutazione del rischio da inalazione indoor tramite sonde di soil gas, il numero di punti di controllo può essere definito anche in base alle dimensioni dell'edificio, come suggerito nella in Tabella 6 (NJDEP, 2018).

Tabella 6 – Indicazioni sulla definizione del numero di indagini di soil gas survey in ambienti indoor

Dimensione dell'edificio (m ²)	Numero di punti di monitoraggio (sonde outdoor o sotto soletta)
fino a 140	2
da 140 a 450	3
da 450 a 900	4
da 900 a 1.800	5
da 1.800 a 4.500	6
da 4.500 a 23.000	8
da 23.000 a 90.000	10
> 90.000	> 12

Solo per i siti più complessi, in cui si hanno insufficienti informazioni sulle caratteristiche della distribuzione della contaminazione e della geologia del sito, è possibile procedere ad una definizione dei punti supportata da misure con camera di flusso non stazionaria “di accumulo” (cfr. Appendice B). La scelta dei punti di campionamento deve avvenire procedendo per progressive fasi di approfondimento prevedendo:

- individuazione preliminare dei punti di controllo, applicando il principio di prossimità geometrica ai sondaggi/piezometri con contaminazione più significativa ed ai bersagli (richiamati entrambi in seguito come punti di attenzione);
- eventuale screening di concentrazione e flusso di COV e CO₂ con camera di flusso non stazionaria “di accumulo”, nell’intorno di 2,5/5 m da tali punti di attenzione;
- qualora non si rilevino valori significativi del flusso nei punti definiti in precedenza, procedere alle verifiche con camere di flusso non stazionarie “di accumulo” ampliando progressivamente il lato della maglia fino a 50 m, al fine di verificare la presenza/assenza di flussi significativi (cfr Fig. 5);
- nei siti con presenza di scenari di esposizione e contaminazioni molto rilevanti, in cui si abbiano dubbi sul modello concettuale del sito, si suggerisce di procedere alla estensione delle misure di flusso ad almeno 50 punti nell’intera area del sito, ed alla elaborazione di mappe di isoflusso (cfr Fig. 6).

Figura 5 – Schema di individuazione dei punti di monitoraggio per casi complessi

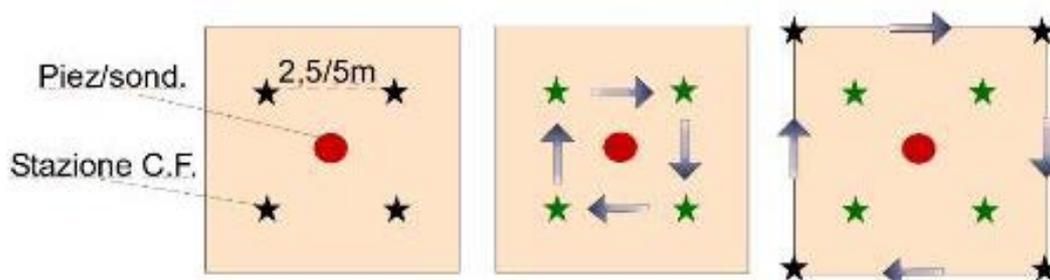


Figura 6 – Esempio di mappa di isoflussi di CO₂ e COV determinati con camera di accumulo



Tra tutti i punti di controllo risultati significativi per flusso ed in cui effettuare i campionamenti ne saranno selezionati, in base alle dimensioni del sito, un numero non inferiore a tre da aumentare in funzione dell'estensione dell'area, indicativamente di 1 punto ogni 2500 m² (50 m x 50 m).

In ogni caso, il documento di progettazione del monitoraggio degli aeriformi redatto da parte del proponente deve sempre essere adeguatamente supportato da argomentazioni e documentazione tecnica che contenga le motivazioni che hanno portato alla proposta, indicando vantaggi e svantaggi delle tecniche di monitoraggio indicate per il sito in studio.

5 INFLUENZA DEI PARAMETRI METEOCLIMATICI E AMBIENTALI

Alcuni fattori atmosferici e stagionali possono condizionare i valori di concentrazione dei vapori nei gas interstiziali e quindi gli esiti dei monitoraggi. Si fa riferimento a fattori meteorologici quali temperatura, pressione atmosferica, contenuto di frazione organica nel terreno, livello di falda e più in generale umidità, irrigazione e precipitazioni, intensità e direzione del vento ed irraggiamento solare.

5.1 Temperatura

Per quanto riguarda la temperatura, in generale l'aria atmosferica più calda accumula più umidità dal suolo ed aumenta quindi gli spazi destinati ai gas nelle porosità del suolo, favorendo così l'emissione di soil gas. Non sono comunque ad oggi state individuate delle condizioni critiche, ovvero quelle condizioni nelle quali il flusso emissivo di vapori è maggiore. Le condizioni meteorologiche idonee per la misura degli aeriformi devono presentare temperature non inferiori a 0°C e non superiori a 50°C. Le basse temperature possono produrre congelamento/condensazione del vapore acqueo, limitando la migrazione del soil gas e causando la diluizione del contaminante; temperature inferiori a 0°C possono causare l'interruzione del percorso dei gas a causa della formazione di ghiaccio soprattutto nel top soil (ISO 18400-204, 2017). Già a temperature sopra i 30°C si possono rilevare funzionamenti non corretti della strumentazione portatile che sarà necessario proteggere dagli agenti atmosferici.

Questo parametro è particolarmente significativo nel caso di monitoraggio con camere di flusso, in cui l'innalzamento di temperatura nella camera, in giorni caldi e soleggiati, può essere anche generato dal riscaldamento della superficie prima del posizionamento della camera che comporta un aumento della temperatura interna dovuto alla convezione del calore. Inoltre nel caso di suolo particolarmente umido un incremento di temperatura può generare condensa all'interno della camera rischiando di portare in solubilizzazione, sulle sue pareti, i composti di interesse, causando delle sottostime di flussi campionati.

5.2 Pressione

La pressione atmosferica è definita come il peso della massa atmosferica per unità di superficie e viene misurata con barometri collocati in prossimità del suolo; l'unità di misura del sistema internazionale è il Pascal (Pa) ma in meteorologia si utilizza spesso il millibar, coincidente con 100 Pascal (1 mbar = 1 hPa).

La pressione influenza le condizioni meteorologiche: quella alta favorisce il bel tempo ed è caratterizzata da aria caldo-umida, meno densa, quella bassa invece comporta l'arrivo e la permanenza del cattivo tempo, ed è costituita da aria fredda e asciutta, più densa.

Nello specifico l'alta pressione, con valori indicativamente superiori a 1013 mbar, favorisce il bel tempo (ISO 18400-204, 2017), mentre la bassa pressione, con valori inferiori a 1013 mbar, favorisce l'arrivo e la permanenza di cattivo tempo (perturbazioni).

Il peso dell'aria (intesa come atmosfera sovrastante un sito) varia in base a diversi fattori tra i quali l'altitudine, la temperatura ed il grado di umidità.

La densità dell'aria in particolare diminuisce con l'aumentare della temperatura e dell'umidità: l'aria più fredda e asciutta risulta dunque più "pesante" di quella calda e umida. Questa differenza di densità genera la comparsa di "fronti", quando masse d'aria di origine diversa, e quindi di diversa temperatura e umidità, si incontrano in atmosfera. Essi tendono a non mescolarsi ma a salire uno sull'altro (fronte caldo, in cui l'aria caldo umida sale su quella

fredda e asciutta) dando origine a piogge diffuse oppure a insinuarsi una sotto l'altra (fronte freddo, in cui l'aria fredda e asciutta solleva quella caldo umida) dando origine a temporali.

La presenza di condizioni di alta pressione produce una minor emissione dei gas dal suolo e si consiglia pertanto di effettuare i monitoraggi all'interfaccia suolo/aria in giornate in cui si registrano condizioni di pressione atmosferica con una tendenza stazionaria o in diminuzione. In situazioni di rapida variazione della pressione è opportuno acquisirne l'andamento nel corso dei campionamenti/misure per valutarne l'influenza sulle misure.

5.3 Umidità

Un tenore di umidità elevata riduce il numero dei pori a disposizione per il passaggio dei vapori ed influenza significativamente il campionamento del soil gas (nel suolo umido si riscontra una bassa permeabilità del soil gas, mentre nel suolo secco un'alta permeabilità del soil gas), ed inoltre altera la solubilità dei gas e l'attività biologica.

Il suolo secco favorisce il movimento verticale dei gas, non solo perché ne aumenta la permeabilità, ma anche perché generalmente si creano crepe nel terreno che costituiscono vie preferenziali. L'umidità del suolo è legata anche alla presenza della frangia capillare, che è la zona posta al di sopra della falda e ad essa legata idraulicamente, nella quale i pori sono quasi interamente occupati da acqua capillare, con coefficienti di saturazione anche superiori il 75%. Lo spessore della frangia capillare è riportato in Tabella 7 (ISPRA, ex-APAT, 2008) e varia in funzione della litologia, aumentando dai terreni più grossolani a quelli più fini.

Tabella 7 – Spessore della frangia capillare in funzione della tessitura del suolo

Tessitura	Spessore della frangia capillare [m]
sand	0,1
loamy sand	0,188
sandy loam	0,25
sandy clay loam	0,29
loam	0,375
silt loam	0,682
clay loam	0,469
silty clay loam	1,339
silty clay	1,92
silt	1,63
sandy clay	0,3
clay	0,815

Si segnala che la strumentazione portatile utilizzata per effettuare le misure di campo degli aeriformi deve essere dotata di adeguati dispositivi di protezione. Nei contraddittori si suggerisce di effettuare tra le parti una verifica preliminare dell'allineamento delle misure rilevate con strumentazione portatile.

In generale si segnala che la presenza di terreni umidi può causare condizioni di assenza di flusso o flusso basso: in tali condizioni deve essere interrotto il campionamento. Per ridurre gli effetti dell'umidità, in particolare per le camere di flusso, è utile ridurre i tempi di campionamento e per valutare gli effetti di diluizione generati dal vapore acqueo si suggerisce di misurare sempre le variazioni di umidità all'interno della camera.

5.4 Precipitazioni ed irrigazione

L'infiltrazione nel suolo delle acque di pioggia occlude i pori del terreno ed impedisce il passaggio dei vapori. Pertanto, a seguito di eventi meteorici significativi, indicativamente di intensità superiore ai 13 mm/d (CalEPA, 2015) a causa del riempimento dei pori del terreno con l'acqua meteorica, si verifica una riduzione della presenza di soil gas con conseguente spostamento dello stesso a maggiori profondità.

In generale si raccomanda inoltre di effettuare il campionamento dei gas interstiziali dopo almeno 36 ore di tempo secco; si ritiene opportuno svolgere i campionamenti dopo un tempo minimo di almeno 48 ore nel caso di verificarsi di un evento meteorico significativo, anche attendendo 4-5 giorni dopo il verificarsi di piogge molto intense.

Là dove le condizioni lo consentono, sarebbe comunque preferibile attendere, prima del campionamento, un tempo pari a quello riportato in Tabella 8 che, in relazione alle tipologie di terreno ed alla stagione, riporta, i tempi di svuotamento di una colonna di suolo di 1,5 m, calcolati con l'ausilio del software gratuito CRITERIA (http://www.arpa.emr.it/dettaglio_documento.asp?id=708&idlivello=64).

Tabella 8 – Calcolo dei tempi di attesa per il monitoraggio degli aeriformi a seguito di un evento meteorico di intensità $i=13$ mm/giorno, svolto col software CRITERIA

$i = 13$ mm/giorno

Stagione Terreno	Giorni di attesa prima del campionamento del soil gas			
	Inverno	Primavera	Estate	Autunno
Sabbioso	2	2	2 6**	3
Limoso	3	3	3 6**	6
Argilloso	NA	NA	NA	NA

** : tempo di attesa dopo acquazzone estivo $i > 100$ mm/giorno;

NA: modellizzazione non applicabile a tale tipologia di suolo.

Nel caso di aree verdi irrigate, è necessario interrompere l'uso di acqua almeno 5 giorni prima del campionamento (CalEPA, 2015).

Nel caso di punti di monitoraggio ubicati all'interno di aree coperte, come edifici o tettoie (non in prossimità del perimetro delle stesse), è possibile campionare anche dopo eventi piovosi (CalEPA, 2015); in presenza di soil gas in aree outdoor ben pavimentate (in assenza di evidenze di fessurazioni/discontinuità) è ammissibile ridurre i tempi di attesa dopo eventi piovosi.

5.5 Vento

Il vento è un fattore ambientale che influenza l'emissione di inquinanti a p.c.; in giorni ventosi all'esterno della porzione di suolo isolata dalla camera l'emissione aumenta poiché il vento riduce la resistenza diffusoria. Si sconsiglia di svolgere il monitoraggio con presenza di vento forte (indicativamente superiore a 3 m/sec), se non rappresentativo delle condizioni generali del sito, in quanto esso inibisce il flusso emissivo di vapori. Questo elemento insieme alla radiazione solare determina la turbolenza atmosferica che agisce sul rimescolamento nello strato limite planetario ed anche nello strato laminare dell'atmosfera a contatto col suolo, condizionando il flusso emissivo di vapori.

5.6 Indicazioni operative

Il flusso di vapori alla superficie del suolo varia con ciclo giornaliero, massimo diurno e minimo o addirittura nullo di notte, con un fattore di circa 3-4 volte di variazione tra giorno e notte, indotto dalla radiazione solare, dalla velocità del vento e dalla temperatura dell'aria.

Alla luce di quanto detto, è necessario progettare il campionamento all'interfaccia suolo /aria in relazione alle condizioni meteorologiche, evitando, preferibilmente, di effettuare campionamenti nelle seguenti condizioni:

- nel corso di eventi meteorici (nel caso di campionamenti outdoor ed in aree non pavimentate);
- in presenza di pressione atmosferica che presenti una tendenza barometrica in aumento;
- in presenza di neve o subito dopo lo scioglimento;
- a temperature inferiori a 0 °C e superiori a 50 °C;
- in giornate di vento forte.

Durante le fasi di campionamento devono essere registrati i seguenti parametri meteorologici e idrologici al fine di una successiva valutazione dei risultati analitici, avvalendosi eventualmente anche dei dati acquisiti da centraline meteo, riconosciute ufficialmente, collocate in prossimità del sito in esame:

- data dell'ultimo evento meteorico ed intensità;
- umidità dell'aria ambiente;
- pressione atmosferica;
- temperatura dell'aria ambiente;
- velocità del vento e direzione, specificando la quota di misura delle stesse;
- temperatura dei gas interstiziali/nella camera di flusso;
- se possibile, umidità nei gas interstiziali;
- livello piezometrico nei piezometri significativi;
- se possibile, temperatura del suolo (a profondità di circa 5 cm);
- se possibile, temperatura delle acque sotterranee nei piezometri significativi.

6 PRESENZA DI IMPIANTI ATTIVI

Nel caso di presenza di impianti di MISE/MISO/Bonifica attivi, quali ad esempio aspirazione vapori (SVE) o Pump and Treat, si ritiene che il loro funzionamento possa influenzare il trasporto di gas interstiziali fino ad impedire di ottenere un loro monitoraggio rappresentativo. In tal caso si suggerisce, se questo non determina problemi di ordine sanitario o ambientale, sentita anche l'Autorità Sanitaria competente, di spegnere l'impianto prima di effettuare il monitoraggio, per un tempo significativo, indicativamente diverse settimane, fino ad un mese per suoli sabbiosi e fino ad alcuni mesi per suoli caratterizzati da granulometria più fine (AFC, 2001).

Nel caso in cui non fosse possibile fermare gli impianti di MISE/MISO/Bonifica, si consiglia di effettuare il monitoraggio dei gas interstiziali o con camere di flusso registrando le condizioni operative della falda (livello piezometrico, pH, O₂, CO₂, conducibilità, Temperatura). In questi casi i monitoraggi saranno rispondenti alle condizioni operative registrate al momento dell'esecuzione e dovranno essere pertanto ripetute al termine degli interventi, compiendo lo spegnimento degli impianti con i tempi sopra indicati.

Diverso ovviamente è il caso in cui la misura sia finalizzata ad accertare l'efficacia di un contenimento operato dallo stesso impianto di MISE/MISO/Bonifica.

7 PIANO DI CAMPIONAMENTO

Preventivamente all'avvio del monitoraggio deve essere predisposto a cura della Parte e presentato agli Enti il Piano di Campionamento, con l'indicazione delle attività che la Parte intende effettuare, dettagliando l'ubicazione dei punti di misura, la strumentazione che intende utilizzare ed evidenziando in particolare l'idoneità del metodo per quantificare la concentrazione del/degli analita/i di interesse.

La documentazione deve essere presentata con un congruo anticipo rispetto all'inizio dei lavori, indicativamente 30 giorni prima del loro avvio, in modo tale da consentire agli Enti competenti di effettuare le opportune valutazioni ed esprimere un parere.

I contenuti minimali del Piano sono indicati di seguito, fermo restando che dovranno comunque essere riportate tutte le indicazioni utili per valutare quanto proposto:

- le informazioni litostratigrafiche dell'area;
- il protocollo di installazione delle sonde di soil gas o dei punti di monitoraggio con CF;
- i criteri di ubicazione dei punti (riportando in cartografia la posizione degli eventuali bersagli, delle possibili vie preferenziali di migrazione dei gas note, dei potenziali centri di pericolo/anomalie, etc...);
- le profondità di campionamento per i *soil gas survey*;
- la frequenza di campionamento;
- le sostanze da ricercare e le relative caratteristiche chimico-fisiche;
- la strumentazione che si intende utilizzare (specifiche sulla CF eventualmente impiegata, tipologia e numero delle pompe disponibili in campo e relative schede tecniche, fiale e relative specifiche tecniche, canister, flussimetri e relative schede di taratura e specifiche tecniche, sonda biogas, termometro, igrometro, PID e relativa scheda tecnica) ed informazioni circa la manutenzione e la taratura degli strumenti utilizzati;
- i metodi di campionamento;
- la tecnica di analisi;
- Limiti di Quantificazione analitici (LOQ);
- i Limiti di Rilevabilità da garantire per acquisire indicazioni sufficientemente significative ai fini della stima del rischio, necessari per definire i tempi di monitoraggio, allegando i file delle simulazioni realizzate per calcolarli;
- le condizioni di prelievo previste (portata, durata di campionamento...);
- il calcolo dei tempi di spurgo;
- i criteri di conservazione dei campioni;
- cronoprogramma dei lavori.

8 VALUTAZIONE DEI RISULTATI DELLE INDAGINI

A differenza del suolo e delle acque sotterranee per i quali la singola campagna di campionamento è considerata sufficientemente rappresentativa di una condizione stazionaria per un intervallo di tempo significativamente lungo (anni per quel che concerne il suolo, una stagione per quel che concerne le acque di falda), gli aeriformi in generale non sono una matrice stazionaria ma possono subire variazioni repentine in tempi relativamente brevi (anche nell'arco della stessa giornata).

D'altra parte, a differenza della matrice aria ambiente (indoor o outdoor) che può essere campionata per periodi lunghi o monitorata in continuo, le altre tipologie di monitoraggio non si prestano a campionamenti eccessivamente lunghi che possono alterare le condizioni di equilibrio o di migrazione dei gas nel suolo e risultare di conseguenza poco rappresentativi.

Infine occorre sottolineare che l'utilizzo delle misure di aeriformi all'interno dell'AdR presuppone che esse siano idonee a consentire valutazioni di esposizione a "lungo termine", non occasionale, ovvero 30 anni nel caso dello scenario residenziale e 25 anni nel caso dello scenario commerciale/industriale.

Nel presente paragrafo vengono indicati alcuni criteri di massima per individuare il numero di campagne di misura e per valutare i risultati ottenuti.

8.1 Indicazioni sul numero di campagne di monitoraggio

Complessivamente, poiché i risultati dei monitoraggi degli aeriformi variano periodicamente, si deve assicurare che i dati raccolti siano rappresentativi delle differenti condizioni atmosferiche e stagionali, effettuando più campagne di monitoraggio nell'arco dell'anno.

Nel caso di sorgente secondaria ubicata nel saturo, è opportuno definire i periodi di campionamento sulla base dell'andamento delle oscillazioni della falda acquifera e del suo stato di qualità, considerando i dati relativi ad almeno gli ultimi due anni di monitoraggio (in analogia alle indicazioni del D.M. 31/2015).

Le campagne di misura devono in generale garantire la rappresentatività in termini di:

- variabilità giornaliera del dato: è possibile che misure effettuate in giorni diversi possano dare risultati diversi tra loro; tuttavia la variabilità giornaliera in molti casi potrebbe rientrare anche nel range di incertezza legata alla intera procedura di campionamento ed analisi;
- variabilità stagionale del dato: le variazioni stagionali dei parametri meteorologici possono influenzare i risultati della misura;
- valutazione a lungo termine dell'esposizione dei recettori: il numero di campagne deve essere sufficiente a rendere il dato significativo per una valutazione a lungo termine del rischio associato all'esposizione dei recettori.

A giudizio degli Enti di Controllo, sulla base delle condizioni specifiche del sito, potrà essere richiesta la valutazione degli effetti della variabilità giornaliera dei dati. Tale valutazione potrà riguardare in particolare i siti di grandi dimensioni con un numero significativo di punti di campionamento. In tal caso si suggerisce di effettuare, anche in un numero limitato di punti di campionamento e possibilmente in corrispondenza delle zone in cui si registrano picchi di concentrazione dei gas interstiziali e/o sono stati misurati flussi significativi all'interfaccia, la ripetizione delle misure in più giorni anche non consecutivi. Al fine di poter effettuare valutazioni statistiche sull'entità della variabilità giornaliera si richiede una durata minima di 3 giorni. In particolare la ripetizione su più giorni dovrà essere valutata, in accordo con gli Enti di Controllo, qualora sia previsto l'abbinamento delle misure di soil gas o delle misure di flusso con altre tipologie di monitoraggio (misure in aria) per le quali sia prevista una durata di più giorni.

Nel caso di un monitoraggio di screening in fase di investigazione iniziale può ritenersi invece sufficiente un solo rilievo.

Di seguito sono indicati i criteri di massima, per il numero minimo di campagne richieste al fine di garantire la rappresentatività del dato per la valutazione a lungo termine dell'esposizione dei recettori.

In particolare dovranno essere previste:

- almeno 4 campagne (rappresentative delle stagionalità di un anno) per l'esclusione del percorso di volatilizzazione;
- da 4 a 6 campagne (rappresentative delle stagionalità di uno o due anni) per la verifica di accettabilità del rischio associato ai risultati dei monitoraggi;

In generale il numero di campagne dipende da:

- grado di cautela della valutazione;
- incertezza della valutazione legata alla rappresentatività del dato: ai fini della valutazione del rischio si è fissato per il primo anno di monitoraggio (4 campagne) una incertezza legata alla rappresentatività del dato del 10%⁵; per le campagne successive al primo anno, tenendo conto degli esiti dei monitoraggi già eseguiti, si ritiene che il dataset sia sufficientemente robusto e rappresentativo da non necessitare più della valutazione di incertezza;
- risultati ottenuti nel primo anno di monitoraggio: la definizione della necessità di ulteriori monitoraggi dipende dai risultati, in termini di rischio, ottenuti nelle prime 4 campagne eseguite tenendo conto del range di incertezza.

Ai fini della validazione dei dati di monitoraggio in una o più campagne di monitoraggio potranno essere effettuati campionamenti in contraddittorio con l'Ente di controllo su un numero minimo di punti (10-20%) tale da rappresentare comunque un campione statisticamente significativo.

Può essere eventualmente consentito, a discrezione dell'Ente procedente, l'avvio delle attività di ripristino edilizio e/o riconversione territoriale del sito in caso di esclusione del percorso o assenza di rischio in base agli esiti della prima campagna di misure, se tale campagna risulta effettuata nel periodo maggiormente critico in base al modello concettuale e se tali attività non pregiudicano la realizzazione dell'eventuale bonifica. Ovviamente dovranno essere comunque eseguite tutte le successive le campagne di monitoraggio previste e, qualora queste ultime evidenzino una situazione ambientale diversa da quella descritta dalla prima campagna (percorso di volatilizzazione attivo o presenza di valori di rischio non accettabili), dovranno essere adottate le opportune azioni.

8.2 Valutazione dei risultati dei monitoraggi del soil gas

Per gli aspetti relativi alla gestione dei dati acquisiti con sonde di soil gas si faccia riferimento al documento "Procedura operativa per la valutazione e l'utilizzo dei dati derivanti da misure di gas interstiziali nell'Analisi di Rischio dei siti contaminati".

⁵ L'incertezza relativa al primo anno di monitoraggio tiene conto della rappresentatività della singola campagna rispetto alla stagione a cui si riferisce. Qualora nel primo anno di monitoraggio si registrino situazioni anomale (es. rischio da non accettabile) esse andranno rivalutate al fine di verificare se tali anomalie siano dovute ad una reale situazione di criticità ambientale, oppure possano essere gestite nell'ambito della variabilità del dato. Nel secondo anno di monitoraggio si ritiene che due campagne effettuate nella stessa stagione siano sufficientemente rappresentative da non richiedere più l'adozione di range di incertezza.

8.3 Valutazione dei risultati dei monitoraggi con camere di flusso

Per quanto riguarda la determinazione dei flussi di massa dal suolo mediante monitoraggi con camere di flusso ed il calcolo della relativa concentrazione attesa in aria si rimanda all'Appendice B, §§ B4.5 e B6.8.

In analogia con quanto riportato nel documento "Procedura operativa per la valutazione e l'utilizzo dei dati derivanti da misure di gas interstiziali nell'Analisi di Rischio dei siti contaminati" dovrà essere calcolato in modalità diretta il rischio associato alle misure di flusso. Tale calcolo sarà effettuato per singola campagna di monitoraggio valutando in primo luogo la concentrazione attesa in aria $C_{\text{aria ambiente}}$ a partire dalle misure di flusso, secondo quanto indicato al § B7.2 dell'Appendice B.

Per coerenza con la procedura indicata per i gas interstiziali, il calcolo del rischio associato alle concentrazioni in aria ($C_{\text{aria ambiente}}$), stimate sulla base delle misure di flusso, dovrà essere effettuato secondo le pertinenti formule di cui al § 3 del documento "Procedura operativa per la valutazione e l'utilizzo dei dati derivanti da misure di gas interstiziali nell'Analisi di Rischio dei siti contaminati" utilizzando i parametri di esposizione riportati sempre nello stesso documento (§ 2.2).

Per la gestione dei risultati relativi alle diverse campagne effettuate sul sito, non essendo ancora consolidata una metodologia condivisa a livello nazionale, si ritiene sostenibile l'utilizzo del medesimo criterio di confronto con il Rischio accettabile descritto nella "Procedura operativa per la valutazione e l'utilizzo dei dati derivanti da misure di gas interstiziali nell'Analisi di Rischio dei siti contaminati" (§ 4.2). Analoga considerazione vale anche per la definizione delle CSR nel suolo e nelle acque (§ 1.4).

BIBLIOGRAFIA

Air Force Center for Environmental Excellence AFC, 2001 – Final Guidance on Soil Vapor Extraction Optimization

APAT, 2008 – ‘Criteri metodologici per l’applicazione dell’analisi assoluta di rischio ai siti contaminati – <http://www.isprambiente.gov.it/files/temi/siti-contaminati-02marzo08.pdf>

ARPA Emilia Romagna, 2015 – Linea guida operativa per il campionamento, il trasporto e l’analisi dei gas interstiziali nei siti contaminati – Allegato a D.G.R. 4/5/15 n. 484 – http://bur.regione.emilia-romagna.it/bur/area-bollettini/bollettini-in-lavorazione/n-111-del-14-05-2015-parte-seconda.2015-05-13.0568787941/approvazione-della-linea-guida-operativa-per-il-campionamento-il-trasporto-e-lanalisi-dei-gas-interstiziali-nei-siti-contaminati-per-il-loro-utilizzo-a-supporto-dellanalisi-di-rischio/allegato-a-dgr-4842015_parte-i.2015-05-13.1431521064

ARPA Liguria, 2010 – Istruzione Operativa – Esecuzione di indagini geognostiche, prove e campionamenti – Criteri per il campionamento e l’analisi dei gas interstiziali

ARPA Lazio, 2016 – Procedura operativa – Il ruolo di Arpa Lazio per l’esecuzione ed il monitoraggio di campagne di misura di soil gas ai fini della valutazione del rischio connesso all’intrusione di vapori in ambiente indoor/outdoor in aree interessate da procedimento di bonifica, rev. 0

ARPA Lombardia, 2018 – Linee Guida su camere di flusso – <http://www.arpalombardia.it/Pages/Arpa-per-le-imprese/Servizi%20e%20procedure/Consulta-procedure-ARPA-Lombardia.aspx>

ARPA Lombardia, 2016 – Modalità di campionamento dei soil gas in ambito di bonifica e relativi controlli – <http://www.arpalombardia.it/Pages/Arpa-per-le-imprese/Servizi%20e%20procedure/Consulta-procedure-ARPA-Lombardia.aspx>

ARPA Piemonte, 2013 – Campionamento dei gas interstiziali e rilievo delle emissioni di vapori dal terreno in corrispondenza dei siti contaminati – http://www.arpa.piemonte.it/approfondimenti/temi-ambientali/siti-contaminati/approfondimenti-tecnici/linea_guida_gas_interstiziali

ARPA Veneto, 2011 – Linee guida per il monitoraggio attivo dei gas interstiziali del terreno (soil gas) – <http://www.arpa.veneto.it/temi-ambientali/siti-contaminati/file-allegati/documenti/DOC7%20-%20Linee%20guida%20ARPA%20VENETO%20monitoraggio%20soil%20gas.pdf/view>

ARTA Abruzzo, 2014 – Protocollo tecnico per il campionamento e l’analisi dei soil-gas – https://www.artaabruzzo.it/download/news/433/20150302_approvazione_pdc_bussi_all_02.pdf

California Environmental Protection Agency CalEPA, 2015 – Advisory active soil gas investigations

Chiodini G, Cioni R, Guidi M, Raco B, 1998 – Soil CO₂ flux measurements in volcanic and geothermal areas - Applied Geochemistry 1998 13(5)

Choi JW, Tillman FD, Smith JA – Relative Importance of Gas-Phase Diffusive and Advective Trichloroethene (TCE) Fluxes in the Unsaturated Zone under Natural Conditions – Environmental Science and Technology 2002 36 (14)

CRC CARE, 2013 – Cooperative Research Centre for Contamination Assessment and Remediation of the Environment. Technical Report series, n. 23. Petroleum hydrocarbon vapour intrusion assessment: Australian guidance.

CRITERIA – Modello di bilancio idrico predisposto da ARPA Emilia Romagna – https://www.arpae.it/dettaglio_documento.asp?id=708&idlivello=64

De Jong E, 1973 – Evidence for significance of other-than-normal diffusion transport in soil gas exchange – a discussion – Geoderma 1973 10

D.Lgs. n. 152/2006 e s.m.i. – Norme in materia ambientale (Titolo V della Parte IV e Allegati)

D.M. n. 31/2015 – Decreto del Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare contenente Regolamento recante criteri semplificati per la caratterizzazione, messa in sicurezza e bonifica dei punti vendita carburanti, ai sensi dell’articolo 252, comma 4, del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152.

Etiopie G, 1999 – Subsoil CO₂ and CH₄ and their advective transfer from faulted grassland to the atmosphere – Journal of Geophysical Research 1999 104 (14)

Etiopie G, Martinelli G, 2002 – Migration of carrier and trace gases in the geosphere: an overview – Physics of the Earth and Planetary Interiors 2002 129

Farmer WJ, Yang MS, Letey J, Spencer WF, 1980 – Hexachlorobenzene: Its Vapor Pressure and Vapor Phase Diffusion in Soil – Soil Science Society of America Journal, 44, 676-680.

ISO 18400-204 (2017). Soil quality – sampling- Part 204: Guidance on sampling gas.

Johnson PC, Ettinger RA, 1991 – Heuristic Model for Predicting the Intrusion Rate of Contaminant Vapors into Buildings – Environmental Science & Technology, 25, 1445-1452.

Jury WA., Russo D, Streile G, El Abd H, 1990 – Evaluation of Volatilization by Organic Chemicals Residing Below the Soil Surface – Water Resources Research, 26, 13-20.

Luo Y, Zhou X, 2006 – Soil Respiration and the Environment – Academic Press/Elsevier 2006.

New Jersey Department of Environmental Protection NJDEP, 2018 – Site Remediation and Waste Management Program. Vapor Intrusion Technical Guidance, Version 4.1.

Rey A, Belelli-Marchesini L, Were A, Serrano-Ortiz P, Etiopie G, Papale D, Domingo F, Pegoraro E, 2012 – Wind as a main driver of the net ecosystem carbon balance of a semiarid Mediterranean steppe in the South East of Spain – Global Change Biology 2012 18

United States Environmental Protection Agency USEPA, 1993 – Options for developing and evaluating mitigation strategies for indoor air impacts at Cercla sites – https://clu-in.org/conf/tio/vapor_021203/pb94110517.pdf

United States Environmental Protection Agency USEPA, 2008 – Indoor Air Vapor Intrusion Mitigation Approaches – https://clu-in.org/conf/tio/vapor_021203/pb94110517.pdf

ALLEGATO 1 – SOSTANZE DI INTERESSE PER L'ATTIVAZIONE DEL PERCORSO DI INALAZIONE DI VAPORI

Sostanza	Numero CAS
Microinquinanti inorganici	
Cianuri	57-12-5
Mercurio elementare	7439-97-6
Aromatici	
Benzene	71-43-2
Etilbenzene	100-41-4
Stirene	100-42-5
Toluene	108-88-3
m-Xilene	108-38-3
o-Xilene	95-47-6
p-Xilene	106-42-3
Xileni	1330-20-7
Aromatici policiclici	
Acenaftene	83-32-9
Acenaftilene	208-96-8
Antracene	120-12-7
Fenantrene	85-01-8
Fluorene	86-73-7
Naftalene	91-20-3
Alifatici clorurati	
1,1,2-Tricloroetano	79-00-5
1,1-Dicloroetilene	75-35-4
1,2,3-Tricloropropano	96-18-4
1,2-Dicloroetano	107-06-2
Clorometano	74-87-3
Cloruro di vinile	75-01-4
Diclorometano	75-09-2
Tetracloroetilene (PCE)	127-18-4
Tricloroetilene	79-01-6
Triclorometano	67-66-3
1,1,2,2-Tetracloroetano	79-34-5
1,1,1-Tricloroetano	71-55-6
1,1-Dicloroetano	75-34-3
1,2-Dicloropropano	78-87-5
1,2-Dicloroetilene	156-59-2
Esaclorobutadiene	87-68-3
Alifatici alogenati cancerogeni	
1,2-Dibromoetano	106-93-4
Bromodiclorometano	75-27-4
Dibromoclorometano	124-48-1
Tribromometano (Bromoformio)	75-25-2
Nitrobenzeni	
Nitrobenzene	98-95-3

Clorobenzeni	
1,2,4,5-Tetraclorobenzene	95-94-3
1,2,4-Triclorobenzene	120-82-1
1,2-Diclorobenzene	95-50-1
1,4-Diclorobenzene	106-46-7
Esaclorobenzene	118-74-1
Monoclorobenzene	108-90-7
Pentaclorobenzene	608-93-5
Fenoli non clorurati	
Fenolo	108-95-2
m-Metilfenolo	108-39-4
o-Metilfenolo	95-48-7
p-Metilfenolo	106-44-5
Metilfenoli	1319-77-3
Fenoli clorurati	
2,4-Diclorofenolo	120-83-2
2-Clorofenolo	95-57-8
Ammine aromatiche	
Anilina	62-53-3
m,p-Anisidina	536-90-3
o-Anisidina	90-04-0
p-Toluidina	106-49-0
Idrocarburi (Classificazione TPHCWG)	
Alifatici C 5-6	
Alifatici C >6-8	
Alifatici C >8-10	
Alifatici C >10-12	
Aromatici C > 7-8	
Aromatici C >8-10	
Aromatici C >10-12	
Idrocarburi (Classificazione MADEP)	
Alifatici C5-C8	
Alifatici C9-C12	
Aromatici C9-C10	
Aromatici C11-C12	
Altre sostanze	
MTBE	1634-04-4
ETBE	637-92-3
Altre sostanze	
Piombo Tetraetile	78-00-2
Composti organostannici (Tributilstagno)	688-73-3



APPENDICE A

CAMPIONAMENTO DI GAS INTERSTIZIALI (SOIL GAS SURVEY) IN MODALITÀ ATTIVA

SETTEMBRE 2018

Manuali e Linee Guida ***/201*

Autori

Madela Torretta, Sara Puricelli (ARPA Lombardia - Coordinamento del documento)

Gruppo di Lavoro 9 Bis – Sottogruppo 1 “Campionamento”

Antonella Vecchio (ISPRA)

Lucina Luchetti (ARTA Abruzzo)

Fabrizio Cacciari, Adele Lo Monaco, Maria Grazia Scialoja, Renata Emiliani (ARPAE Emilia Romagna)

Lucrezia Belsanti, Daniela Fanutza, Maurizio Garbarino (ARPA Liguria)

Paolo Fornetti, Cristina Bertello, Maurizio Di Tonno (ARPA Piemonte)

Federico Fuin (ARPA Veneto)

Ringraziamenti

Giuseppe Del Carlo (ARPAE Emilia Romagna),

Laura Clerici, Antonietta De Gregorio, Mauro Scaglia (ARPA Lombardia)

Maria Radeschi (ARPA Piemonte)

Gianni Formenton, Giorgia Giraldo (ARPA Veneto)

Simona Berardi (INAIL)

INDICE

A1	ACRONIMI	4
A2	PREMESSA	5
A3	TIPOLOGIE	6
A3.1	Campionamento attivo	6
A3.2	Campionamento passivo	6
A4	REALIZZAZIONE DELLE SONDE	8
A4.1	Esecuzione delle sonde di campionamento.....	8
A4.2	Profondità di campionamento	9
A5	TEMPI DI EQUILIBRIO	12
A6	SPURGO DEL SISTEMA	13
A7	ACCORGIMENTI E CONTROLLI DA ATTUARE NEL CORSO DELL'INDAGINE	14
A7.1	Tenuta del sistema.....	14
A7.2	Umidità	14
A7.3	Registrazione parametri fisici dei soil gas	15
A8	CAMPIONAMENTO	17
A8.1	Campionamento con canister	17
A8.2	Campionamento con fiale	17
A8.2.1	Indicazioni generali	17
A8.2.2	Parametri di campionamento	18
A8.2.3	Parametri di campionamento	Errore. Il segnalibro non è definito.
A8.2.4	Campionamenti in serie o su più linee.....	20
A8.2.5	Fiale di bianco di campo e custodia.....	21
A9	VERIFICHE DEL CORRETTO MONITORAGGIO	22
A9.1	Verifiche pulizia supporto.....	22
A9.2	Contraddittorio	22
A10	ELABORAZIONE DEI DATI ACQUISITI	24
	BIBLIOGRAFIA	26

A1 ACRONIMI

AdR:	Analisi di Rischio
C:	Concentrazione
CSC:	Concentrazione Soglia di Contaminazione
CSR:	Concentrazione Soglia di Rischio
DS:	Desorbimento con Solvente
DT:	Desorbimento Termico
Δt:	Durata del campionamento
LOQ:	Limite di Quantificazione
LR:	Limite di Rilevabilità
M:	Massa rilevata sulle fiale adsorbenti
PM:	Peso Molecolare
Q:	Portata di campionamento
V:	Volume di aria campionato
VOC:	Volatile Organic Compound (Composto Organico Volatile)

A2 PREMESSA

Lo scopo del presente documento è la definizione delle modalità di installazione delle sonde per il campionamento di soil gas (gas interstiziali nel sottosuolo) e di esecuzione del relativo monitoraggio in siti potenzialmente inquinati o contaminati da composti volatili/semivolatili, al fine di fornire una procedura uniforme sull'intero territorio nazionale, eseguita da soggetti differenti e controllata dalle diverse Agenzie/Istituti territorialmente competenti.

Il rilievo dei soil gas può avere diverse finalità:

- essere di supporto ad altre tecniche di indagine;
- in fase di investigazione iniziale essere utile per rilevare la presenza sul sito di contaminanti volatili e per effettuare una preliminare mappatura della contaminazione nel terreno e/o nelle acque sotterranee, anche qualitativa, allo scopo di finalizzare al meglio i campionamenti della successiva fase di caratterizzazione;
- in fase di caratterizzazione finalizzata all'implementazione o revisione dell'Analisi di Rischio (AdR), per valutare il potenziale impatto sul recettore umano dovuto alla via di esposizione "inalazione vapori";
- in fase di bonifica per verificare, in corso d'opera, l'efficacia degli interventi.

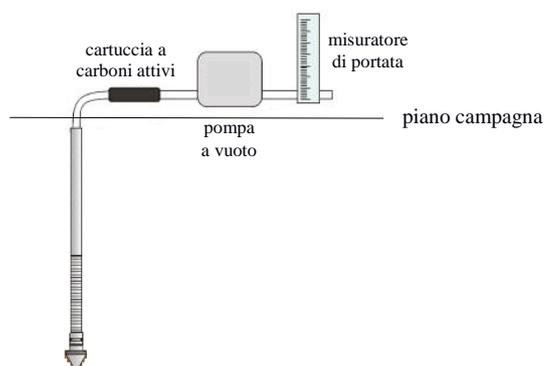
A3 TIPOLOGIE

È possibile acquisire campioni di gas interstiziali secondo due modalità, attiva e passiva, come descritto di seguito. Le indicazioni riportate nella presente appendice fanno riferimento alla modalità di campionamento attiva.

A3.1 Campionamento attivo

Il campionamento attivo si realizza captando i soil gas dal terreno per mezzo di un sistema aspirante. Il prelievo può essere effettuato in modalità diretta, raccogliendo un campione di aria in idonei contenitori (ad esempio i canister, le vacuum bottle,...), oppure in modalità indiretta per ad-/as-sorbimento dell'inquinante su un opportuno substrato (ad esempio fiale a desorbimento con solvente, fiale a desorbimento termico) abbinato ad un sistema di aspirazione che deve essere adeguatamente regolato e controllato; per questi supporti l'inquinante ad-/as-sorbito viene recuperato, una volta in Laboratorio, per desorbimento (termico o con solvente, a seconda dei casi) e avviato all'analisi quali-quantitativa strumentale. Un esempio di realizzazione di tale sistema di monitoraggio è riportato in Fig. 1.

Figura 1 – Schema del sistema di campionamento indiretto di soil gas in modalità attiva



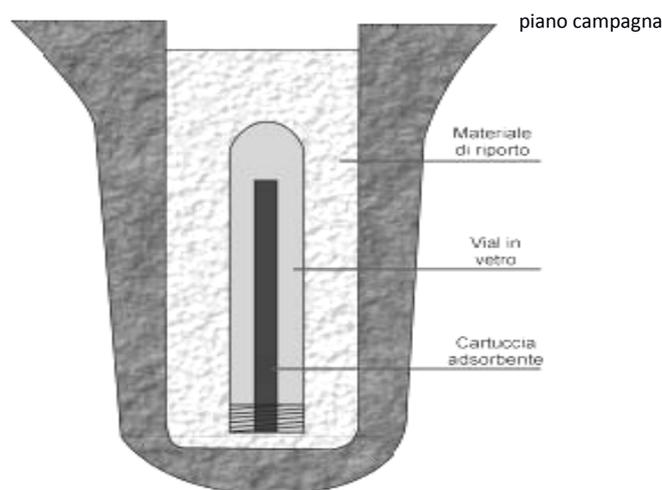
I sistemi di campionamento attivi permettono di stimare quantitativamente il contenuto delle sostanze ricercate nei gas interstiziali, possono essere abbinati a sonde di diversa profondità al fine di ricavare il profilo verticale della contaminazione, e permettono di prelevare ed analizzare molti campioni in un giorno. Tuttavia, come svantaggio, necessitano dell'installazione di sistemi di estrazione dei gas interstiziali e non sono utilizzabili in terreni con bassa permeabilità (indicativamente con valori inferiori a 10^{-6} m/sec) o con elevato tenore di umidità il cui valore è funzione della granulometria del terreno a causa della carenza di vuoti interconnessi nella matrice solida.

A3.2 Campionamento passivo

Con il campionamento passivo gli analiti di interesse vengono raccolti mediante trappole di materiale ad-/as-sorbente che possono essere alloggiati in perfori praticati nel terreno a profondità dell'ordine di 1 m o, per profondità superiori, all'interno di sonde costituite del tutto o in parte di materiali permeabili ai vapori. I campionatori sono in genere costituiti da vial in vetro contenente un materiale adsorbente (resine polimeriche o carbonatiche) sigillato all'interno di una membrana in politetrafluoroetilene (PTFE) porosa, che consente ai vapori contaminanti di migrare dagli interstizi del terreno al materiale adsorbente, bloccando al contempo le particelle di terreno e l'acqua eventualmente presente. Le trappole sono raccolte dopo un periodo di tempo sufficientemente lungo e l'inquinante ad-/as-sorbito viene recuperato per desorbimento ed analizzato in laboratorio.

I sistemi passivi sono caratterizzati da semplicità e rapidità di installazione, non richiedono una particolare manutenzione, comportano un minimo disturbo alle caratteristiche del sottosuolo e possono essere utilizzati anche in terreni poco permeabili e/o con tenori elevati di umidità, tuttavia presentano elevati rischi di subire fenomeni di saturazione (*breakthrough*), retrodiffusione o “svuotamento” dei pori (effetto *starvation*, ovvero un iniziale eccessivo adsorbimento in corrispondenza della zona campionata, che porta ad alterare l’equilibrio di fase e ad una sottostima delle concentrazioni attese nel soil gas). Ad oggi, per i sistemi commercializzati, danno spesso solo informazioni di tipo qualitativo o al più semi-quantitativo; i risultati sono infatti in genere espressi come quantità di contaminante rilevato da ogni campionatore e non come concentrazione di contaminante, essendo difficilmente quantificabile la portata effettiva di gas presente in un mezzo poroso che entra in contatto con il materiale adsorbente. Ulteriori dettagli sono riportati nell’Appendice C, redatta a cura dell’Università degli studi di Roma “Tor Vergata” che sta sperimentando, in un gruppo di ricerca più esteso, un sistema per restituire una stima quantitativa della concentrazione di VOC nei gas interstiziali anche con tali sistemi.

Figura 2 – Schema sistema di campionamento soil gas in modo passivo



A4 REALIZZAZIONE DELLE SONDE

A4.1 Esecuzione delle sonde di campionamento

Nel campionamento attivo la sonda è costituita da un tubo inserito nel terreno insaturo, fessurato nel tratto inferiore per consentire l'aspirazione ed il trasporto dei gas fino alla superficie.

Possono essere predisposte postazioni temporanee o permanenti (ricampionabili) in relazione alla finalità del monitoraggio: nei casi in cui sia necessario garantire la ripetibilità del campionamento nell'arco dell'anno (ad esempio per i rilievi effettuati in fase di caratterizzazione finalizzata all'applicazione dell'AdR) è utile posizionare delle sonde fisse; nella fase di indagine iniziale può invece essere più opportuno installare postazioni temporanee.

Queste ultime si realizzano, ad esempio mediante metodi *direct-push*, infiggendo nel terreno un'asta cava fino alla profondità predeterminata, nella quale viene calata la sonda per il prelievo dei soil gas. Successivamente l'asta cava viene estratta per esporre la sonda ai gas interstiziali. Dopo la raccolta del campione la struttura viene rimossa.

Per l'installazione delle sonde permanenti o semipermanenti non si consigliano i metodi di perforazione con rotazione a fluido, ad aria (per esempio a risucchio) o sonici, perché possono perturbare eccessivamente il mezzo poroso costituito dal terreno, sia durante che dopo la perforazione, e quindi compromettere gli esiti del monitoraggio, richiedendo pertanto un tempo di riequilibrio lungo prima del campionamento. Laddove, per motivi di sicurezza fosse necessaria l'esecuzione di scavi a risucchio (per es. presso PV carburanti) si ritiene accettabile tale modalità di scavo purché la fenestrazione delle sonde installate vada ad interessare profondità superiori alla quota del fondo foro di installazione e venga adeguatamente ripristinato e compattato il materiale movimentato.

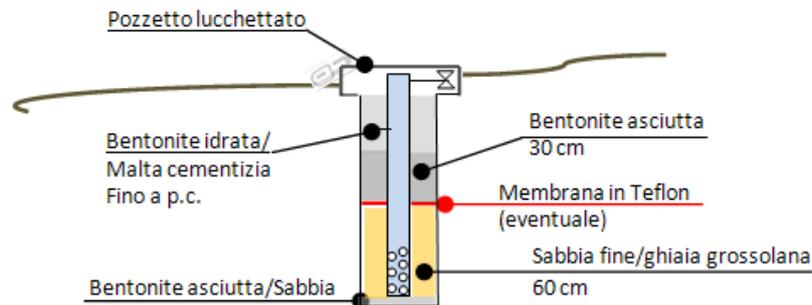
Il foro viene condotto fino a qualche cm (indicativamente circa 5-10 cm) al di sotto della quota della base della zona di campionamento desiderata, viene quindi posto del ghiaietto (per uno spessore indicativo di 10-30 cm) o della bentonite non idrata per drenare il fondo e non aspirare piccole particelle di particolato, e successivamente installata alla base la sonda di prelievo di diametro compreso tra 3 e 6,3 mm fino ad un massimo di 19 mm (tra 1/8" e 1/4", al più 3/4") (ASTM D7663, CalEPA 2015), fessurata per circa 20-30 cm (ASTM D7663) in funzione della collocazione, in profondità, di tale tratto fenestrato. In generale si suggerisce una fenestrazione di 30 cm per sonde che hanno la metà della zona fenestrata a profondità superiori a 1,5 m da p.c.. Non sono comunque idonee fenestrazioni superiori ai 50 cm (ISO 18400-204, 2017). Si osserva che lo spessore del tratto filtrante consente di mettere in relazione i risultati ottenuti dal campione di soil gas con la profondità del punto di prelievo.

Si segnala che scegliere diametri ridotti sfavorisce il rimescolamento dell'aria all'interno della linea di campionamento richiedendo un minore volume d'aria di spurgo, mentre i diametri di dimensioni maggiori sono indicati per terreni tendenzialmente più umidi o fini (CalEPA, 2015), comunque compatibili con la tipologia di campionamento attivo.

Viene quindi posto del dreno (sabbia grossolana o ghiaietto di granulometria adeguata tale da non intasare la zona fenestrata) fino a circa 30 cm al di sopra della zona fessurata, segue uno strato di bentonite granulare non idrata per i primi 30 cm sopra il dreno (per evitare che quella liquida occupi le porosità del dreno), eventualmente separata da una membrana di PTFE, ed infine bentonite idrata o miscela cementizia fino a piano campagna.

In Figura 3 si riporta un esempio di schema del materiale di riempimento da utilizzare nell'intercapedine foro di sondaggio – sonda.

Figura 3 – Esempio di installazione del materiale di completamento impiegato tra la sonda di soil gas ed il foro di installazione della stessa



Per ogni tipo di sonda (anche temporanea) al fine di evitare richiamo di aria ambiente durante la fase di aspirazione dei gas interstiziali, si dovrà prevedere di sigillare, con molta cura, la testa dei pozzetti con miscele bentoniche/cementizie.

Il tratto dalla parte sommitale della sonda alla superficie dovrebbe essere chiuso ermeticamente (con tappi a pressione/a sfera o rubinetti a vite) per prevenire le infiltrazioni. Le sonde devono essere adeguatamente contrassegnate in superficie per individuare la loro posizione e la loro profondità nel tempo e da diversi operatori.

A4.2 Profondità di campionamento

Le quote di campionamento devono essere valutate in relazione alle caratteristiche litologiche e idrologiche dell'area nonché alla profondità della sorgente di contaminazione. Per tale ragione è importante valutare preventivamente la profondità della falda eventualmente anche attraverso indagini dirette pre-monitoraggio. La profondità di campionamento deve essere scelta in modo tale da minimizzare gli effetti dovuti alle variazioni di pressione, di temperatura, alla velocità del vento a p.c. ed al richiamo di aria ambiente nel terreno, tenendo conto anche delle sostanze chimiche di interesse e della litologia del terreno (nel caso di composti clorurati, per esempio, compatibilmente con le condizioni idro-geologiche locali è consigliabile considerare profondità elevate). Sulla base di queste informazioni è possibile determinare le profondità di campionamento che devono avvenire sempre nel non saturo, preferibilmente a non meno di 1-1,5 m dal piano campagna (ASTM D7663, CalEPA 2015, ISO 18400-204 2017) e comunque almeno 1 m sopra il livello massimo del livello freaticometrico, in generale fra il top della sorgente ed il piano campagna. Nel caso di siti con soggiacenza bassa, prossima alla quota delle sonde di soil gas, dovrà essere valutata la fattibilità di installazione in funzione dell'umidità (che deve essere inferiore, indicativamente al 70% nei soil gas aspirati da tale quota) e comunque riportato nel verbale di campionamento il dato relativo alla soggiacenza della falda.

Qualora la sorgente secondaria sia ubicata entro il primo metro dal piano campagna si può valutare se effettuare un rilievo di soil gas all'interno della sorgente stessa o prevedere altri tipi di tecniche di monitoraggio, dandone evidenza nella proposta di indagine.

Indicativamente la sonda di prelievo andrà allocata, osservando le indicazioni precedenti, nel primo strato omogeneo non rimaneggiato/alterato rinvenuto da piano campagna.

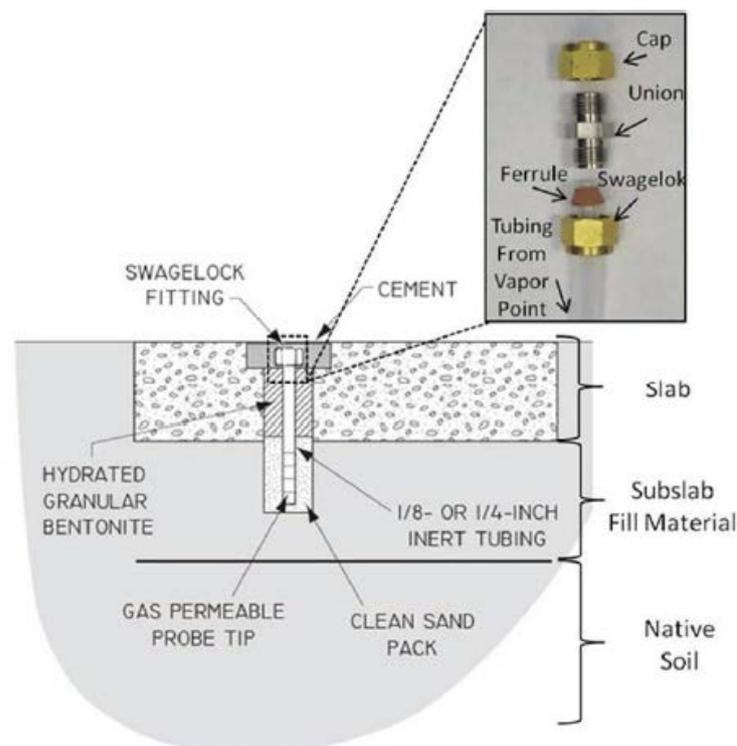
Anche in presenza della matrice materiale di riporto si ritiene ugualmente possibile procedere con l'installazione delle sonde.

Nei casi in cui, per motivi naturali (litologia) o artificiali (pozzi, sorgenti, ecc.), si hanno condizioni di disomogeneità del terreno, si raccomanda di svolgere campionamenti a diverse profondità del non saturo. Si osserva che, in linea generale, i dati relativi alle sonde più superficiali possono presentare una maggiore variabilità temporale per effetto di una maggiore

efficacia dei processi biodegradativi aerobici e dell'influenza degli agenti atmosferici, ma essendo più vicini al recettore danno risultati più reali, meno conservativi. I valori di concentrazione dei VOC misurati nei campioni superficiali risultano, infatti, tendenzialmente inferiori ai valori misurati nei campioni profondi, poiché i vapori, giunti in prossimità della superficie del terreno (ove le concentrazioni di ossigeno e sostanza organica sono più elevate), hanno già subito, durante il loro percorso attraverso la zona vadosa, processi diffusivi e di biodegradazione. Talvolta campionamenti profondi sono invece opportuni per valutare la stima di vapori, per lo scenario futuro, in ingresso a locali interrati di futura realizzazione. I campionamenti profondi presentano invece bassa variabilità temporale e concentrazioni più elevate, ma spesso è difficile valutare in maniera sito-specifica fenomeni di trasporto quali la diffusione, la dispersione e la biodegradazione. E' possibile inoltre realizzare sonde multilivello, che prelevano a diverse profondità, utili per poter ricostruire dei profili verticali e dare evidenza di eventuali fenomeni di biodegradazione.

Quando la soggiacenza della falda non consente l'installazione di sonde tradizionali (profondità < 1 m) oppure qualora sia necessario attuare verifiche in ambienti indoor nei quali la realizzazione di *nesty probe* sarebbe difficilmente praticabile, è possibile ricorrere all'installazione di sonde sotto soletta, *sub slab probe*, (Fig. 4) della profondità generalmente tra 10 cm e 1 m. L'installazione di tali sonde non può prescindere dalla presenza di una soletta di cemento di adeguata estensione ed integra al fine di escludere cortocircuitazioni di aria dalla superficie. Nel caso di presenza di un vespaio/strato drenante è possibile realizzare sonde di 1 m al di sotto di tale strato drenante. In alternativa è possibile acquisire campioni di soil gas indicativamente a 1,5 m (fino a un massimo di 3 m) dalle pareti delle strutture (esternamente alle stesse), *near slab probe*, ad una profondità analoga a quella delle fondazioni (è inoltre possibile collocarle ad una distanza variabile tra 2÷10 m dalle pareti delle strutture ad una profondità superiore alla metà della distanza tra le fondazioni e la sorgente).

Figura 4 – Schema di sonda sotto soletta



Le sonde sottosoletta devono ovviamente attraversare la soletta ed attestarsi per il campionamento al di sotto di essa. Le sonde sono posizionate in funzione delle dimensioni della soletta ed alla tipologia e posizione della contaminazione, ed in generale, per il monitoraggio indoor, si suggerisce di allontanarsi dalle pareti esterne al fine di evitare intrusioni di aria dalla superficie.

Successivamente all'installazione, in corrispondenza di ogni punto, deve essere eseguito un test di tenuta con mezzi meccanici ai fini della verifica dell'assenza di fenomeni di cortocircuitazione che può essere eseguito collegando la sonda ad una pompa di prelievo per aria, riempiendo l'area attorno alla sonda con acqua e verificando, una volta accesa la pompa, che il livello dell'acqua rimanga tale e/o che non si formino delle bolle, parimenti possono essere eseguiti test indiretti mediante la misura di O_2 e CO_2 , verificando che non si abbia un incremento delle concentrazioni di O_2 ed una diminuzione di CO_2 .

Per le sonde sottosoletta (ad es. VaporPin®, Fig. 5) sono necessari minimi volumi di spurgo a causa del piccolo volume di aria contenuto. In particolare lo spurgo può coincidere con le misure preliminari di VOC e gas a stabilizzazione dei parametri.

Figura 5 – Installazione di Vapor Pin ®.



Si deve prestare attenzione che i materiali che costituiscono la linea di campionamento non interagiscano con la sostanza da controllare (sia in termini di ad/as-sorbimento che di dispersione per diffusione). Si suggeriscono materiali (indicativamente riportati in ordine di preferenza) come politetrafluoroetilene (PTFE, teflon, Fluon, Hostafion), acciaio inossidabile (non adeguato in presenza di idrogeno solforato ed in linea di massima poco adatto per il campionamento di mercurio), poliarileterchetone (PEEK), rilsan, rame, nylaflo (non per campionare naftalene), nylon o chemfluor. Sono sconsigliati tubi in polietilene (per esempio LDPE), silicone, neoprene, gomma o PVC (soprattutto in presenza di composti clorurati) in quanto permeabili ai gas o costituiti da materiali potenzialmente adsorbenti i contaminanti (ISO 18400-204, 2017). Per i collegamenti, da realizzare necessariamente con materiale morbido, si dovrebbero usare tubi in tygon mantenendo comunque al minimo la loro lunghezza (indicativamente minore di 10 cm, cfr ASTM D7663). Si deve inoltre cercare di mantenere la lunghezza dei tubi di campionamento al minimo possibile, indicativamente pari ad 1 m (ISO 18400-204, 2017).

Dopo ogni utilizzo, tutti i componenti riutilizzabili devono essere adeguatamente decontaminati tramite 3 fasi di lavaggio e risciacquo (per esempio un lavaggio con un detergente, un risciacquo con acqua di rubinetto ed infine un risciacquo con acqua distillata) e/o con un processo di pulizia con vapore. In alternativa è consigliabile usare tubi monouso.

A5 TEMPI DI EQUILIBRIO

Le operazioni di installazione della sonda alterano le condizioni del sottosuolo. Al fine di permettere un riequilibrio delle condizioni iniziali si raccomanda di condurre le prove di spurgo di volume, le prove di tenuta ed il campionamento dei gas, alcune ore (indicativamente 12 ore) dopo l'installazione della sonda per le sonde installate direttamente nel terreno con tecniche *direct push*, 48 ore per quelle installate con metodi di perforazione (a rotazione o percussione) e almeno 7 giorni in caso di trincee/prescavi. L'ora di installazione della sonda deve essere registrata nel report di campo.

A6 SPURGO DEL SISTEMA

Al fine di garantire la rimozione di aria stagnante o di aria ambiente dal sistema di campionamento e per assicurare la rappresentatività dei campioni raccolti, prima di iniziare le operazioni di campionamento dei soil gas, si deve prevedere lo spurgo di adeguati volumi d'aria. Il volume di spurgo condiziona la rappresentatività del successivo campione: se eccessivo potrebbe aumentare il raggio di influenza del campionamento ed incrementare il rischio di esaurire il contaminante nell'intorno del punto di prelievo, in quanto il campionamento avviene subito a valle dello spurgo e questo non consente di garantire il tempo di riequilibrio tra solido-liquido e gas.

Il volume di spurgo da applicare è calcolato come 1-3 volte (tipicamente 2, meglio 3 per diametri della sonda maggiori di 1/2") il volume morto del sistema, definito come la somma del volume interno del tubo della sonda di campionamento, del volume interno dei tubi usati per le connessioni fuori terra (inclusi eventuali gorgogliatori/impinger, cfr § A7.2) e lo spazio vuoto dei pori di dreno attorno alla punta della sonda e della bentonite non idrata. Da tale valore bisogna sottrarre il volume di gas aspirato dal sensore per la determinazione di ossigeno / anidride carbonica ed eventualmente VOC effettuato pre e post-spurgo ($V_{\text{misura biogas}}$) pre-campionamento e per tal fine è necessario avere a disposizione la scheda tecnica di tale sonda riportante la portata di aspirazione.

La portata adottata nello spurgo deve essere preferibilmente pari a quella di campionamento e comunque non superiore al doppio di quella di campionamento.

In presenza di terreni a matrice fine o in condizioni di ridotta permeabilità del suolo bisogna porre particolare attenzione alla procedura limitando i volumi aspirati. In tal caso si raccomanda di spurgare al massimo 2 volte il volume morto del sistema e, nel caso di volumi ridotti, lo spurgo potrà essere completato utilizzando la strumentazione automatica da campo per le misure dei parametri caratteristici (O_2 , CO_2 , VOC).

A titolo esemplificativo e per chiarezza si riporta una formula utile per definire il tempo di spurgo, con i simboli indicati in Fig. 6, raffigurante la base della sonda di campionamento:

$$\Delta t_{\text{spurgo}} = \frac{n_{\text{spurgo}} \cdot \left[L \cdot \frac{\pi}{4} \cdot d^2 + L_{\text{connessioni}} \cdot \frac{\pi}{4} (d_{\text{tubo}})^2 + V_{\text{impinger}} + \theta \cdot \left(L_{\text{dreno base}} \cdot \frac{\pi}{4} \cdot (D^2 \cdot d^2) \right) \right] - V_{\text{misura biogas}}}{Q_{\text{spurgo}}} \quad (1)$$

Figura 6 – Schema elementi rientranti nel calcolo del volume di spurgo



A7 ACCORGIMENTI E CONTROLLI DA ATTUARE NEL CORSO DELL'INDAGINE

A7.1 Tenuta del sistema

Il verificarsi di perdite lungo la linea di campionamento può alterare il risultato, portando ad una sottostima delle concentrazioni reali a causa di una diluizione dei campioni di gas per l'intrusione di aria ambiente o a possibili contaminazioni dei campioni con inquinanti esterni. I potenziali punti di accesso di aria ambiente sono: le connessioni (tubazioni, valvole, connettori, giunzioni) del sistema di campionamento, la sigillatura di bentonite in superficie posta intorno al tubo di prelievo e la testa della sonda temporanea di campionamento.

Si suggerisce di effettuare un test di mantenimento del vuoto sulla linea/delle giunture di campionamento (*shut-in test*) da effettuare secondo le seguenti procedure: installazione di un manometro sull'apparato da testare, chiusura della valvola/rubinetto in testa alla sonda di soil gas, applicazione tramite pompa, ad un'estremità dell'apparato da testare, di una depressione minima di 2,5 kPa e successiva chiusura della valvola, verifica dell'assenza di perdite monitorando nel tempo le variazioni nella depressione indotta all'interno dell'apparato. Indicativamente riduzioni fino al 5% nei valori di pressione/depressione indotte nell'apparato di campionamento, osservate nei 5 minuti successivi allo spegnimento della pompa, sono ritenute accettabili.

E' comunque sempre necessario svolgere almeno il seguente test sulla linea fuori terra, bloccando con la mano l'ingresso della linea di aspirazione non ancora collegata alla sonda e verificando lo sforzo della pompa aspirante attiva.

È opportuno inoltre eseguire delle prove di tenuta delle sonde (*leak test*) per determinare se sono presenti delle perdite, sia di tipo speditivo che tramite l'uso di traccianti (in alternativa o ad integrazione dei precedenti).

Per test speditivo si intende il monitoraggio di ossigeno e di anidride carbonica e, se rilevati in quantitativi significativi VOC, presenti nei gas interstiziali prima/dopo lo spurgo e dopo il campionamento: un incremento significativo della concentrazione di ossigeno e/o una diminuzione significativa del tasso di anidride carbonica o dei VOC possono essere indicatori di un'avvenuta diluizione per aspirazione di aria ambiente (CalEPA, 2015).

La verifica di tenuta del sistema può essere accertata anche tramite l'impiego di traccianti che devono avere caratteristiche tali da non interferire con la determinazione analitica delle sostanze ricercate nei soil gas e devono sempre essere attentamente valutati e supportati da materiale bibliografico di valore scientifico riconosciuto, al fine di scongiurare potenziali contaminazioni del sistema di campionamento. Si possono utilizzare sia traccianti liquidi, come alcool propilico o difluoroetano, che gassosi, come esafluoruro di zolfo (CalEPA 2015) o elio (ITRC 2007). I traccianti utilizzati vengono distribuiti a piano campagna in prossimità della testa del pozzo sigillata: quelli gassosi vengono introdotti in un contenitore che copre la parte superficiale della linea di campionamento, quelli liquidi invece vengono in genere utilizzati per impregnare dei panni che vengono poi disposti intorno alle giunture della linea di campionamento ed intorno alla sonda stessa in corrispondenza della superficie del terreno. La rilevazione nel campione di soil gas prelevato della sostanza impiegata come tracciante mostra una non perfetta tenuta del sistema.

A7.2 Umidità

Si deve prestare attenzione che i tubi di collegamento siano puliti ed asciutti durante le operazioni di prelievo del gas dal sottosuolo, prevedendone la sostituzione qualora si dovesse osservare la presenza di umidità.

Tra tubicino e sistema di raccolta è opportuno inserire un sistema di filtrazione della condensa, come un filtro in PTFE (indicativamente con pori da 0,45 μm , da considerare come materiale di campionamento a perdere) che presenta il vantaggio di non adsorbire gli inquinanti organici, essere idrofobico e raccogliere l'eventuale particolato aspirato; in alternativa è possibile adottare sistemi di separazione della condensa (per esempio un gorgogliatore/impinger di materiale inerte, come vetro o PTFE, immerso in un bagnetto refrigerato) che deve essere analizzata se presente in quantitativi significativi; a tal fine si suggerisce di munirsi di piccole vial di vetro con setto forabile di PTFE per eventuale raccolta (il volume minimo analizzabile dipende dalla tecnica analitica utilizzata dal proprio laboratorio di riferimento). Questi accorgimenti sono in particolare rilevanti in presenza di terreno a granulometria fine e di falda sub-affiorante perché la presenza di condensa sul sistema di campionamento potrebbe essere causa di invalidazione del processamento analitico dello stesso.

A7.3 Registrazione parametri fisici dei soil gas

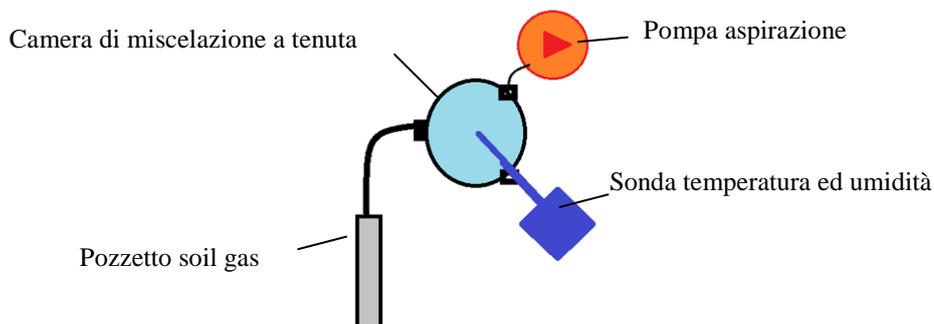
È sempre necessaria la registrazione della concentrazione di ossigeno ed anidride carbonica (eventualmente anche metano) tramite rilevatore portatile di gas leggeri, e se presenti in quantitativi significativi si suggerisce anche dei composti organici volatili complessivi tramite PID ad elevata sensibilità, dell'ordine dei ppb (CalEPA 2015) per la valutazione qualitativa dei gas interstiziali e per le prove di tenuta (cfr § A7.1). È possibile effettuare misure in linea, avendo l'accortezza di ridurre il più possibile il volume di gas prelevato, o raccogliere il gas in una sacca ed effettuare su quella delle misure, collegandola alla sonda.

Si suggerisce di registrare inoltre i valori di temperatura, pressione e se possibile umidità dei gas interstiziali per ogni punto di prelievo al termine del campionamento (in modo da non alterare il campione acquisito ai fini della analisi chimiche), e pertanto è richiesta la disponibilità di un termometro, di un manometro ed eventualmente di un igrometro.

Per la pressione si può considerare quella ambiente in quanto l'aumento di pressione legato all'aspirazione del campione è irrisorio rispetto alla pressione barometrica (cfr § A8.2.1). Tale valore è da registrare più volte, indicativamente ogni ora, durante il monitoraggio.

Per la misura della temperatura (ed eventualmente dell'umidità), poiché le sonde comunemente utilizzate per il monitoraggio dell'aria ambiente non hanno una forza di aspirazione, si suggerisce di adottare un deviatore a tre vie o una camera di miscelazione a tenuta (Fig. 7) di volume il più possibile limitato (indicativamente con volume minore di 0,5 l), collegata da una parte al pozzetto di soil gas e da un'altra ad una pompa in aspirazione, in cui inserire le sonde di temperatura e di umidità come da figura seguente.

Figura 7 – Schema sistema per misurare umidità e temperatura dei soil gas



In alternativa, per la sola misura della temperatura, considerando che comunque i vapori da terreno vengono alterati, come temperatura durante il loro assaggio nella linea fuori terra, è possibile utilizzare il dato di temperatura ambiente registrato più volte, indicativamente ogni ora, durante il monitoraggio.

I dati di pressione, temperatura ed umidità dei gas sono utili per confrontare dati di diverse campagne di monitoraggio trasformando i dati di concentrazione ricavati dai campionamenti in modo standardizzato.

Nello specifico la concentrazione misurata (nelle condizioni di pressione temperatura e umidità dei gas interstiziali registrati durante il campionamento, ovvero P_{misurata} , T_{misurata} e U_{misurata}) viene ricondotta alle condizioni standard (pressione di 1 atm, pari a 101325 Pa, temperatura di 298,15 K, pari a 25 °C e senza umidità), utilizzando la seguente formula:

$$C_{\text{s tan dard sec ca}} = \frac{C_{\text{misurata}} \cdot \frac{T_{\text{misurata}}}{T_{\text{s tan dard}}} \cdot \frac{P_{\text{s tan dard}}}{P_{\text{misurata}}}}{1 - \frac{U_{\text{misurata}}}{100}} \quad (2)$$

dove la temperatura deve essere espressa in K (pari a 273,15 + temperatura indicata in °C) e l'umidità deve essere espressa in percentuale v/v.

Spesso la trasformazione relativa all'umidità viene trascurata per la difficoltà di acquisire dei dati significativi relativi a tale parametro e pertanto viene considerata la formula (2) considerando U_{misurata} pari a 0.

Si fa presente, però, che ai fini della valutazione del rischio a partire dalle misure di soil gas, come indicato nel documento "Procedura operativa per la valutazione e l'utilizzo dei dati derivanti da misure di gas interstiziali nell'analisi di rischio dei siti contaminati", tale standardizzazione non è necessaria in quanto si fa riferimento al dato tal quale.

Tutta la strumentazione sopra citata deve essere adeguatamente gestita e tarata garantendone la tracciabilità.

A8 CAMPIONAMENTO

Come accennato al § 2.1 l'acquisizione del campione, in modalità attiva, può avvenire:

- a) mediante raccolta di un fissato volume di aria in un idoneo contenitore (canister, vacuum bottle) definiti in funzione del tempo di conservazione del campione, della dotazione strumentale del laboratorio di analisi e dell'analita di interesse;
- b) per ad-/as-sorbimento dell'inquinante su un opportuno substrato (fiale, gorgogliatore, puf, schiuma) definito in funzione dell'analita di interesse. Più comunemente vengono utilizzate fiala a Desorbimento con Solvente (DS) (quali a carbone attivo, carbon sieve, XAD-2, gel di silice, florisil...), fiala ad attacco acido (es. hopcalite per mercurio) o fiala a Desorbimento Termico (DT) (a strato unico o multisorbent).

A8.1 Campionamento con canister

Ogni canister impiegato durante il campionamento deve essere pulito, posto sottovuoto a pressione inferiore a circa 0,05 mm Hg secondo corretta procedura, a cura del Laboratorio di riferimento che deve essere in grado di consegnare il tracciato cromatografico e/o certificato analitico attestante lo stato di pulizia. E' consigliabile aspirare ad una portata tra 0,5 e 80 ml/min e di svolgere un campionamento mediato nel tempo, tramite l'utilizzo di appositi ugelli regolatori (restrictor), in funzione del volume del canister (per una durata indicativa di circa 1÷6 ore) per essere rappresentativi di una condizione media dei soil gas. Nel caso in cui il canister a fine campionamento dovesse evidenziare una depressione residua non bisogna assolutamente scollegare il canister dalla linea di campionamento, senza avere prima chiuso il rubinetto, per annullarla (si introdurrebbe infatti aria ambiente che altererebbe il campione), ma tale depressione residua deve essere segnalata nel verbale di campionamento.

E' comunque, opportuno terminare il campionamento lasciando nel canister (in acciaio o in vetro) una leggera depressione, pari indicativamente a 50÷100 mm Hg (CalEPA, 2015).

Il campionamento può essere realizzato anche con canister in vetro (*vacuum bottle*), che consentono, in caso di concentrazioni di COV elevate, superiori ai 5 ppm, procedure di pulizia più agevoli dei campionatori stessi.

Si tratta di bottiglie in vetro inertizzato poste sottovuoto, con capacità, in genere, non superiori ad 1 litro, chiuse con una valvola a spillo. La valvola si apre automaticamente nel momento in cui le bottiglie sono collegate ad un'apposita linea di campionamento, la quale può essere composta da diversi moduli, fra i quali devono essere presenti almeno un manometro ed un riduttore di flusso. Le *vacuum bottle* sono adatte ai casi in cui sia necessario ridurre i volumi aspirati e/o la durata del campionamento. Si raccomanda, comunque, di adottare portate di campionamento non superiori a 50 ml/min, meglio a 10 ml/min per garantire il campionamento con un tempo rappresentativo.

A8.2 Campionamento con fiale

A8.2.1 Indicazioni generali

Le fiale di campionamento devono essere collegate in modo opportuno al sistema di aspirazione (pompa o campionatore personale da collocare a valle della fiala), secondo la direzione di flusso indicata sulle stesse tramite una freccia.

Per evitare lo strappaggio delle sostanze e/o il richiamo di aria ambiente si raccomanda di settare una portata (Q) bassa, indicativamente tra 0,02 l/min e 2 l/min (ISO 18400-204, 2017) in funzione degli analiti da ricercare, del tipo di fiala collegata (differente per esempio per fiale a Desorbimento Termico e per quelle a Desorbimento con Solvente; queste ultime possono inoltre avere diverse dimensioni -small, medium, large, jumbo- con specifiche

riportate sulla scheda tecnica delle fiale stesse) e dei metodi di campionamento ed analitici validati che verranno utilizzati, con valore consigliato inferiore a 0,5 l/min. È opportuno avere a disposizione le schede tecniche delle fiale per verificare la compatibilità del mezzo di campionamento con gli analiti da ricercare e delle metodiche di campionamento/analisi, che giustifichino la scelta della portata adottata in funzione degli analiti ricercati, ed in particolare per i composti molto volatili (come i clorurati) che richiedono in genere portate più basse (indicativamente non superiori a 0,1 l/min). La portata di campionamento deve essere costante, garantita da idonea pompa aspirante (da collegare in coda alla linea di campionamento, controllando che la portata di monitoraggio impiegata sia all'interno del range di funzionamento dello strumento, non ai suoi estremi) e monitorata, preferibilmente, in continuo in campo mediante l'installazione in linea di flussimetro di idonea scala di misura (da collocare sempre dopo la fiala di campionamento, prima o dopo la pompa, vista la rilevanza che ha il flusso sul calcolo delle concentrazioni determinate) (ISO 18400-204, 2017).

A tal fine è necessario prendere visione delle schede tecniche delle pompe e dei flussimetri impiegati, e della documentazione attestante la loro corretta taratura. Ai fini logistici si richiede alla Parte di indicare il numero di pompe e flussimetri disponibili in campo.

Al fine di accertare che la portata di campionamento selezionata non determini un turbamento eccessivo delle condizioni di equilibrio dei vapori in sito (forzando la ripartizione dei vapori dei contaminanti dalla fase liquida o solida alla fase gassosa) con conseguente strippaggio dei contaminanti, è consigliabile verificare in campo la differenza di pressione rispetto al valore atmosferico indotta dal campionamento. La portata idonea al campionamento deve essere tale da esercitare a testa sonda una differenza di pressione rispetto al valore atmosferico indicativamente inferiore a 25 kPa (CalEPA, 2015), meglio inferiore a 2,5 kPa (ASTM D7663). È opportuno effettuare tale verifica durante lo spurgo o al termine dello stesso, mettendosi nelle condizioni di portata selezionata per il campionamento e misurando la differenza di pressione indotta inserendo un adeguato vacuometro in linea prima del sistema di captazione (mediante una connessione a "T").

Durante il campionamento è opportuno ricoprire le fiale con pellicola di alluminio al fine di evitarne l'esposizione diretta ai raggi solari, anche perché alcuni supporti come l'XAD2 sono fotosensibili.

A8.2.2 Parametri di campionamento

In linea generale i tempi di campionamento devono essere sufficientemente ridotti per ottenere un'indicazione puntuale del punto di prelievo (si assuma una profondità di riferimento, ai fini dell'elaborazione dei dati, pari alla quota della metà della zona fenestrata), ma comunque essere rappresentativi di una condizione media del suolo e dei tempi di esposizione (indicativamente pari a 1÷6 ore di campionamento).

Per quanto riguarda la definizione dei parametri di monitoraggio, generalmente in siti "sconosciuti", la cui "storia" non dà nessuna informazione certa sull'entità di contaminazione, sarà utile procedere, prima delle quattro campagne di monitoraggio (attraverso un test ad-hoc) o direttamente durante tale campagna, ad una campagna di screening del sito, mediante campionamento del soil gas su fiale a Desorbimento con Solvente, da cui trarre le informazioni necessarie per la pianificazione delle campagne successive circa la scelta del supporto più idoneo e/o parametri di campionamento: volume e flusso. Al fine di dare utile informazione sulla scelta del supporto si indica, in linea generale, che le fiale a Desorbimento Termico risultano utili per campi di applicazione di solito non superiori a circa 1000 ng/campione per la maggior parte dei VOC e non superiore ai circa 3000 ng/campione (in base alla frazione) per le frazioni idrocarburiche, garantendo una maggiore sensibilità

analitica rispetto alle fiale a Desorbimento con Solvente, a loro volta indicate per campi di applicazione superiori a quanto sopra descritto.

I parametri di campionamento devono essere tali da garantire il raggiungimento delle C_{soglia} indicate nell'Allegato 1 del documento "Procedura operativa per la valutazione e l'utilizzo dei dati derivanti da misure di gas interstiziali nell'Analisi di Rischio dei siti contaminati", che costituiscono pertanto i limiti di rilevabilità (LR).

Nel caso delle fiale il calcolo della durata di campionamento (Δt) è funzione della massa minima quantificabile con la tecnica analitica impiegata (LOQ), indicata per ogni analita, e del LR.

$$\Delta t \text{ (min)} = \frac{1000(l/m^3) \cdot LOQ(\mu g)}{LR(\mu g/m^3) \cdot Q(l/min)} \quad (3)$$

Si ricorda che per la determinazione di LOQ è necessario avere indicazione, riportata nella scheda tecnica dei supporti di campionamento, della massa di materiale adsorbente contenuto nelle fiale (sia la parte A che la parte B).

Il tempo di campionamento è dato dal massimo valore ricavato, dopo aver applicato la formula (3) per tutti i composti da ricercare nella miscela di soil gas. Si evidenzia che anche nel caso di applicazione della formula sopra riportata il tempo di campionamento ed i volumi di soil gas aspirati dovranno comunque essere compatibili con le metodiche analitiche al fine di poter raggiungere i limiti di quantificazione ed i valori soglia riportati nei documenti "Procedura operativa per la valutazione e l'utilizzo dei dati derivanti da misure di gas interstiziali nell'analisi di rischio dei siti contaminati" e "Metodiche analitiche per le misure di aeriformi nei siti contaminati".

Per tale ragione è opportuno effettuare una verifica in campo dei dati progettuali mediante misura diretta con PID ad alta sensibilità (ai ppb) dei COV totali e confrontare i tempi di campionamento stimati con la formula (3) con le indicazioni empiriche riportate in Tabella 1, derivate dai risultati delle attività di campo svolte nell'ambito delle misure di aeriformi condotte nel corso degli anni. Si rileva tuttavia che le indicazioni col PID sono solo qualitative e danno una valutazione della miscela di composti espressa come un organico di riferimento (in genere isobutilene) che dipende anche dal tipo di lampada utilizzata nella fotoionizzazione dei gas (per es. per i composti clorurati non sono idonee le tradizionali lampade da 10,6 eV, ma è più opportuno usare quelle da 11,7 eV). Per le conversioni da ppm/ppb a concentrazioni in massa si faccia riferimento alle formule (5) e (5bis).

Tabella 1 – Indicazioni empiriche sui tempi di campionamento e sulle tipologie di fiale a DS da utilizzare in funzione delle indicazioni dei VOC totali rilevate con il PID¹

Misura di COV mediante PID [ppm]	Tempo di campionamento [min]	Portata aspirazione soil gas [l/min]	Volume totale di soil gas [l]	Tipo di Fiala e massa del supporto adsorbente (parte A e parte B)
>430	30'	0,2-0,5	6-15	JUMBO (800-200)/LARGE (400-200)
216-430	60'	0,2-0,5	12-30	JUMBO (800-200)/LARGE (400-200)
87-215	90'	0,2-0,5	18-45	LARGE (400-200)
22-86	120'	0,2-0,5	24-60	LARGE (400-200)
13-21	150'	0,2-0,5	30-75	LARGE (400-200)

¹ Si precisa che l'indicazione di campionare per 30 min per concentrazioni elevate è solo di tipo qualitativo e vale per una campagna di screening; ai fini delle valutazioni per AdR devono essere abbassate adeguatamente le portate di aspirazione per garantire un tempo di campionamento di almeno 1 ora. Per il significato delle dimensioni delle fiale si faccia riferimento al § A8.2.1.

4-12	180'	0,2-0,5	36-90	LARGE (400-200)
1-4	210'	0,2-0,5	42-105	SMALL (150-50)
0	240'	0,2-0,5	48-120	SMALL (150-50)

A8.2.3 Processamento dei campioni

I campioni tipo fiale devono essere chiusi con gli appositi tappi di plastica avvolti con pellicola di alluminio (per evitare alterazioni dei composti fotosensibili) e chiusi singolarmente in contenitori di vetro o metallo puliti e con tappo a vite, al fine di evitarne la contaminazione (ASTM D6196; ISO 18400-204, 2017). Alla fine delle operazioni di campionamento ogni campione viene etichettato (attenzione a non apporre direttamente l'etichetta sulla fiala ma sul contenitore, cfr ASTM D6196) indicando il punto di prelievo, la località (area o indirizzo), il Comune e la data. Non devono essere utilizzati pennarelli.

I campioni vanno quindi conservati ad una temperatura indicativamente inferiore a 4°C (in un frigorifero dedicato esclusivamente ai campioni di soil gas) prima delle analisi di Laboratorio. I campioni tipo canister/vacuum bottle devono essere chiusi avvitando l'apposito ugello al termine del campionamento.

Le norme di riferimento suggeriscono di effettuare gli accertamenti analitici il prima possibile in caso di campionamento con fiale ed entro trenta giorni in caso di campionamento con canister/vacuum bottle.

A8.2.4 Campionamenti in serie o su più linee

Nel caso di fiale a DS, si suggerisce di evitare, se non necessario, il campionamento a priori con due fiale poste in serie, in quanto tale scelta comporta inutili costi analitici e difficoltà di gestione dei dati in modo univoco. La struttura delle fiale in due compartimenti, ovvero una parte principale (parte A) ed una sicurezza (parte B) permette già di verificare se si sono presentati fenomeni di saturazione (*breakthrough*) da verificare secondo quanto indicato al § A9. Nella scheda tecnica delle fiale viene spesso indicata la massa adsorbente di entrambe le parti, specificando una accanto all'altra quella della parte principale e quella della parte di sicurezza (per es. fiale large da 400-200 mg). In caso di fiale costituite da un corpo unico (per esempio fiale a DT o hopcalite comunemente utilizzate) è invece vivamente suggerito di collocare, per almeno il 10% dei campioni, una fiala in serie di sicurezza (UNI 13649:2015).

Anche nel caso di campionamento di Cloruro di Vinile Monomero (CVM), Clorometano, 1,1-DCE e MTBE tramite fiale a DS, che potrebbero strappare dalla parte A della prima fiala per fenomeni di retrodiffusione, si suggerisce di utilizzare due fiale in serie. Lo stesso può essere adottato per sostanze caratterizzate in generale da volatilità elevata e per quelle caratterizzate da limiti di rilevabilità (LR) molto bassi. Nello specifico per il campionamento di cloruro di vinile è opportuno utilizzare due fiale in serie ponendo prima una fiala a carbone attivo seguita da una fiala *carbon sieve* e utilizzando portate di campionamento non superiori a 0,1 l/minuto (facendo sempre riferimento a quanto riportato nelle schede tecniche delle fiale), determinando il CVM in entrambe le fiale. Si suggerisce di effettuare nuove misure in campo solo nei casi in cui, utilizzando come massa complessiva quella ottenuta sommando la Parte A e la Parte B, si ottenga una valutazione con rischio non accettabile; in tali casi è opportuno utilizzare fiale con maggiore supporto adsorbente o collocare supporti in serie.

In caso di sospetta elevata concentrazione, soprattutto per sostanze a media volatilità come i BTEXS, si ritiene invece opportuno utilizzare fiale a DS con maggiore massa adsorbente e ridurre portate e/o tempi di campionamento.

Nel caso di campionamenti che richiedono più tipi di supporti, al fine di gestire difficoltà logistiche di campo e scongiurare potenziali rischi di tenuta delle linee, riducendo le difficoltà di verificare puntualmente le portate di prelievo, si suggerisce di prevedere due linee in

parallelo (al più una terza per contraddittorio) e gestire il monitoraggio su due turni garantendo il ripristinarsi delle condizioni iniziali di equilibrio prima di iniziare il secondo campionamento, per esempio svolgendo misure con PID ad elevata sensibilità verificando il ricostituirsi delle condizioni antecedenti all'inizio del primo turno di campionamento (CalEPA 2015). Su ogni linea deve comunque essere garantita la presenza di un flussimetro di controllo.

A8.2.5 Fiale di bianco di campo e custodia

Durante l'esecuzione del campionamento devono essere prodotti dei bianchi di campo e custodia che devono essere manipolati nello stesso modo dei tubi di campionamento con l'eccezione di non essere esposti al flusso dei gas interstiziali, seguendo la stessa catena di custodia. Nello specifico deve essere utilizzato lo stesso tipo di supporto impiegato per le misure, aperto e subito richiuso in campo (simulando le operazioni di collegamento alle linee di campionamento), trasportato, conservato e analizzato con gli stessi criteri adottati per il campione (ISO 18400-204, 2017).

Ne devono essere acquisiti in numero di: uno al giorno fino a tre giorni o, per campagne di più giorni, almeno tre per settimana (in giorni diversi).

La valutazione della contaminazione del bianco-campione è da ritenersi caso-specifica, sulla base di un numero consistente di dati, e l'eventuale sottrazione del bianco dal valore dei campioni (in genere, se non ben supportata, sconsigliabile) sarà da valutare da parte dell'Ente di controllo a seguito di proposta presentata dalla Parte.

A9 VERIFICHE DEL CORRETTO MONITORAGGIO

A9.1 Verifiche pulizia supporto

Nel caso di uso di canister o vacuum bottle, prima dell'immissione in campo, i Laboratori devono pulire ogni contenitore impiegato per campionamento e analisi. Sarebbe auspicabile testare ogni canister/vacuum bottle o, se impossibilitati, va garantita la verifica su almeno un campionatore per lotto di pulizia; per ogni composto di interesse le concentrazioni sui bianchi dovranno avere valori inferiori ai rispettivi LOQ. In casi particolari legati alle specificità del sito, possono essere accettate concentrazioni fino ad un massimo del 5% sopra il valore del LOQ.

Nel caso di fiale a DS, prima delle attività di campo, è necessario testare il background dei tubi per ogni lotto di fornitura interessato al prelievo dei campioni effettivi (prendoli in laboratorio e processandoli immediatamente in analogia ai campioni): deve essere campionato ed analizzato il 5% (ove non applicabile la percentuale almeno due) delle fiale costituenti il lotto. Lo strato adsorbente principale e lo strato adsorbente di sicurezza di un tubo adsorbente devono presentare per ogni composto di interesse le concentrazioni sui bianchi dovranno avere valori inferiori ai rispettivi LOQ. In casi particolari legati alle specificità del sito, possono essere accettate concentrazioni fino ad un massimo del 5% sopra il valore del LOQ. L'accertamento della "bontà" dei lotti è esclusivamente a carico della Parte.

Per le fiale a DT, in caso di contraddittorio, per evitare eventuali problemi di incompatibilità strumentale tra tubi e sistema di desorbimento, i Laboratori (Laboratorio di Parte o Laboratorio ARPA) devono fornire i propri tubi di campionamento ed analisi. Immediatamente prima dell'immissione in campo (circa 24-48 ore), i Laboratori devono pulire e testare ogni tubo impiegato per campionamento e analisi. Ogni tubo adsorbente dovrà presentare, per ogni composto di interesse, valori inferiori ai rispettivi LOQ. In casi particolari legati alle specificità del sito, possono essere accettate concentrazioni fino ad un massimo del 5% sopra il valore del LOQ. In caso contrario è necessario ripetere l'operazione di rigenerazione per la pulizia del tubo.

I tutti i casi i dati relativi a tale accertamento devono essere forniti ad ARPA.

A9.2 Contraddittorio

In linea generale ARPA realizza il contraddittorio in tutte le situazioni ritenute più critiche, prelevando indicativamente, almeno il 10% dei campioni e nei casi critici comunque non meno di due campioni per campagna. In caso di campionamento con diversi tipi di supporto si suggerisce di fare il contraddittorio, per ogni tipo di fiala, su diversi punti al fine di garantire una maggiore copertura areale delle verifiche di ARPA, evitare eccessive duplicazioni della linea di campionamento e di incrementare inutilmente il bulbo di prelievo dei gas.

Il supporto di campionamento selezionato deve essere il medesimo sia per ARPA che per la Parte al fine di garantire la confrontabilità dei dati analitici risultanti. Laddove l'ARPA competente non avesse la possibilità di svolgere il contraddittorio analitico dovrà partecipare all'esecuzione delle analisi presso il Laboratorio di Parte.

Nelle sonde in cui è previsto il contraddittorio dovranno essere realizzate due linee in parallelo, prevedendo due tubi di uscita con relative pompe e flussimetri in linea, riducendo la portata di ciascuna alla metà e raddoppiando i tempi di campionamento, per avere una portata, nell'unità di tempo, coerente con quella di campionamento effettuata dalla sola Parte e pertanto le medesime condizioni di depressione esercitate dai sistemi di aspirazione. Nel caso in cui sia disponibile un'unica pompa, in alternativa, è possibile collegarla in uscita ad entrambe le fiale, tramite un raccordo a Y, regolata alla portata di campionamento usata dalla Parte, e su ogni linea deve essere collegato un flussimetro di controllo e un sistema di

controllo del flusso (strozzatura, eventualmente già inserita nei flussimetri), in modo che su ogni fiala venga aspirata metà della portata.

A10 ELABORAZIONE DEI DATI ACQUISITI

Al termine delle analisi il Laboratorio restituirà i dati analitici sul Rapporto di Prova in diverse forme in dipendenza del tipo di supporto impiegato; per le fiale il risultato sarà espresso in unità di massa (es. ng, µg per campione) o in concentrazione fornendo al laboratorio i dati utili all'elaborazione.

Qualora la restituzione dei dati attesti un valore “fuori dal campo di applicazione del metodo” il Rapporto di Prova dovrà riportare il parametro in questa forma: “nome analita > limite superiore campo applicazione”.

Si riportano di seguito alcune indicazioni specifiche nel caso di fiale a Desorbimento con Solvente.

Il Rapporto di Prova riporta in modo distinto i risultati in µg/campione ottenuti sullo strato adsorbente principale (parte A) e sullo strato adsorbente di sicurezza (parte B) per singolo analita (anche il Laboratorio di Parte è tenuto a fornire entrambe le informazioni). Secondo quanto riportato dalla norma UNI CEN/TS 13649:2015 per un campione valido, la quantità di singolo composto organico sullo strato di sicurezza del tubo adsorbente non dovrebbe essere maggiore del 5% della somma della quantità presente sullo strato adsorbente principale e su quello di sicurezza; in tale caso si ritiene pertanto non necessario procedere alla somma delle quantità in massa per singolo analita riscontrate nello strato adsorbente principale e strato adsorbente di sicurezza (il 5% può reputarsi infatti trascurabile e compreso nella variabilità analitica e di campionamento).

In caso di superamenti della predetta percentuale (5%) sullo strato adsorbente di sicurezza, si potrà ritenere ancora accettabile un superamento fino a un massimo del 10%. La valutazione è da considerarsi caso-specifica. A questo punto, dunque, sarà possibile non invalidare il campione ma sarà necessario procedere alla somma delle quantità in massa rilevate per singolo analita su tutti gli strati adsorbenti (principale e di sicurezza).

Nel caso di campionamento tramite fiale in serie è necessario considerare come massa campionata (M) la somma delle Parti A e B della prima fiala con la Parte A della seconda fiala; per il controllo della validità di campionamento si deve confrontare la Parte B e la Parte A della seconda fiala: la Parte B deve essere inferiore al 10% della somma della Parte A e della Parte B.

Di seguito si riportano le formule di calcolo per ricavare il dato di concentrazione (C) a partire dalla massa rilevata M (espressa quest'ultima in µg o ng):

$$C(\mu\text{g}/\text{l} = \text{mg}/\text{m}^3) = \frac{M(\mu\text{g})}{V(\text{l})} = \frac{M(\mu\text{g})}{\Delta t(\text{min}) \cdot Q(\text{l}/\text{min})} \quad (4)$$

oppure

$$C(\text{ng}/\text{l} = \mu\text{g}/\text{m}^3) = \frac{M(\text{ng})}{V(\text{l})} = \frac{M(\text{ng})}{\Delta t(\text{min}) \cdot Q(\text{l}/\text{min})} \quad (4 \text{ bis})$$

Nel caso dei canister/vacuum bottle spesso i risultati di ogni singolo analita vengono indicati in ppb mol. Per praticità si riportano anche le formule di conversione della concentrazione espressa in ppm o ppb (come rapporti volumetrici o molari) a quella in massa su volume, utili per le corrispondenze in caso di impiego di canister/vacuum bottle. E' necessario conoscere il peso molecolare PM delle sostanze quantificate (rinvenibile nella tabella delle proprietà chimico-fisiche della Banca Dati di ISS-INAIL), eventualmente utilizzando un valore medio tra i componenti della miscela analizzata. Tali formule sono idonee a dati riferiti alle condizioni di 1 atm e 25°C:

$$C(\text{ppm}) = \frac{C(\text{mg} / \text{m}^3) \cdot 24,45(\text{l} / \text{mol})}{\text{PM}(\text{g} / \text{mol})} \quad (5)$$

$$C(\text{ppb}) = \frac{C(\mu\text{g} / \text{m}^3) \cdot 24,45(\text{l} / \text{mol})}{\text{PM}(\text{g} / \text{mol})} \quad (5 \text{ bis})$$

Per le indicazioni inerenti la trattazione dei dati si rimanda al documento “Procedura operativa per la valutazione e l’utilizzo dei dati derivanti da misure di gas interstiziali nell’analisi di rischio dei siti contaminati”.

BIBLIOGRAFIA

Air Force Center for Environmental Excellence AFC, 2001 – Final Guidance on Soil Vapor Extraction Optimization

Andrews DG, 2010 – An Introduction to Atmospheric Physics – Cambridge University Press

APAT, 2008 – ‘Criteri metodologici per l’applicazione dell’analisi assoluta di rischio ai siti contaminati – <http://www.isprambiente.gov.it/files/temi/siti-contaminati-02marzo08.pdf>

ARPA Emilia Romagna, 2015 – Linea guida operativa per il campionamento, il trasporto e l’analisi dei gas interstiziali nei siti contaminati – Allegato a D.G.R. 4/5/15 n. 484 – http://bur.regione.emilia-romagna.it/bur/area-bollettini/bollettini-in-lavorazione/n-111-del-14-05-2015-parte-seconda.2015-05-13.0568787941/approvazione-della-linea-guida-operativa-per-il-campionamento-il-trasporto-e-lanalisi-dei-gas-interstiziali-nei-siti-contaminati-per-il-loro-utilizzo-a-supporto-dellanalisi-di-rischio/allegato-a-dgr-4842015_parte-i.2015-05-13.1431521064

ARPA Liguria, 2010 – Istruzione Operativa – Esecuzione di indagini geognostiche, prove e campionamenti – Criteri per il campionamento e l’analisi dei gas interstiziali

ARPA Lombardia, 2016 – Modalità di campionamento dei soil gas in ambito di bonifica e relativi controlli – <http://www.arpalombardia.it/Pages/Arpa-per-le-imprese/Servizi%20e%20procedure/Consulta-procedure-ARPA-Lombardia.aspx>

ARPA Piemonte, 2013 – Campionamento dei gas interstiziali e rilievo delle emissioni di vapori dal terreno in corrispondenza dei siti contaminati – http://www.arpa.piemonte.it/approfondimenti/temi-ambientali/siti-contaminati/approfondimenti-tecnici/linea_guida_gas_interstiziali

ARPA Veneto, 2011 – Linee guida per il monitoraggio attivo dei gas interstiziali del terreno (soil gas) – <http://www.arpa.veneto.it/temi-ambientali/siti-contaminati/file-e-allegati/documenti/DOC7%20-%20Linee%20guida%20ARPA%20VENETO%20monitoraggio%20soil%20gas.pdf/view>

ARTA Abruzzo, 2014 – Protocollo tecnico per il campionamento e l’analisi dei soil-gas – https://www.artaabruzzo.it/download/news/433/20150302_approvazione_pdc_bussi_all_02.pdf

ASTM D6196, 2009 – Standard Practice for Selection of Sorbents, Sampling, and Thermal Desorption Analysis Procedures for Volatile Organic Compounds in Air

ASTM D7663, 2012 – Standard Practice for Active Soil Gas Sampling in the Vadose Zone for Vapor Intrusion Evaluations

California Environmental Protection Agency CalEPA, 2015 – Advisory active soil gas investigations

EC Directive 1999/13/EC – Council Directive 1999/13/EC on the limitation of emissions of volatile organic compounds due to the use of organic solvents in certain activities and installations –

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1999L0013:19990329:EN:PDF>

EPI Suite – <http://www2.epa.gov/tsca-screening-tools/epi-suitetm-estimation-program-interface>

ISO 18400-204, 2017 – Soil quality – sampling- Part 204: Guidance on sampling gas

ISS-INAIL, 2018 – Banca Dati ISS INAIL, Documento di supporto – marzo 2018
http://www.bonifiche.minambiente.it/contenuti/gruppi/ADR/Nota_6919.zip

Interstate Technology & Regulatory Council ITRC, 2007 – Vapor Intrusion Pathway: a Practical Guideline – The Interstate Technology & Regulatory Council Vapor Intrusion Team

National Pollutant Inventory NPI, 2009 – NPI volatile organic compound definition and information, Version 2.7 – September, 1-4
<http://www.npi.gov.au/system/files/resources/1b6b7496-8e6c-4640-8081-4c640d64547f/files/voc.rtf>

Office of Environmental Health Hazard Assessment OEHHA, 2009 – Human-Exposure-Based Screening Numbers Developed to Aid Estimation of Cleanup Costs for Contaminated Soil – Integrated Risk Contaminant Vapour Emissions from Polluted Soil and Groundwater Assessment Section – California Environmental Protection Agency

Tillman FD, Weaver JW, 2005 – Review of Recent Research on Vapor Intrusion – United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington, DC – EPA/600/R-05/106

UNI CEN/TS 13649, 2015 – Determinazione della concentrazione in massa di singoli composti organici in forma gassosa

United States Environmental Protection Agency USEPA, 1999 – Compendium Method TO-15 – Determination of volatile organic compounds (VOCs) in air collected in specially-prepared canisters and analyzed by gas chromatography/mass spectrometry (GC/MS) – Cincinnati, OH 45268

United States Environmental Protection Agency USEPA, 2015 – Assessing and Mitigating the Vapor Intrusion Pathway from Subsurface Vapor Sources to Indoor Air – <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/oswer-vapor-intrusion-technical-guide-final.pdf>



APPENDICE B MISURE DI FLUSSO (FLUX CHAMBERS) IN MODALITÀ ATTIVA

SETTEMBRE 2018

Manuali e Linee Guida ***/201*

Autori

Coordinamento

Lucina Luchetti (ARTA Abruzzo)

Adele Lo Monaco, Renata Emiliani (ARPAE Emilia-Romagna)

Madela Torretta, Sara Puricelli (ARPA Lombardia)

Gruppo di Lavoro 9 Bis – Sottogruppo 1 “Campionamento”

Antonella Vecchio (ISPRA)

Paolo Fornetti, Cristina Bertello, Maurizio Di Tonno (ARPA Piemonte)

Federico Fuin (ARPA Veneto)

Ringraziamenti

Giuseppe Del Carlo, Maria Grazia Scialoja, Fabrizio Cacciari (ARPAE Emilia-Romagna)

Marco Lucchini, Paola Canepa, Laura Clerici, Antonietta De Gregorio, Mauro Scaglia
(ARPA Lombardia)

Maria Radeschi (ARPA Piemonte)

Gianni Formenton, G. Giraldo (ARPA Veneto)

Simona Berardi (INAIL)

INDICE

B1	ACRONIMI	4
B2	PREMESSA	5
B3	DESCRIZIONE DELLE CAMERE DI FLUSSO	6
B3.1	Geometria.....	6
B3.2	Materiali	6
B3.3	Classificazione	6
B4	SISTEMI STATICI NON STAZIONARI	9
B4.1	Campionamento con le camere di accumulo	9
B4.2	Altri utilizzi delle camere statiche	11
B4.3	Vantaggi e svantaggi.....	11
B4.4	Calcolo del flusso emissivo con camere di accumulo statiche non stazionarie	13
B5	SISTEMI DINAMICI STAZIONARI APERTI	15
B5.1	Vent.....	16
B5.2	Sistema di miscelazione	17
B5.3	Vantaggi e svantaggi.....	19
B6	INDICAZIONI PER IL CAMPIONAMENTO CON CAMERE DI FLUSSO DINAMICHE	
	21	
B6.1	Pulizia e bianco di camera	21
B6.2	Sigillatura.....	21
B6.3	Spurgo	21
B6.4	Tenuta del sistema.....	22
B6.5	Accorgimenti per evitare perturbazioni da fenomeni esterni.....	22
B6.6	Parametri da monitorare per un corretto campionamento.....	22
B6.7	Campionamento	24
B6.7.1	Sistema di prelievo e linea di campionamento	24
B6.7.2	Cattura della condensa.....	24
B6.7.3	Supporti di campionamento.....	24
B6.7.4	Durata del campionamento.....	26
B6.7.5	Accorgimenti particolari.....	27
B6.8	Calcolo del flusso emissivo con camere di flusso dinamiche.....	28
B7	ELABORAZIONE DEI DATI ACQUISITI CON CAMERE DI FLUSSO	29
B7.1	Determinazione delle concentrazioni in aria ambiente.....	29
B7.2	Valutazione dei risultati	29
	BIBLIOGRAFIA	31

B1 ACRONIMI

A_B:	superficie attraverso cui entra il flusso emissivo all'interno dell'edificio
AdR:	analisi di rischio
C_{aria ambiente}:	concentrazione in aria al punto di esposizione
C_{gas carrier}:	concentrazione di composti in ingresso alla CF col gas vettore
C_{max}:	concentrazione massima
C_{out}:	concentrazione di composti nel in uscita dalla CF
CF:	camera di flusso
CSR:	concentrazione soglia di rischio
δ_{air}:	altezza dello strato di miscelazione outdoor
ΔP:	differenza di pressione tra l'interno della camera e l'ambiente esterno
Δt:	durata del campionamento
DT:	fiale a desorbimento termico
DS:	fiale a desorbimento con solvente
ER_B:	tasso di ricambio di aria nello spazio chiuso
GdL:	gruppo di lavoro
HRT:	tempo di residenza idraulico
J:	flusso emissivo
L_{wind}:	lunghezza della sorgente rispetto alla direzione del vento
LOQ	limite di quantificazione
LR:	limite di rilevabilità
M:	massa adsorbita
P:	pressione
P_{atm}:	pressione ambiente
P_{in}:	pressione dentro la camera
p.c.:	piano campagna
Q_{camp}:	portata di campionamento
Q_{in}:	portata di gas vettore
Q_s:	portata di sfiato
T:	temperatura
U:	umidità
V_B:	volume dello spazio chiuso in cui avviene la miscelazione
v_{wind}:	velocità del vento
VOC:	volatile organic compound (composto organico volatile)

B2 PREMESSA

Scopo del presente documento è definire, in ambito di bonifica dei siti contaminati da composti volatili/semivolatili, le modalità con cui effettuare il monitoraggio a piano campagna del flusso di inquinanti emesso da una fonte di contaminazione tramite dispositivi progettati appositamente quali le camere di flusso (CF).

Obiettivo è fornire un protocollo tecnico consolidato che descriva le tipologie di camere disponibili, le configurazioni ottimali di camera, le modalità di acquisizione dei dati e la loro trattazione, al fine di ottenere una procedura uniforme sull'intero territorio nazionale, seppur eseguita da soggetti differenti e controllata dalle diverse Agenzie/Istituti territorialmente competenti, utile anche per la redazione, da parte dei soggetti privati, di proposte di monitoraggio adeguate.

Il monitoraggio con camere di flusso è potenzialmente applicabile nelle stesse fasi procedurali nelle quali sono svolti i monitoraggi con sonde di soil gas, ovvero di supporto ad altre tecniche di indagine, in fase di investigazione iniziale (in via minoritaria), in fase di caratterizzazione finalizzata all'implementazione o revisione dell'Analisi di Rischio ed in fase di bonifica per verificare, in corso d'opera, l'efficacia degli interventi – cfr documento principale “Progettazione del monitoraggio di vapori nei siti contaminati”.

Si segnala inoltre che tale strumentazione permette di valutare il contributo degli inquinanti presenti in suolo superficiale, non rilevabile con le sonde di soil gas.

L'uso della CF è peraltro annoverato tra le linee di evidenza con cui il Ministero dell'Ambiente, nella proprie linee guida (MATTM, 2014-2015), indica le modalità con cui è possibile valutare il percorso di volatilizzazione vapori.

B3 DESCRIZIONE DELLE CAMERE DI FLUSSO

La CF è uno strumento di misura utilizzato per determinare i vapori emessi da una varietà di sorgenti (suolo superficiale/suolo profondo/falda ed eventualmente anche da superfici liquide) ed è progettata per isolare un volume di aria adiacente alla superficie del terreno (o liquido) senza perturbare il flusso naturale di vapori proveniente dal sottosuolo. La miscela di aria intrappolata nella camera viene in parte convogliata verso un sistema che permette la determinazione della concentrazione dei composti di interesse, da cui stimare il flusso dei contaminanti nell'interfaccia con l'atmosfera e successivamente la concentrazione al punto di esposizione ($C_{\text{aria ambiente}}$). L'emissione di vapori a p.c. è quindi quantificata come flusso di inquinanti (J) emesso da una superficie nell'interfaccia con l'atmosfera.

Tale tecnica è stata sviluppata circa 50 anni fa per misurare l'emissione biogenica di gas (flusso di CO_2) in ambito agrario o gli odori, ed ha poi avuto impieghi anche per le misure dei flussi di N_2O (Kising and Socolow, 1994) e in aree geotermiche e vulcaniche (Tonami and Miele, 1991; Chiodini et al., 1996; 1998). Per quanto riguarda l'applicazione in siti contaminati nei primi anni '80 l'United States Environmental Protection Agency (USEPA) l'ha applicata per la misura delle emissioni da suoli impattati da rifiuti pericolosi o da sorgenti liquide, elaborando inoltre delle linee guida utili per la progettazione, la costruzione e l'utilizzo dello strumento. In Europa e soprattutto in Italia, tuttavia, l'uso per i siti contaminati è pervenuto solo di recente, spesso limitato ad ambiti di discarica (UK Environmental Agency, 2010), e non è ancora diffuso.

Esistono diverse tipologie di CF che si differenziano per geometria e materiali, nonché per le modalità con cui vengono configurate.

B3.1 Geometria

Le geometrie più comuni hanno sezione piana circolare o rettangolare, ma è idonea qualsiasi forma che non limiti la miscelazione all'interno della camera (assenza di zone di vuoto o di accumulo), con area mediamente variabile tra 0,3 e 0,6 m².

Le coperture delle CF possono essere planari o emisferiche mentre l'altezza deve essere abbastanza ridotta per non avere gradienti di concentrazione verticale al loro interno, ma deve essere sufficiente per minimizzare le interferenze con il p.c.; in genere le camere hanno altezze con valori medi di circa 15-40 cm e volumi tra 5 e 100 l.

B3.2 Materiali

I materiali di fabbricazione devono essere non permeabili, inerti, non reattivi, devono tener conto del tipo di contaminante oggetto di studio e non rilasciare sostanze che potrebbero dare luogo a misure non rappresentative. Sono idonei politetrafluoroetilene (chiamato anche PTFE, teflon, fluon, algoflon, hostafon, molto utilizzato in quanto inerte e resistente), acciaio inox o alluminio (questi due non suggeriti per la determinazione di mercurio) o vetro (tuttavia molto fragile, pesante e quindi poco adatto per le applicazioni di campo). È comunque opportuno effettuare test di adsorbimento per valutare il materiale più appropriato.

I materiali devono anche ridurre il rischio di effetto serra all'interno della FC che potrebbe condizionare le emissioni di contaminante, in particolare nel caso di monitoraggio di mercurio.

B3.3 Classificazione

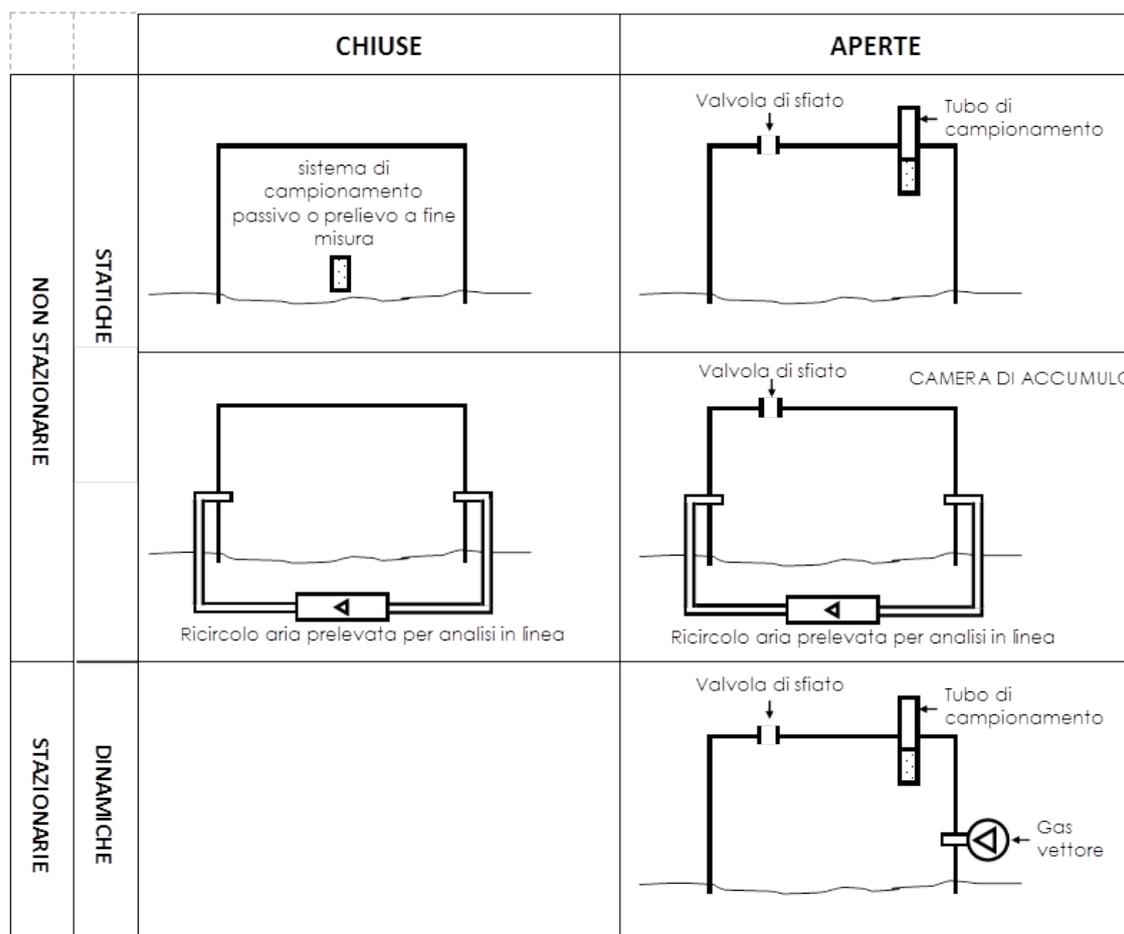
Le camere di flusso possono essere distinte in stazionarie e non stazionarie: nel primo caso la concentrazione degli inquinanti sotto la CF nel tempo non varia, mentre nel secondo aumenta.

Altra classificazione è tra camere dinamiche o statiche a seconda che sia presente o assente del gas inerte. Infine, le camere di flusso possono essere aperte o chiuse, in base alla presenza/assenza di una valvola di sfiato (vent) che le mette in comunicazione con l'ambiente esterno e permette di prevenire l'aumento di pressione all'interno della camera, mantenendola pressoché pari alla pressione atmosferica (Fig. 1). Le caratteristiche della classificazione sono riassunte in Tabella 1.

Tabella 1 – Criteri di classificazione delle camere di flusso

Stazionaria	Nell'ipotesi di un flusso emissivo costante dal suolo, la concentrazione degli analiti presenti nella miscela di gas all'interno della camera rimane costante nel tempo in ciascun punto della camera.
Non stazionaria	Nell'ipotesi di un flusso emissivo costante dal suolo, la concentrazione degli analiti presenti nella miscela di gas all'interno della camera nel tempo non rimane costante in ciascun punto della camera, ma aumenta.
Dinamica	Viene attraversata in continuo da un gas inerte (ad esempio azoto, elio, aria purificata, ecc.) a portata prefissata. Il gas inerte ricircolato può essere anche costituito dal gas prelevato nella camera e reimmesso dopo essere stato depurato.
Statica	Non è attraversata da alcun gas inerte; talvolta viene ricircolato, senza alcun trattamento, il gas spillato dalla camera ai fini della sua analisi in campo in linea.
Aperta	È presente un'apertura (vent) che mette in equilibrio la $P_{interna}$ alla camera con la $P_{esterna}$ atmosferica.
Chiusa	Non è presente alcuna apertura (vent) che mette in equilibrio la $P_{interna}$ con la $P_{esterna}$.

Figura 1 – Schema delle diverse possibili camere di flusso



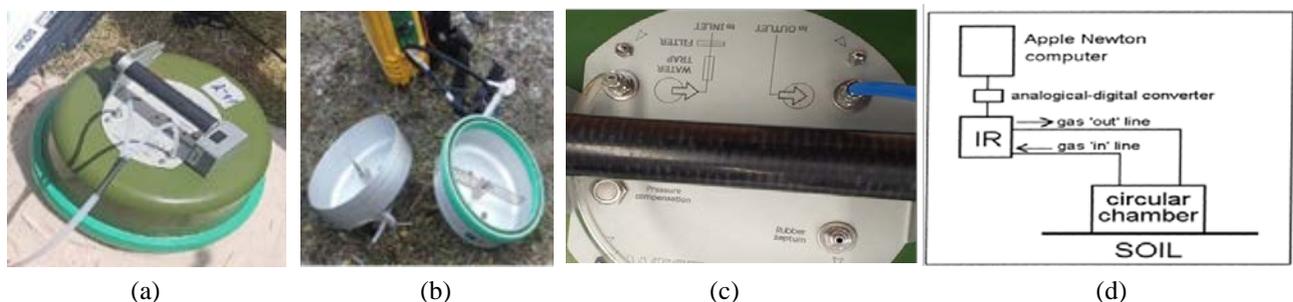
L'utilizzo delle diverse camere risponde a metodologie di misura differenti ognuna delle quali presenta punti di forza e di debolezza e risponde a finalità diverse; i proponenti sulla base del modello concettuale dovranno individuare ed adeguatamente motivare la modalità e tipologia delle camere scelte ai fini del monitoraggio.

I sistemi che vengono utilizzati più comunemente sono le camere di flusso statiche non stazionarie e quelle aperte dinamiche, operanti in condizioni stazionarie, che vengono descritte nei capitoli seguenti.

B4 SISTEMI STATICI NON STAZIONARI

La tecnica dei sistemi statici non stazionari è stata mutuata dalle prospezioni per la valutazione delle emissioni di anidride carbonica e dei gas ad effetto serra, valutazioni delle emissioni in aree vulcaniche e per il monitoraggio delle emissioni diffuse nelle discariche (Witkamp, 1969; Kucera and Kirkham, 1971; Kanemasu et al., 1974; Luo e Zhou, 2006 e Virgili et al., 2008). I sistemi in oggetto (Fig. 2) sono agevoli da utilizzare perché è sufficiente posizionare la camera sul punto di interesse, non introdurre gas vettore ed attendere che il contaminante si accumuli al di sotto di essa facendo crescere la sua concentrazione nel tempo; questo altera tuttavia progressivamente il gradiente di diffusione dal suolo verso la camera, portando ad una riduzione del flusso immesso per diffusione e favorendo la migrazione laterale dei vapori dal terreno all'esterno della camera. La camera di flusso statica più diffusa è di tipo non stazionario ed aperta e viene chiamata camera di accumulo. È abbinata ad una strumentazione di analisi che analizza il gas in tempo reale e visualizza su palmare l'andamento della concentrazione e del flusso, consentendo quindi di valutare il tempo necessario ad acquisire una misura o un campione significativo. Al momento l'uso delle camere statiche è stato utilizzato per mappare il flusso emissivo, limitato a misure di breve durata ed applicato in ambito di indagini preliminari per valutare eventuali punti di maggiore interesse e quindi localizzare i punti del successivo monitoraggio con CF dinamiche o con sonde di soil gas. Il suo utilizzo per campionamenti con supporti quali fiale e canister è oggetto di approfondimenti da parte del SNPA per un più ampio utilizzo in tutte le fasi della bonifica.

Figura 2 – Camera di accumulo –struttura esterna (a); struttura interna (b); dettaglio delle componenti: setto per eventuale campionamento (rubber septum), vent per equilibrare la pressione, porte di uscita ed ingresso del gas con trappola per umidità e polveri (c); schema di funzionamento della camera statica non stazionaria (Chiodini et al. 1998) (d)



B4.1 Campionamento con le camere di accumulo

La camera di accumulo viene posta sul terreno curando la perfetta adesione del bordo sul suolo così da ridurre al minimo gli scambi con l'atmosfera esterna che provocherebbero errori nella misura. Nello specifico l'appoggio sul terreno avviene previa ripulitura/taglio della vegetazione, se presente, e riduzione delle asperità del suolo e non necessita di fasi di spurgo preliminari. Può essere dotata di collare in metallo, eventualmente sigillabile con sabbia umida, per migliorarne l'isolamento. L'installazione del collare, separato dalla camera, nei primi cm del suolo dovrebbe essere fatta almeno due ore prima dell'avvio delle misure al fine di non avere ripercussioni causate dalle perturbazioni del flusso emissivo durante le stesse. L'inserimento del collare nel suolo produce infatti una momentanea alterazione della porzione di suolo interessata che può innescare un rilascio di CO₂ e VOC e portare ad una sovrastima del flusso misurato.

Le camere di accumulo vengono lasciate sul posto per 3-5 minuti, fino a riscontrare un incremento lineare di concentrazione dell'analita monitorato nella CF nel tempo. In genere

vengono misurate in continuo, con strumentazione non distruttiva, le concentrazioni di CO₂ e VOC, rispettivamente con sensori ad infrarossi e con PID (fotoionizzatore) ad elevata sensibilità (ai ppb), permettendo in questo modo un'immediata valutazione del tasso di incremento degli stessi. I flussi di gas prelevati e reimmessi nella camera sono uguali qualitativamente e quantitativamente perché avviene la ricircolazione nella camera dei gas analizzati dagli analizzatori non distruttivi. L'efflusso di CO₂ e VOC dal suolo viene calcolato come funzione del gradiente di concentrazione di tali indicatori e del rapporto tra volume e superficie della camera utilizzata. Oltre tali tempi la concentrazione cresce secondo andamenti non lineari dovuti alla riduzione del flusso diffusivo fino a raggiungere condizioni asintotiche e pertanto non più significative. Si rileva che al tempo iniziale, dopo l'installazione, è intrappolata sotto la camera aria ambiente e quindi la strumentazione registra il progressivo aumento delle concentrazioni all'interno della camera a causa del flusso di vapori che dal terreno si diffonde nella camera.

I dati devono essere registrati per le successive elaborazioni tramite software dedicati. Il funzionamento in dettaglio della strumentazione portatile dipende dalle specifiche di produzione: generalmente la concentrazione di CO₂ e CH₄ viene misurata in maniera continua con sensori a spettrometria IR con Tunable Laser Diode (IRTLTD) e di VOC con un fotoionizzatore portatile PID (Photo-Ionization Detector) dotato di lampada al Krypton da 10,6 eV o da definire in funzione della tipologia di contaminazione indagata (per es. 11,7 eV per i composti clorurati). Qualora risulti necessario valutare l'O₂ la strumentazione deve essere dotata anche di cella elettrochimica. La strumentazione deve garantire la corretta funzionalità dei detector alle temperature di misura e campionamento (0-50°C) ed essere dotata di sensori per pressione, umidità e temperatura entro la camera, di filtri permeabili ai gas ma in grado di bloccare la polvere e le condense di acqua.

Le camere di accumulo sono dotate di uno sfiato (vent), posto nella parte superiore della camera, al fine di permettere condizioni di analoga pressione tra l'interno della camera e l'esterno: una condizione di differente pressione tra i due ambienti può alterare il flusso sia portando ad una sovrastima che ad una sottostima delle concentrazioni, ma questo costituisce tuttavia una potenziale via di comunicazione con l'esterno.

La registrazione dei dati in continuo permette di verificare in tempo reale l'andamento del flusso e delle concentrazioni, requisito particolarmente utile vista l'estrema variabilità spaziale e temporale delle emissioni di gas dal terreno. Ciò consente di individuare in campo i punti con flusso e concentrazioni significative e agevolare la selezione della tipologia di sistema di supporto di campionamento ed il tempo di campionamento di una successiva misura con camera dinamica.

Nel report di rendicontazione sul monitoraggio effettuato con camera di accumulo devono essere trasmesse agli Enti le seguenti informazioni:

- coordinate del punto;
- giorno ed orario del monitoraggio;
- concentrazioni minime e massime dell'intervallo di misurazione di CO₂ e VOC;
- registrazioni di campo di tutti i punti monitorati su supporto informatico corredate da mappe di isoflusso e isoconcentrazione;
- flusso di ogni gas specificando la retta con cui è stato definito ed il coefficiente di correlazione R² (cfr § B4.5);
- pressione, temperatura e (se possibile) umidità dentro la camera;
- pressione e temperatura ambiente;
- se possibile, umidità e temperatura del terreno (a profondità di 5 cm da piano campagna).

Per quanto riguarda le accortezze da adottare per l'utilizzo delle camere di accumulo si segnala l'opportunità di evitare il campionamento in presenza di forte vento che potrebbe

generare differenze di pressione per l'effetto Venturi che si crea sulla vent, inducendo l'aspirazione di aria dall'interno della camera. Devono essere quindi evitati campionamenti e misure in presenza di raffiche di vento.

L'aria presente nella camera deve essere adeguatamente mescolata per consentire una corretta misurazione e campionamento mediante l'utilizzo di sistemi di miscelazione, di materiale inerte. Emerge quindi come sia necessario che le progettazioni di monitoraggi con le camere siano supportate da idonei studi che ne garantiscano un funzionamento efficiente e che la CF sia un ambiente completamente miscelato: senza tale ipotesi il processo di trattamento dei dati da CF decadrebbe. Tali studi che accompagnano la camera devono essere sottoposti alla verifica preliminare dell'Agenzia competente per territorio che ne valuterà la coerenza e la completezza.

B4.2 Altri utilizzi delle camere statiche

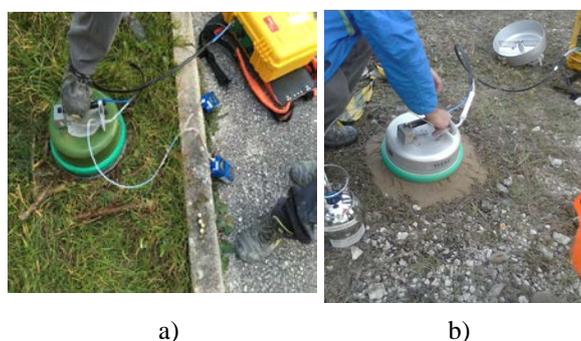
Sono in fase di studio altre applicazioni delle camere statiche, in particolare quelle chiuse, inserendo un sistema adsorbente all'interno della stessa per campionare in modo passivo, ottenendo una concentrazione sotto la camera costante (Luo e Zhou, 2006), in cui tuttavia con i sistemi di campionamento passivi oggi in uso è difficilmente ricavabile il flusso emissivo.

Figura 3 – Esempi di campionamento con le camere statiche chiuse



Studi sull'abbinamento delle CF statiche non stazionarie (di accumulo) a sistemi di campionamento o a gas cromatografi in linea hanno fornito risultati confortanti, e consentono di elaborare il flusso a partire dalla variazione di concentrazione del contaminante nella CF nel tempo tramite modelli lineari e non lineari. In tutti questi casi è opportuno procedere ad un bianco di camera come specificato al § B6.1 e ad uno spurgo (cfr § B6.3) perdendo così però i vantaggi di velocità e semplicità di misura caratteristici di questo tipo di camere.

Figura 4 – Esempi di campionamento con la camera di accumulo raccogliendo campioni per analisi quantitative in laboratorio (campionamento su fiale a) e con canister b))



B4.3 Vantaggi e svantaggi

In Tabella 2 sono riassunti vantaggi e svantaggi dell'uso delle camere statiche non stazionarie.

Tabella 2 – *Vantaggi e svantaggi nell'utilizzo della camera di flusso statica non stazionaria*

Vantaggi	Svantaggi
Assenza di possibili interferenze da sorgenti esterne di contaminazione (presenti in atmosfera), con conseguente quantificazione del solo contributo emissivo del sistema terreno/falda	E' una tecnica ancora poco nota, soprattutto nel panorama nazionale, sia come realizzazione della camera che come esecuzione delle misure
Possibile utilizzo in aree produttive o cantieri attivi senza necessità di scavi o di interrompere le attività in corso, né vincoli sui punti di monitoraggio per le successive campagne	Le camere di accumulo sono abbinate solitamente a sistemi di lettura del flusso di CO ₂ , CH ₄ , ed altri gas ad effetto serra, secondo l'uso più consolidato. Quando utilizzate con sensori PID per la misura dei VOC non permettono una valutazione diretta dell'emissione di singole specie gassose, in quanto non è semplice stimare il flusso dei singoli analiti di interesse partendo dalla concentrazione totale di VOC misurata nella CF. Pertanto sono utili, ad oggi, come indicatori per mappare il flusso emissivo di VOC totali.
Applicabile anche nel caso di falda con soggiacenza modesta	Le camere statiche chiuse risentono di una forte influenza delle condizioni al contorno (stato del terreno, pressione e temperatura ambiente, vento): sono soggette a facili innalzamenti di temperatura e pressione in camera, dovuti ad effetto serra e/o riscaldamento per irraggiamento delle pareti, soprattutto per periodi di tempo prolungati, che perturbano il flusso dei gas nella stessa
Idonea anche in caso di contaminazione in suolo superficiale	Non idonea per l'allestimento di linee di campionamento con campionatori che prevedono lunghi tempi di campionamento
Potenzialmente applicabile anche per terreni omogenei fini (sabbia limosa/argillosa) perché restituisce il flusso reale di vapori migrati a p.c.	
Strumentazione maneggevole e di agevole utilizzo	
Idonea per brevi periodi di misura e rapidi cambi di flusso emissivo (questo riduce il rischio di alterazioni dovute a cambiamenti nelle condizioni atmosferiche e gradienti di concentrazione all'interno della camera)	
Valida per quantificare bassi flussi emissivi perché non c'è introduzione di gas carrier che porta ad una diluizione della concentrazione sotto la camera	
Fornisce informazioni relative ad uno specifico punto e ad un dato tempo	
Mappatura dei VOC, utile nelle indagini preliminari, mirate a localizzare una sorgente di contaminazione	
Permette di captare anche vapori di sostanze difficilmente determinabili con le tecniche tradizionali (es. solventi clorurati in terreno)	
Può essere riutilizzata più volte, in siti diversi, procedendo esclusivamente alla pulizia della camera	

L'utilizzo è immediato dopo il posizionamento: non viene fatto lo spurgo in quanto si osserva l'incremento di concentrazione nel tempo e consente grazie alla strumentazione ad alta risoluzione per la lettura delle concentrazioni e del flusso.	
--	--

B4.4 Calcolo del flusso emissivo con camere di accumulo statiche non stazionarie

Sulla base dell'andamento nel tempo delle concentrazioni misurate nella camera non stazionaria è possibile stimare il flusso emissivo dal suolo.

La retta che "interpola" meglio la nuvola di punti è definita dalla distribuzione congiunta delle due variabili tempo (t) e concentrazione (C), avente equazione:

$$C = \alpha \cdot t + \beta \quad (1)$$

dove:

- β : intercetta, ovvero il punto in cui la retta incrocia l'asse delle ordinate (altezza della linea e corrisponde al valore atteso di C quando $t = 0$);
- α : inclinazione della retta di regressione che indica di quante unità cambia C per una variazione unitaria che si verifica nel tempo t, corrisponde al tasso di variazione della concentrazione del gas nel tempo (dC/dt).

Il Coefficiente di determinazione R^2 , misura la variabilità di C rispetto a t e può assumere valori compresi fra 0 e 1 (il valore 0 indica assenza di correlazione e quindi una misura non significativa, mentre valori superiori a 0,8 indicano una correlazione positiva e significativa) e viene computato direttamente dai fogli di calcolo.

Per effettuare una valutazione corretta del flusso è necessario individuare l'intervallo della retta esatto.

Qualora si ottenga la regressione lineare con $R^2 < 0,8$ l'operatore dovrà selezionare un altro intervallo temporale in cui definire la retta di regressione, tuttavia la misura dovrà essere ritenuta non valida se non sarà possibile effettuare alcuna correzione. L'analisi della retta può inoltre evidenziare la presenza di brusche variazioni della distribuzione dei dati per brevi intervalli temporali, che possono essere imputate a momentanei ingressi di aria, per mancanza di tenuta della linea di campionamento, circuitazione d'aria ambiente o variazioni delle portate di aspirazione.

Conoscendo le caratteristiche della camera utilizzata nonché i dati di pressione e temperatura è possibile poi ricavare i valori del flusso come definito dall'equazione:

$$J = \alpha \cdot A_{ck} \cdot K_{cal} \cdot \frac{V}{A_{FC}} \quad (2)$$

dove:

- K_{cal} : è un fattore numerico empirico definito durante la calibrazione della camera, in genere pari a 1;
- V/A_{FC} : rapporto tra il volume del sistema (camera di accumulo più detector) e l'area di base della camera;
- A_{ck} : è un parametro relativo alle proprietà fisiche della camera di accumulo ed ai parametri ambientali di campionamento secondo la seguente relazione:

$$A_{\text{ck}} = \frac{86400 \cdot (P_a / 100) \cdot V}{10^6 \cdot R \cdot (T + 273,15) \cdot A_{\text{FC}}} \quad (3)$$

con

- 86400 è numero dei secondi in un giorno;
- 10^6 è il fattore di conversione da $\mu\text{mol} \cdot \text{mol}^{-1}$ in $\text{mol} \cdot \text{mol}^{-1}$;
- P_a [mbar] è la pressione barometrica (100 è il fattore per convertire hPa in Pa);
- V [m^3] è il volume netto della camera;
- A_{FC} [m^2] è l'area di base della camera;
- T è la temperatura dell'aria in $^{\circ}\text{C}$ (convertita in K sommando 273,15);
- $R = 8,314472$ è la costante universale dei gas in $\text{m}^3 \cdot \text{Pa} \cdot \text{K}^{-1} \cdot \text{mol}^{-1}$.

B5 SISTEMI DINAMICI STAZIONARI APERTI

La camera di flusso aperta e dinamica, che permette di svolgere il monitoraggio in condizioni stazionarie, è la configurazione più usata e consolidata. In essa un gas vettore (carrier) è continuamente introdotto all'interno della camera durante il periodo di misura ed un flusso equivalente viene fatto uscire; la concentrazione all'interno della camera non cresce significativamente e pertanto non si ha accumulo di vapori al di sotto della camera, ma una concentrazione bassa e costante che non perturba il flusso emissivo.

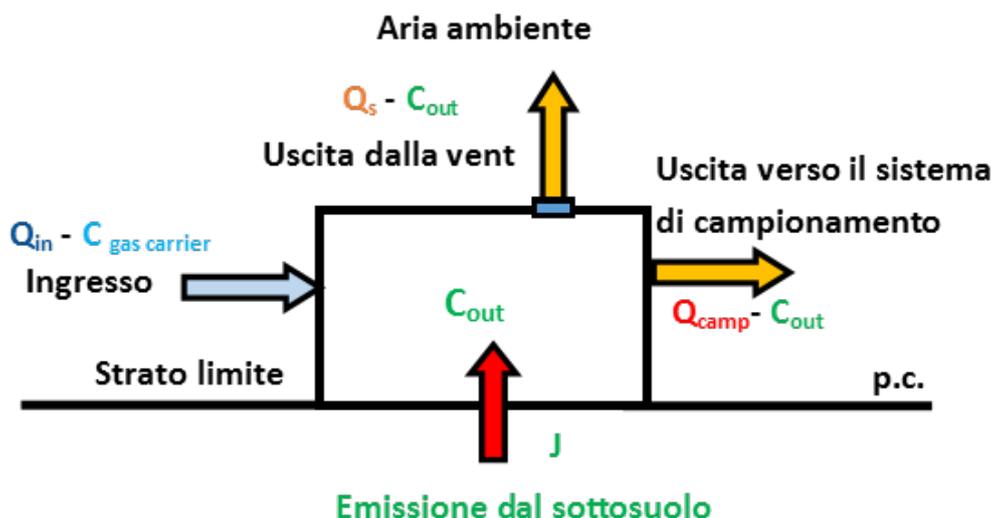
Le misure di concentrazione vengono effettuate una volta raggiunte le condizioni stazionarie, ovvero dopo lo spurgo, in seguito al quale si può assumere che la concentrazione nel gas in uscita dalla vent è pari a quella all'interno della camera. A tal fine bisogna creare una turbolenza sufficiente per avere perfetta omogeneità di concentrazione dei vapori emessi dal sottosuolo ed ottenere un campionamento significativo. La differenza tra la portata in ingresso (Q_{in}) e la portata di campionamento (Q_{camp}) è la portata di sfiato (Q_s) che è liberata dalla valvola vent presente nella CF (cfr § B5.1).

Lo schema di Fig. 5 rappresenta il principio di funzionamento della camera.

Il design della camera influenza il comportamento fluidodinamico del gas e la sua capacità di misurare propriamente il flusso emissivo dei gas. In letteratura sono descritti diversi modelli differenti per geometria, dimensioni, materiale di costruzione, eventuale sistema di miscelazione e tipologia di infissione/sistemazione al terreno.

Nelle CF dinamiche di grandi volumi, dove vengono generalmente impiegate portate del gas inerte elevate per garantire omogeneità, si possono verificare effetti indesiderati (ad esempio sovrappressioni indesiderate, problemi di tenuta, e diluizione del flusso emesso che comporterebbe valori di concentrazione nella camera minori per la cui determinazione sarebbero necessari limiti di quantificazione più bassi a parità di tempi di campionamento).

Figura 5 – Schema di funzionamento di camera di flusso dinamica stazionaria



La Fig. 6 mostra alcuni esempi di camere stazionarie mentre le Figg. 7 e 8 riportano le caratteristiche costruttive di una CF dinamica ed i dispositivi ad essa connessi, che vengono descritti di seguito.

Figura 6 – Esempi di camere di flusso dinamiche stazionarie



Figura 7 – Schema dei dispositivi collegati ad una camera di flusso dinamica stazionaria

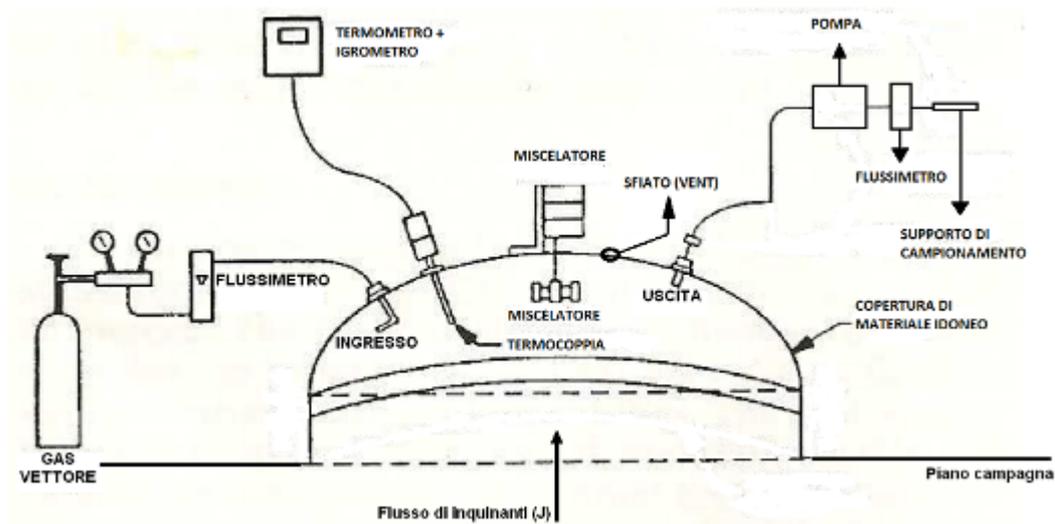


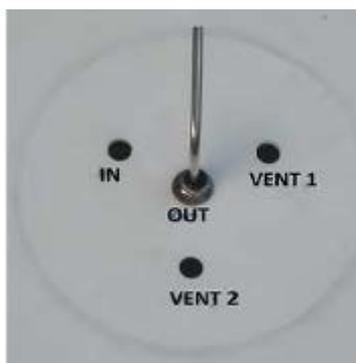
Figura 8 – Esempi dei dispositivi collegati ad una camera di flusso dinamica stazionaria



B5.1 Vent

La vent è un'apertura sulla CF che permette l'equilibrio tra la pressione interna e quella atmosferica al fine di evitare sovrappressioni nella camera che perturberebbero il flusso emissivo da campionare (Fig. 9). Nei casi più comuni la vent è costituita da una semplice apertura nella camera e ne sono presenti almeno 3: una finalizzata al collegamento col sistema di distribuzione del gas carrier, una con quello di campionamento ed una come sfiato. In generale quest'ultima dovrebbe essere collocata distante dalla porta di campionamento per evitare interazioni indesiderate. Altre aperture potrebbero essere realizzate per consentire il monitoraggio di parametri fisici all'interno della camera con apposite sonde.

Figura 9 – Esempio di distribuzione di vent su una CF aperta



In alternativa la vent può essere costituita da un tubo con diametro e lunghezza opportuni, scelti in funzione della velocità del vento e del volume della camera; tale tubo dovrebbe tendenzialmente essere di diametro più piccolo possibile (per minimizzare la perdita dovuta alla diffusione), tuttavia largo abbastanza per permettere all'aria di muoversi in risposta ai rapidi cambi di pressione; in generale il diametro è variabile tra 2 e 10 mm, mentre la lunghezza del tubo tra 5 e 30 cm. Viene tuttavia evidenziato che una vent dotata di tubo potrebbe causare una depressurizzazione della camera per effetto Venturi dovuto al vento che soffia sopra la parte esterna, con conseguente maggior richiamo di vapori dal suolo all'interno della camera, in particolare per i suoli molto permeabili.

B5.2 Sistema di miscelazione

Generalmente si assume che la diffusione molecolare è sufficientemente rapida all'interno dello spazio delimitato dalla camera in modo da avere concentrazione omogenea del gas campionato.

Se è necessaria una miscelazione ulteriore per garantire omogeneità e assenza di percorsi preferenziali, si può installare una ventola, realizzata o rivestita in materiale inerte per evitare falsi negativi, il cui utilizzo è tuttavia controverso ed è comunque sconsigliata in presenza di elevate concentrazioni di composti esplosivi. Un'alternativa potrebbe essere quella di raccogliere i campioni attraverso più porte di campionamento che si raccordano all'uscita in modo da campionare il gas da più punti all'interno della camera.

Nelle CF aperte dinamiche il sistema di immissione del gas vettore costituisce un sistema di omogeneizzazione della concentrazione degli inquinanti sotto la camera. Possono essere utilizzate diverse tipologie di gas vettore in funzione del contaminante oggetto di studio; il protocollo USEPA (1987) consiglia l'utilizzo di un gas vettore asciutto, privo di composti organici. Frequentemente si utilizza azoto ma in letteratura si citano anche, elio ed aria depurata ed essiccata. Il flusso in ingresso (Q_{in}) è regolato con sistemi quali mass flow o con sistemi meccanici (valvole, rubinetti) e verificato con flussimetro. La portata deve essere tale da garantire un'adequata miscelazione all'interno dello spazio di testa della camera generando

una condizione fluidodinamica interna la più vicina possibile alla condizione ambientale esterna. I valori di Q_{in} hanno valori tipici compresi tra 3 e 6 l/min, ma dipendono dalla geometria della camera.

Figura 10 – Sistemi di regolazione e controllo del gas vettore tramite manometro bistadio, mass flow controller, flussimetro digitale o flussimetro meccanico a sfera



A volte, nel caso di basse portate si corre il rischio di avere un aumento della concentrazione di contaminante tale da deprimere il gradiente di concentrazione all'interfaccia suolo-aria, mentre alte portate abbassano la concentrazione all'interno della camera e portano addirittura ad una sovrastima del flusso emissivo (in particolare per suoli caratterizzati da alta permeabilità), ma riducono l'umidità relativa, minimizzando i fenomeni di condensazione.

Si evidenzia che la portata in ingresso (Q_{in}) deve essere correlata a quella di campionamento (Q_{camp}) definita in funzione del supporto di raccolta dei campioni scelto, e comunque deve esserne sempre maggiore; il rapporto tra queste in genere varia tra 1 (raramente) e 100.

In letteratura esistono svariati esempi di configurazione di immissione di gas vettore: linee di tubi inerti, per esempio in teflon o metallo, ingresso puntuale con una semplice asta forata, oppure, per permettere una distribuzione più omogenea, attraverso uno o più anelli/spirali perforati. In quest'ultimo caso occorre definire opportunamente la posizione dell'anello rispetto alla copertura, la spaziatura tra i fori (generalmente equidistante) e la direzione verso cui dirigere il flusso dei gas (generalmente verso il centro della camera). E' importante inoltre la direzione del gas carrier che dovrebbe essere parallelo alla superficie in quanto componenti verticali (verso l'alto o verso il basso) esercitano una pressione positiva o negativa sulla superficie di suolo coperta dalla CF inducendo flussi di massa advettivi locali da o dentro la matrice suolo.

Per garantire lo stato di perfetta miscelazione, la CF deve essere stata progettata a seguito di prove fluidodinamiche di tipo modellistico numerico oppure di test di laboratorio (con gas traccianti o, nel caso il gas vettore sia azoto, monitorando la riduzione di O_2/CO_2), dai quali verificare, mediante misure delle concentrazioni a diverse quote ed in diversi punti, la completa miscelazione dentro la CF in grado di garantire l'idoneità del sistema di campionamento (basato proprio sull'ipotesi che la CF sia un ambiente completamente miscelato). Tali prove sono necessarie anche per valutare in modo specifico la durata del tempo di residenza idraulico della CF e definire quindi i tempi di spurgo (cfr § B6.3). In fase di proposta dell'indagine devono essere forniti i range di accettabilità dei principali parametri operativi della strumentazione, derivanti dagli studi effettuati in fase di progettazione. In linea generale, ad oggi, l'uso delle CF su superfici pavimentate o in ambienti indoor è ancora controverso e non definito in modo univoco in letteratura. Negli USA vengono utilizzate anche in tali contesti (Fig. 11), collocando le camere su zone fratturate o ancora tramite delle camere in grado di aderire agli spigoli/angoli tra pareti e pavimenti. Il loro utilizzo dovrebbe basarsi su un numero rilevante di misure e tendenzialmente essere preceduto da una

valutazione del flusso emissivo con camere di flusso statiche, al fine di individuare le zone più critiche.

In generale l'uso delle CF su superfici pavimentate può essere utile per la verifica della tenuta della copertura.

Nel caso in cui come pavimentazione è presente del battuto di terra o del ghiaione, il campionamento con CF può essere applicato senza problemi.

Non si ritiene corretto eseguire il taglio della pavimentazione al fine di poter procedere con il monitoraggio in quanto si ottiene un'alterazione del flusso emissivo per effetto "camino".

Figura 11 – Esempi di uso camere di flusso in ambiente indoor in USA (fonte: Schmidt, 2017)



B5.3 Vantaggi e svantaggi

In Tabella 3 sono riassunti vantaggi e svantaggi dell'uso del dispositivo stazionario.

Tabella 3 – Vantaggi e svantaggi nell'utilizzo della camera di flusso dinamica aperta

Vantaggi	Svantaggi
Assenza di possibili interferenze da sorgenti esterne di contaminazione (presenti in atmosfera), con conseguente quantificazione del solo contributo emissivo del sistema terreno/falda	E' una tecnica ancora non consolidata, soprattutto nel panorama nazionale, sia come realizzazione della camera che come esecuzione delle misure
Misura diretta del flusso emissivo, riducendo quindi le incertezze modellistiche legate al trasporto sino a p.c.	Forte influenza delle condizioni al contorno (stato del terreno, pressione e temperatura ambiente sul flusso emissivo, vento)
Possibile utilizzo in aree produttive o cantieri attivi senza necessità di scavi o di interrompere le attività in corso, né vincoli sui punti di monitoraggio per le successive campagne	Necessità di un'attrezzatura aggiuntiva (bombole di gas vettore nel caso in cui non si utilizzi aria ambiente, regolatore di flusso, connessioni) articolata e costosa
Applicabile anche nel caso di falda con soggiacenza modesta	Necessità di un elevato controllo della configurazione della camera (gestione e controllo del gas vettore) e dei parametri operativi mediante dispositivi talvolta complessi/dedicati
Idonea anche in caso di contaminazione in suolo superficiale	Occorre una particolare attenzione nell'installazione (infissione e sigillatura) per evitare sottostime dell'emissione
Permette di quantificare vapori di sostanze difficilmente determinabili con le tecniche tradizionali (es. solventi clorurati in terreno)	Necessità di garantire un flusso del gas vettore sufficientemente costante (ad esempio attraverso uso di flussimetro calibrato e misura del delta di pressione)
Potenzialmente applicabile anche per terreni omogenei fini (sabbia limosa/argillosa) perché restituisce il flusso reale di vapori migrati a p.c.	Il calcolo della $C_{aria\ ambiente}$, richiede comunque l'applicazione di modelli di dispersione atmosferica/intrusione indoor
La concentrazione all'interno della camera non cresce significativamente a causa del continuo fluire del gas vettore in entrata e in uscita, e pertanto non si ha accumulo di vapori al di sotto della stessa, ma una	

concentrazione bassa e costante che non perturba il flusso emissivo;	
Può essere riutilizzata più volte, in siti diversi, procedendo esclusivamente alla pulizia della camera	
L'utilizzo è immediato dopo il posizionamento (a valle comunque dello svolgimento, su ogni punto, dello spurgo della camera).	

B6 INDICAZIONI PER IL CAMPIONAMENTO CON CAMERE DI FLUSSO DINAMICHE

L'utilizzo della tecnica delle CF dinamiche prevede le seguenti operazioni indipendenti dalle caratteristiche del modello concettuale del sito ma legate intrinsecamente alla tecnica di monitoraggio: verifica del bianco di camera, spurgo, verifica della tenuta del sistema, controllo del corretto funzionamento e modalità di campionamento.

B6.1 Pulizia e bianco di camera

Prima di ogni misura, le camere devono essere pulite per eliminare eventuali residui di contaminanti mediante flussaggio con il gas vettore, oppure semplicemente lavandole con acqua ed asciugandole bene, o ancora, ma più raramente, mediante l'uso di un detergente commerciale seguito da un risciacquo con una soluzione di HNO₃ (1%).

Qualora vi siano dubbi su eventuali residui di contaminazione, è opportuno procedere con la verifica del bianco di camera che serve per valutare eventuali rilasci dell'inquinante dal sistema che possano interferire con le misure successive. Viene effettuato generalmente dopo (e se necessario anche prima della misura), posizionando la camera su una superficie di materiale inerte pulito, per esempio teflon, ed operando nelle stesse condizioni con il quale avviene il campionamento (anche svolgendo lo spurgo per eliminare l'aria inizialmente presente sotto la camera che potrebbe avere tracce di VOC).

Per il campionamento del bianco di camera devono essere usati gli stessi supporti utilizzati per il monitoraggio. Può essere svolta anche al di fuori del sito, per esempio in laboratorio, al più il giorno prima e quello successivo al monitoraggio.

La valutazione dell'eventuale contaminazione della camera è da ritenersi caso-specifica e l'eventuale sottrazione del bianco dal valore dei campioni è da valutare con molta attenzione. Come indicazione generale, è necessario fare attenzione ai luoghi di stoccaggio della CF e dell'attrezzatura ad essa correlata (evitando luoghi sporchi o potenzialmente impattati da VOC); nel caso di campagne prolungate ed in siti particolarmente impattati, è opportuno valutare la necessità di effettuare bianchi di camera intermedi.

B6.2 Sigillatura

La sigillatura della CF è necessaria per isolare la camera dall'aria esterna evitando la diffusione laterale dell'inquinante che può significativamente influenzare lo scambio del gas tra suolo e atmosfera all'interno della superficie. L'isolamento può avvenire tramite infissione delle pareti delle camere nel terreno indicativamente per una profondità di qualche centimetro. Molto più frequentemente si dispone della sabbia e/o bentonite intorno alla base della camera (da umidificare durante il campionamento). Questa soluzione permette inoltre di svolgere dei bianchi di camera in modo analogo alle misure.

B6.3 Spurgo

Lo spurgo serve per eliminare tutta l'aria intrappolata nella camera in fase di installazione in modo da misurare solo l'emissione dal sottosuolo e consiste nel fare fluire il gas carrier per un tempo sufficiente. Generalmente lo spurgo ha durata pari a 3 - 5 volte il tempo di residenza idraulico (HRT), ossia del ricambio del volume d'aria della camera, che rappresenta il rapporto tra il volume della camera e la portata in ingresso. Per le CF dinamiche, risulta strategico utilizzare come portata di spurgo la stessa portata di immissione del gas carrier per iniziare il campionamento già in condizioni stazionarie.

B6.4 Tenuta del sistema

È opportuno verificare la tenuta della camera rispetto all'aria ambiente, valutando che sia in leggera sovrappressione: la differenza di pressione, ΔP , tra l'interno della camera (P_{in}) e l'ambiente esterno (P_{atm}), deve essere dell'ordine di 0,5 Pa, meglio 0,2 Pa (si consiglia di fare verifiche con un manometro differenziale ad elevata sensibilità durante il campionamento). Un ΔP negativo ($P_{in} < P_{atm}$) causa un richiamo advettivo del contaminante dal suolo sottostante la camera con una conseguente sovrastima del flusso ed inoltre causa l'intrusione di aria ambiente sotto la CF, al contrario un ΔP positivo ($P_{in} > P_{atm}$) genera un impedimento al flusso di contaminante provocandone una sottostima ma al contempo è impedita l'ingresso di aria ambiente nella camera. Tali effetti sono considerevoli in suoli secchi, grossolani e con alta permeabilità. La differenza di pressione tra interno ed esterno, nelle camere aperte, è funzione della portata di gas carrier, della lunghezza e della sezione del tubo di immissione di aria e della portata di campionamento.

Inoltre anche il verificarsi di perdite lungo la linea di campionamento può alterare il risultato, portando ad una sottostima delle concentrazioni reali. I potenziali punti di accesso di aria ambiente sono le connessioni (tubazioni, valvole, connettori) del sistema di campionamento.

B6.5 Accorgimenti per evitare perturbazioni da fenomeni esterni

Per quanto riguarda l'effetto del vento, si segnala che quando il flusso del gas carrier è abbastanza alto ed il vento esterno è moderatamente lento, si può creare un deficit di pressione sotto la CF; per eguagliare la pressione interna a quella esterna è possibile utilizzare una membrana flessibile che si espande e si contrae in funzione dei cambiamenti di pressione atmosferica. Più comunemente viene utilizzato un frangivento per minimizzare l'effetto della fluttuazione di pressione in corrispondenza della vent perché il vento muovendosi sulla copertura della CF induce un abbassamento della pressione nella camera.

Per quanto riguarda la limitazione degli effetti di alterazione per i cambiamenti di temperatura all'interno della camera si consiglia di isolare la superficie esterna con sistemi ombreggianti o ancora ricoprendo la camera con materiali riflettenti come film di mylar, fogli di alluminio o di teflon opachi, e monitorare la temperatura del suolo e dell'aria all'interno e all'esterno della camera. In generale, compatibilmente con gli scopi del monitoraggio ed i limiti di quantificazione analitica, è consigliato adottare tempi di posizionamento relativamente brevi cosicché l'effetto della perturbazione della temperatura dell'aria sia minimo.

Nel caso di presenza di vegetazione, si suggerisce di procedere al taglio della stessa.

B6.6 Parametri da monitorare per un corretto campionamento

Alla luce delle indicazioni riportate nei paragrafi precedenti si ritiene utile registrare durante lo spurgo (cfr § B6.3) ed il campionamento, con frequenza pari ad almeno HRT in fase di spurgo e per il campionamento, all'inizio, a metà e alla fine dello stesso, i dati relativi alla portata del gas vettore, temperatura e, se possibile, umidità dentro la CF, la differenza di pressione e l'andamento dei parametri O_2 , CO_2 e VOC (con un PID ad elevata sensibilità ai ppb) per evidenziare eventuali anomalie.

Per quanto riguarda i parametri ambientali è opportuno registrare temperatura, umidità e pressione assoluta, nonché la velocità del vento, con frequenza oraria, e se possibile anche umidità del suolo sotto e/o accanto alla CF, per valutare adeguatamente i dati acquisiti in campagne differenti e/o in diverse condizioni meteo.

Figura 12 – Esempio della strumentazione utilizzata per il controllo del comportamento di una camera: manometro differenziale ad elevata sensibilità (a), termometro ed igrometro per misure sia dentro la camera che ambiente (b), igrometro per la misura dell'umidità del terreno (c) e sensore per la misura della velocità del vento (d)



La misura di pressione e temperatura ed umidità dentro alla CF (rispettivamente T_{misurata} , P_{misurata} e U_{misurata}) permette inoltre di riportare i dati di concentrazione dei vapori campionati in modo standardizzato (ovvero riferiti a P di 1 atm, pari a 101325 Pa e T di 298,15 K pari a 25 °C e senza umidità), ovvero come $C_{\text{standard secca}}$, per permettere un confronto tra gli esiti di campagne svolte in condizioni operative differenti. La formula da utilizzarsi è la seguente

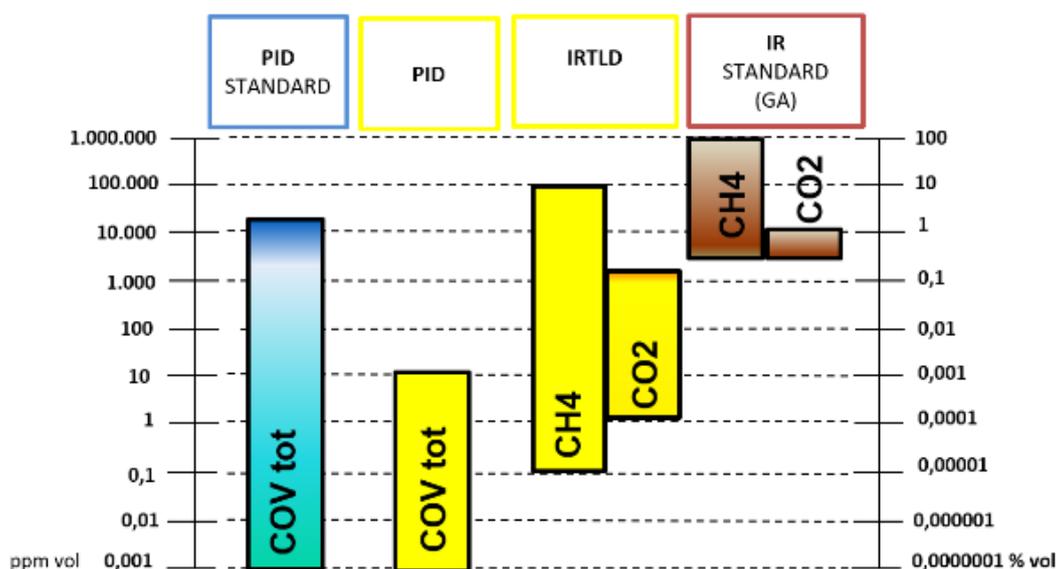
$$C_{\text{s tan dard seca}} = \frac{C_{\text{misurata}} \cdot \frac{T_{\text{misurata}}}{T_{\text{s tan dard}}} \cdot \frac{P_{\text{s tan dard}}}{P_{\text{misurata}}}}{1 - \frac{U_{\text{misurata}}}{100}} \quad (4)$$

dove la temperatura deve essere espressa in K (pari a 273,15 + temperatura indicata in °C) e l'umidità deve essere espressa in percentuale v/v.

Nella gestione dei dati l'umidità non è significativa mentre è necessaria per valutare eventuali fenomeni di condensa in camere non trasparenti.

In Fig. 13 sono confrontate le sensibilità dei detector: in giallo PID-IRTLD ad alta risoluzione di norma associate a camera di accumulo, in azzurro PID ad alta risoluzione per controlli in camera di flusso dinamiche mentre in rosso IR GA con risoluzione utile per misure di biogas.

Figura 13 – Confronto tra sensori e relativi range di misura



B6.7 Campionamento

B6.7.1 Sistema di prelievo e linea di campionamento

Il sistema di prelievo dell'aria interna risulta comunemente costituito da una semplice asta con un unico foro in fondo alla stessa o da un tubo perforato la cui lunghezza è stata adeguatamente verificata, che viene inserita nella CF attraverso una porta di campionamento collegata alla linea di campionamento. Anche i materiali di cui quest'ultima è costituita non devono interagire con le sostanze da controllare (sia in termini di ad/as-sorbimento che di dispersione/diffusione). Si suggeriscono i medesimi materiali utilizzati per la camera; in ogni caso sono sconsigliati tubi in polietilene (per es. LDPE, silicone, neoprene o gomma), in quanto permeabili ai gas o costituiti da materiali potenzialmente adsorbenti i contaminanti. Per i collegamenti fuori dalla camera, da realizzare necessariamente con materiale morbido, si consiglia il tygon mantenendone comunque al minimo la lunghezza.

Come per la camera, al cambio del punto di monitoraggio, tutte le linee di prelievo interne devono essere pulite ed i tubi di collegamento esterni sostituiti.

B6.7.2 Cattura della condensa

Nel caso si presenti un elevato tasso di umidità sotto la CF, è opportuno inserire un sistema di filtrazione della condensa prima del supporto di campionamento. Questo può consistere in un filtro in teflon (indicativamente con pori da 0,45 μm , da considerare come materiale di campionamento a perdere) che presenta il vantaggio di non adsorbire gli inquinanti organici, essere idrofobico e raccogliere l'eventuale particolato aspirato. In alternativa è possibile usare un sistema di separazione della condensa (per esempio un gorgogliatore/impinger di vetro/PTFE immerso in un bagnetto refrigerato). L'eventuale condensa raccolta può essere analizzata, se presente in volumi significativi, ed i relativi risultati devono essere considerati in fase di valutazione dei dati. La fattibilità dell'analisi della condensa deve essere concordata con il laboratorio di analisi; si suggerisce in ogni caso di munirsi di vial di vetro da 5-10 ml con setto forabile di teflon.

B6.7.3 Supporti di campionamento

La selezione del tipo di supporto deve essere basata sul tipo di analita, sull'entità della contaminazione presunta del sito e sulle soglie di rischio sito-specifiche, e deve essere anche tale da evitare aumenti dell'analita attribuibili a reazioni chimiche, biologiche o fotochimiche nel campione, perdite o diluizione del gas e dissoluzione del gas nell'acqua condensata dal campione.

Si utilizzano gli stessi supporti impiegati per le sonde di soil gas che si basano su due differenti principi di funzionamento:

- per ad-/as-sorbimento dell'inquinante su un opportuno substrato (fiale) collegate ad un idoneo sistema di aspirazione (pompa o campionatore personale da collocare a valle della fiala), distinguendo:
 - fiala a Desorbimento con Solvente (DS) quali a carbone attivo, XAD-2 per IPA, florisil per PCB, gel di Silice, carbon sieve per cloruro di vinile;
 - fiala ad attacco acido, ad es. hopcalite per mercurio;
 - fiala a Desorbimento Termico (DT);
- mediante raccolta di un fissato volume di aria in un idoneo contenitore (canister).

Esistono in mercato anche misuratori in linea in continuo, ad esempio analizzatori di mercurio o gascromatografi da campo.

In linea generale si segnala che le concentrazioni in gioco, rispetto al campionamento con *nesty probe*, sono tendenzialmente più basse (fino a qualche ordine di grandezza), sia perché il flusso emissivo viene miscelato e diluito dal gas carrier, sia perché la CF è posta a piano campagna, ovvero più lontana dalla sorgente a valle dei fenomeni di dispersione e biodegradazione che possono accadere durante il trasporto verso p.c..

Rispetto ai *soil gas survey*, fatta salva la verifica della tenuta delle giunzioni tra sistema di prelievo di vapori dentro le CF ed i supporti di campionamento, non si ha il rischio di creare una depressione eccessiva nell'insaturo tale da alterare gli equilibri di fase nella zona sorgente secondaria.

Unica accortezza è quella di impostare Q_{camp} sempre inferiore a Q_{in} , in modo che il rapporto tra Q_{camp} e Q_{in} , sia ricompreso nel range $0,01 \div 1$ al fine di garantire che la camera lavori in regime di leggera sovrappressione evitando fenomeni di ingresso di aria ambiente nella stessa. Anche in caso di contraddittorio, diversamente dalle sonde soil gas, non è necessario dimezzare la Q_{camp} , ma è necessario verificare quanto sopra.

Si riportano in Tabella 4 le principali caratteristiche dei tipi di supporto ad oggi utilizzate, rimandando per una trattazione più estesa ai §§ A8 e A9 dell'Appendice A.

Tabella 4 – Caratteristiche dei diversi tipi di supporto per il campionamento di vapori

Tipo di supporto	Fiale DS	Fiale DT	Canister
<i>Tipologie</i>	Possono avere diverse dimensioni: small, medium, large e jumbo	In genere utilizzate multisorbent idonee per un vasto range di composti	Dotati di ugello (restrictor), in grado di effettuare un campione mediato nel tempo per essere rappresentativi di una condizione media del suolo
<i>Sensibilità</i>	Media	Elevata	Elevata
<i>Campi di utilizzo</i>	> 1000 ng/cp per VOC e >3000 ng/cp per idrocarburi	< 1000 ng/cp per VOC e < 3000 ng/cp per idrocarburi	
<i>Range portate (l/min)</i>	0,02 ÷ 2 in funzione degli analiti da ricercare e del tipo di fiala (consigliata ≤ a 0,5)	0,01 ÷ 0,2 in funzione degli analiti da ricercare e del tipo di fiala (consigliata ≈ 0,05 - 0,1)	0,5 ÷ 80 ml/min
<i>Conservazione campione</i>	Chiudere le fiale con gli appositi tappi, avvolgerli in alluminio e conservarli singolarmente in contenitori di vetro/metallo (su cui allocare le etichette) a 4°C in frigo dedicati e fare analisi il prima possibile	Chiudere fermamente le fiale con gli appositi tappi dotati di guarnizione di PTFE, mediante doppie chiavi inglesi, e conservarli singolarmente in contenitori di vetro/metallo (su cui allocare le etichette) a 4°C in frigo dedicati e fare analisi il prima possibile	Chiudere avvitando l'apposito ugello; fare analisi entro 30 giorni per i canister
<i>Bianchi di campo e custodia</i>	Aperte e subito dopo richiuse in campo, trasportate, conservate seguendo la stessa catena di custodia e analizzate come i campioni. Vengono svolti in numero di 1/d fino a 3 d, per campagne di più giorni, almeno 3/settimana (in giorni diversi)	L'idoneità è valutata mediante il livello di vuoto misurato dalla valvola vacuometro di cui è equipaggiato il sistema	
<i>Bianchi di supporto</i>	Eseguito (a cura della Parte) su un n. di fiale vergini pari al 5% delle fiale usate per ogni lotto, almeno 2 per ogni lotto; per ogni composto di interesse le concentrazioni sui bianchi devono avere valori inferiori ai rispettivi LOQ; in casi particolari, legati alle specificità del sito, possono essere accettate concentrazioni fino al 5% sopra il valore del LOQ	I laboratori devono pulire e testare ogni tubo impiegato; per ogni composto di interesse la massa determinata deve essere ≤ 105% del LOQ	I laboratori devono pulire e testare ogni supporto prima del suo utilizzo in campo. Per ogni composto di interesse la massa determinata deve essere ≤ 105% del LOQ

<i>Contraddittorio</i>	In genere ARPA, preleva indicativamente, almeno il 10% dei campioni e comunque non meno di 2 campioni per campagna (oltre il bianco di campo e custodia); il supporto di campionamento selezionato deve essere preferibilmente il medesimo sia per ARPA che per la Parte al fine di garantire la confrontabilità dei dati analitici risultanti		
<i>Accorgimenti durante campionamento</i>	Controllo flusso con flussimetro	Controllo flusso con flussimetro	Qualora vi fosse depressione residua nel supporto esso non dovrà essere diluito in campo con aria ambiente
<i>Dati ottenuti</i>	Massa (M) [$\mu\text{g}/\text{campione}$] separatamente sulla parte principale (parte A) e sul test della fiala (parte B)	Massa (M) [$\text{ng}/\text{campione}$]	Concentrazione in volume [ppm]
<i>Trasformazioni per ottenere dati in Concentrazioni (C)</i>	$C (\mu\text{g}/\text{l} = \text{mg}/\text{m}^3) = M(\mu\text{g})/[\Delta t(\text{min}) * Q_{\text{camp}}(\text{l}/\text{min})]$	$C (\text{ng}/\text{l} = \mu\text{g}/\text{m}^3) = M(\text{ng})/[\Delta t(\text{min}) * Q_{\text{camp}}(\text{l}/\text{min})]$	$C (\text{ppm}) = [C(\text{mg}/\text{m}^3) * 24,45(\text{l}/\text{mol})]/\text{PM} (\text{g}/\text{mol})$ dove PM è il peso molecolare del composto di interesse; tale trasformazione è valida in condizioni di P = 1 atm e T = 25°C:
<i>Validazione dati</i>	E' valido se la massa (M) del singolo composto sulla parte B della fiala deve essere $\leq 5\%$ di M sulla parte A + M sulla Parte B e si considera come massa campione solo M su parte A. Se la massa (M) della sulla parte B è compresa 5% e 10% della M sulla parte A + M sulla Parte B si considera come massa campione M su parte A + M sulla parte B. Negli altri casi il campione non è valido.		

Per quanto riguarda le fiale si evidenzia che la portata di campionamento deve essere stabile e verificata mediante flussimetro (di idonea scala di misura) adeguatamente tarato. Qualora la restituzione dei dati attesti un valore “fuori dal campo di applicazione del metodo”, ossia si sia saturato il supporto, tale indicazione viene riportata nel rapporto di prova.

B6.7.4 Durata del campionamento

Richiamando tutte le indicazioni riportate in precedenza, si osserva che generalmente è meglio effettuare campionamenti mediati e tarati sul tempo di esposizione del potenziale bersaglio della contaminazione (evitando campionamenti istantanei o di breve durata) per avere una stima rappresentativa dell'esposizione tipica; le concentrazioni rilevate sono da considerarsi valori medi del periodo di campionamento. I tempi per le CF dinamiche stazionarie sono da valutare caso per caso, anche in funzione del supporto, e sono variabili tra 2 e 8 ore.

Per quanto riguarda le fiale la durata di campionamento (Δt) è funzione della massa minima quantificabile con la tecnica analitica impiegata (LOQ) specifica di ogni analita (funzione del materiale adsorbente contenuto nelle fiale), del limite di rilevabilità sito-specifico (LR) e della portata di campionamento (Q_{camp}). LR è definibile effettuando una valutazione preliminare di AdR, considerando il recettore più sensibile, per stimare la concentrazione in aria $C_{\text{aria ambiente}}$ al di sopra della quale si ha rischio per il percorso di inalazione, da cui si ricava il flusso emissivo (J) e di conseguenza la concentrazione sul campione prelevato da CF che, sulla base dei parametri operativi selezionati, costituisce il valore di rilevabilità che bisogna garantire. Si consiglia di utilizzare 1/10 del valore di concentrazione così stimato come LR, ricordando che

tali valutazioni non sono finalizzate ad un'AdR ma a valutazioni preliminari operative. Non occorre fare valutazioni sul rischio cumulato, ma solo sulla singola sostanza in quanto il fattore introdotto (1/10) costituisce un adeguato margine di sicurezza.

In linea generale, la durata di campionamento (Δt) è direttamente proporzionale a LOQ ed inversamente proporzionale a LR e a Q_{camp} , e nello specifico è pari a:

$$\Delta t \text{ (min)} = \frac{1000 \text{ (l/m}^3\text{)} \cdot \text{LOQ (}\mu\text{g)}}{\text{LR (}\mu\text{g/m}^3\text{)} \cdot Q_{\text{camp}} \text{ (l/min)}} \quad (5)$$

Rispetto alle sonde di soil gas non si incorre nel rischio di svuotare il bulbo sorgente di vapori, perché il flusso emissivo non è condizionato direttamente dal sistema di prelievo.

Si riportano le formule di conversione della concentrazione espressa in ppm o ppb (come rapporti volumetrici o molari) a quella in massa su volume, utili per le corrispondenze in caso di impiego di canister. E' necessario conoscere il peso molecolare PM delle sostanze quantificate (rinvenibile nella tabella delle proprietà chimico-fisiche della banca dati di ISS-INAIL), eventualmente utilizzando un valore medio tra i componenti della miscela analizzata. Tali formule sono idonee a dati riferiti alle condizioni di 1 atm e 25°C:

$$C(\text{ppm}) = \frac{C(\text{mg/m}^3) \cdot 24,45 \text{ (l/mol)}}{\text{PM}(\text{g/mol)}} \quad (6)$$

$$C(\text{ppb}) = \frac{C(\mu\text{g/m}^3) \cdot 24,45 \text{ (l/mol)}}{\text{PM}(\text{g/mol)}} \quad (6 \text{ bis})$$

Nel caso di campionamenti effettuati con fiale a desorbimento con solvente è opportuno verificare in campo i tempi di campionamento e la scelta delle dimensioni del supporto da utilizzare a seguito dell'esecuzione delle misure dirette dei COV da effettuarsi con strumentazione portatile di adeguata sensibilità. Si rimanda alle indicazioni riportate nella Tabella 1 dell'Appendice A.

B6.7.5 Accorgimenti particolari

Relativamente al campionamento con fiale, in caso di sospetta elevata concentrazione, soprattutto per sostanze a media volatilità come i BTEXS, potrebbero verificarsi dei fenomeni di strappaggio a causa di elevate masse adsorbite. Per questo motivo nella prima campagna, con valore anche di screening, si suggerisce di collocare due fiale in serie, oppure ridurre Q_{camp} e/o Δt garantendo comunque un tempo di monitoraggio significativo. In caso di fiale costituite da un corpo unico (per esempio fiale a DT o hopcalite) è invece vivamente suggerito di collocare, per almeno il 10% dei campioni, una fiala di sicurezza in serie.

Anche nel caso di sostanze caratterizzate da volatilità elevata, ed in particolare cloruro di vinile monomero, clorometano, 1,1-dicloroetene e MtBE, e per quelle caratterizzate da LR molto bassi, si suggerisce una massa adsorbente maggiore e di ridurre la portata e/o i tempi di campionamento.

Si considera come massa campionata (M) la somma delle 2 fiale poste in serie; nel caso di fiale che hanno anche la parte di test (parte B) si deve procedere sommando le parti A e B della prima fiala con la parte A della seconda fiala. Il controllo della validità del campionamento deve essere effettuata verificando che la parte B della seconda fiala sia al più pari al 10% della somma della parte A e della parte B della seconda fiala.

Per alcuni composti molto volatili (es. cloruro di vinile), è talvolta possibile riscontrare fenomeni di retrodiffusione che si manifestano con valori, sulla Parte B di una fiala, maggiori rispetto al 10% della somma della Parte A e della Parte B. In tali casi è opportuno utilizzare due fiale in serie ponendo prima una fiala a carbone attivo, seguita da una fiala di tipo *carbon sieve* e i composti vanno determinati su entrambi i supporti. Si suggerisce di effettuare nuove misure in campo solo nei casi in cui, utilizzando come massa complessiva quella ottenuta sommando la Parte A e la Parte B, si ottenga una valutazione con rischio non accettabile; in tali casi è opportuno utilizzare fiale con maggiore supporto adsorbente o collocare supporti in serie.

B6.8 Calcolo del flusso emissivo con camere di flusso dinamiche

Il flusso J di inquinante emesso al suolo [$M L^{-2} T^{-1}$] è la massa per unità di superficie emessa dal suolo nell'unità di tempo dato, che viene definito a partire dalla concentrazione (C) determinata sul supporto di campionamento (cfr Tab. 4), la portata del gas vettore (Q_{in}) e la superficie della CF (A), a partire da un bilancio di massa dentro la camera:

$$J = \frac{C \cdot Q_{in}}{A} \quad (7)$$

I valori inferiori ai LR vengono posti pari ad essi e qualora le simulazioni effettuate con tale ipotesi presentassero superamenti del rischio massimo tollerabile, nelle campagne successive dovranno essere richiesti LR inferiori, modificando i parametri operativi e/o il tipo di supporto.

B7 ELABORAZIONE DEI DATI ACQUISITI CON CAMERE DI FLUSSO

B7.1 Determinazione delle concentrazioni in aria ambiente

Il dato di flusso non può essere utilizzato direttamente all'interno dell'AdR. A partire dalle misure di flusso deve essere stimata la concentrazione in aria $C_{\text{aria ambiente}}$, ipotizzando di considerare ambienti outdoor/indoor completamente miscelati.

Per gli ambienti outdoor si applica il modello a box:

$$C_{\text{aria ambiente outdoor}} = \frac{J \cdot L_{\text{wind}}}{v_{\text{wind}} \cdot \delta_{\text{air}}} \quad (7)$$

dove:

- J [$\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$] è il flusso di massa di contaminante misurato con la camera di flusso (§B4.5 e §B6.8)
- L_{wind} [m] lunghezza della sorgente rispetto alla direzione del vento
- v_{wind} [m] velocità del vento
- δ_{air} [m] altezza dello strato di miscelazione outdoor (pari a 2 m).

Per l'eventuale applicazione in ambienti indoor, ancora oggetto di valutazione, la concentrazione dipende dalla miscelazione in ambienti confinati:

$$C_{\text{aria ambiente indoor}} = \frac{J \cdot A_B}{V_B \cdot ER_B} \quad (8)$$

dove:

- J [$\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$] è il flusso di massa di contaminante misurato con la camera di flusso (§B4.5 e §B6.8)
- A_B superficie attraverso cui entra il flusso emissivo all'interno dell'edificio
- V_B volume dello spazio chiuso in cui avviene la miscelazione
- ER_B tasso di ricambio di aria nello spazio chiuso.

Si fa presente che, nel caso indoor, la superficie di emissione può corrispondere al livello di calpestio del piano terra dell'edificio (o porzioni della stessa), nel caso di edifici completamente fuori terra o alle superfici poste al di sotto del p.c. (o porzioni delle stesse) nel caso di piani interrati. Nel caso di vie preferenziali di migrazione (es. presenza di camini o di condotte d'aria) la superficie di emissione corrisponde invece all'area specifica interessata dal flusso.

Il volume di miscelazione corrisponde allo spazio chiuso direttamente a contatto con il flusso emissivo: il piano terra o il piano interrato (o porzioni degli stessi) dell'edificio a contatto con il terreno o, nel caso di vie preferenziali di migrazione verso i piani superiori, gli spazi chiusi interessati da tali percorsi di migrazione.

Nel caso di presenza di vie preferenziali di migrazione dei vapori all'interno dell'edificio, ai fini della valutazione dell'esposizione e del rischio per i recettori interessati, è opportuno che siano considerati entrambi i contributi: quello relativo alle superfici direttamente a contatto con il terreno e quello specifico delle vie preferenziali.

B7.2 Valutazione dei risultati

Per le indicazioni inerenti il numero di campagne necessarie e la trattazione dei dati si rimanda alle indicazioni fornite ai §§ 10.1 e 10.3 del documento “Progettazione del monitoraggio di composti volatili”.

BIBLIOGRAFIA

Air Force Center for Environmental Excellence AFC, 2001 – Final Guidance on Soil Vapor Extraction Optimization

APAT, 2008 – ‘Criteri metodologici per l’applicazione dell’analisi assoluta di rischio ai siti contaminati – <http://www.isprambiente.gov.it/files/temi/siti-contaminati-02marzo08.pdf>

ARPA Emilia Romagna, 2015 – Linea guida operativa per il campionamento, il trasporto e l’analisi dei gas interstiziali nei siti contaminati – Allegato a D.G.R. 4/5/15 n. 484 – http://bur.regione.emilia-romagna.it/bur/area-bollettini/bollettini-in-lavorazione/n-111-del-14-05-2015-parte-seconda.2015-05-13.0568787941/approvazione-della-linea-guida-operativa-per-il-campionamento-il-trasporto-e-lanalisi-dei-gas-interstiziali-nei-siti-contaminati-per-il-loro-utilizzo-a-suppoto-dellanalisi-di-rischio/allegato-a-dgr-4842015_parte-i.2015-05-13.1431521064

ARPA Lombardia, 2018 – Linee Guida su camere di flusso – <http://www.arpalombardia.it/Pages/Arpa-per-le-impres/Servizi%20e%20procedure/Consulta-procedure-ARPA-Lombardia.aspx>

ARPA Piemonte, 2013 – Campionamento dei gas interstiziali e rilievo delle emissioni di vapori dal terreno in corrispondenza dei siti contaminati – http://www.arpa.piemonte.it/approfondimenti/temi-ambientali/siti-contaminati/approfondimenti-tecnici/linea_guida_gas_interstiziali

ARTA Abruzzo, 2014 – Protocollo tecnico per il campionamento e l’analisi dei soil-gas – https://www.artaabruzzo.it/download/news/433/20150302_approvazione_pdc_bussi_all_02.pdf

ASTM D6196, 2009 – Standard Practice for Selection of Sorbents, Sampling, and Thermal Desorption Analysis Procedures for Volatile Organic Compounds in Air

ASTM D7663, 2012 – Standard Practice for Active Soil Gas Sampling in the Vadose Zone for Vapor Intrusion Evaluations

Batterman SA, McQuown BC, Murthy PN, McFarland AR, 1992 – Design and evaluation of a long-term soil gas flux sampler – Environmental Science and Technology, 26, 709-714

California Environmental Protection Agency CalEPA, 2015 – Advisory active soil gas investigations

Castro MS, Galloway JN, 1991 – A Comparison of Sulfur-Free and Ambient Air Enclosure Techniques for Measuring the Exchange of Reduced Sulfur Gases Between Soils and the Atmosphere – Journal of Geophysical Research 96, 15427-15437

Chiodini G, Frondini F, Raco B, 1996) – Diffuse emission of CO₂ from the Fossa crater, Vulcano Island (Italy) – Bulletin of Volcanology, 58,41-50

Chiodini G, Cioni R, Guidi M, Raco B, Martini L, 1998 – Soil CO₂ Flux measurements in volcanic and geothermal areas – Applied Geochemistry, Vol. 13, 5, pp. 543-552

Conen F, Smith KA, 1998 – A re-examination of closed flux chamber methods for the measurement of trace gas emissions from soils to the atmosphere – *European Journal of Soil Science*, 49, 701-707

Cropper WP Jr., Ewel KC, Raich JW, 1985 – The measurement of soil CO₂ evolution in situ. *Pedobiologia*, 28, 35-40

D.G.R. n. 11348/2010 – Linee Guida in materia di bonifica dei siti contaminati

D.G.R. n. 2838/2006 – Modalità applicative del Titolo V della Parte IV del D.lgs.152/06

D.Lgs. n. 152/2006 e s.m.i. – Norme in materia ambientale (Titolo V della Parte IV e allegati)

D.M. n. 31/2015 – Decreto del Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare contenente Regolamento recante criteri semplificati per la caratterizzazione, messa in sicurezza e bonifica dei punti vendita carburanti, ai sensi dell’articolo 252, comma 4, del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152

Davidson EA, Savage K, Verchot LV, Navarro R, 2002 – Minimizing artifacts and biases in chamber-based measurements of soil respiration – *Agricultural and Forest Meteorology*, 113, 21-37

De Mello WZ, Hines ME, 1994 – Application of static and dynamic enclosures for determining dimethyl sulfide and carbonyl sulfide exchange in Sphagnum peatlands: Implications for the magnitude and direction of flux – *Journal of Geophysical Research*, 99, 14601-14607

Di Francesco F, Ferrara R, Mazzolai B, 1998 – Two ways of using a chamber for mercury flux measurement – A simple mathematical approach – *Science of the Total Environment*, 213, 33-41

Dupont RR, Reineman JA, 1986 – Evaluation of Volatilization of Hazardous Constituents at Hazardous Waste Land Treatment Sites. Research and Development Report – EPA/600/S2-86/07

EC Directive 1999/13/EC – Council Directive 1999/13/EC on the limitation of emissions of volatile organic compounds due to the use of organic solvents in certain activities and installations –

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1999L0013:19990329:EN:PDF>

Eklund B, 1992 – Practical Guidance for Flux Chamber Measurements of Fugitive Volatile Organic Emission Rates – *JAPCA Journal of the Air & Waste Management Association*, 42, 1583-1591.

Environment Agency Wales, 2010 – Guidance on monitoring landfill gas surface emission – LFTGN07 v2 –

https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/321614/LFTGN07.pdf

Fang C, Moncrieff JB, 1998 – An open-top chamber for measuring soil respiration and the influence of pressure difference on CO₂ efflux measurement – *Functional Ecology* 12, 319-325

Farmer WJ, Yang MS, Letey J, Spencer WF, 1980 – Hexachlorobenzene: Its Vapor Pressure and Vapor Phase Diffusion – *Soil Science Society of America Journal*, 44, 676-680.

Frez WA, Tolbert JN, Hartaman B, Kline TR, 1998 – Determining Risk Based Remediation Requirements Using Rapid Flux Chamber Technology –

<http://tegnal.com/documents/hartman/RapidfluxChamberTechnology.pdf>

Gao F, Yates SR, Yates MV, Gan J, Ernst FF, 1997 – Design, Fabrication, and Application of a Dynamic Chamber for Measuring Gas Emissions from Soil – *Environmental Science and Technology*, 31, 148-153

Gao F, Yates SR, 1998 – Laboratory study of closed and dynamic flux chambers: Experimental results and implications for field application – *Journal of Geophysical Research*, 103, 26115-26125

Gholson AR, Albritton JR, Jayanty RKM, 1991 – Evaluation of an Enclosure Method for Measuring Emissions of Volatile Organic Compounds from Quiescent Liquid Surfaces – *Environmental Science and Technology*, 25, 519-524.

Gustin MS, Rasmussen P, Edwards G, Schroeder W, Kemp J, 1999 – Application of a laboratory gas exchange chamber for assessment of in situ mercury emissions – *Journal of Geophysical Research*, 104, D17, 21873-21878

Hartman B, 2003 – How to Collect Reliable Soil-Gas Data for Upward Risk Assessments. Part 2: Surface Flux – Chamber Method – *LUSTLine Bulletin*, 44, 14-18 e 34

Hutchinson GL, Mosier AR, 1981 – Improved Soil Cover Method for Field Measurement of Nitrous Oxide Fluxes – *Soil Science Society of America*, 45, 311-316

Hutchinson GL, Brams EA, 1992 – NO Versus N₂O Emissions From an NH₄⁺ Amended Bermuda Grass Pasture – *Journal of Geophysical Research*, 97(D9), 9889-9896

Hutchinson GL, Livingston GP, 1993 – Use of Chamber Systems to Measure Trace Gas Fluxes – *Proceedings of Agricultural Ecosystem Effects on Trace Gases and Global Climate Change Symposium*, 63-78 – ASA Special Publication 55, Wisconsin, USA

Hutchinson GL, Livingston GP, Healy RW, Striegl RG, 2000 – Chamber measurement of surface-atmosphere trace gas exchange: numerical evaluation of dependence on soil, interfacial layer, and source/sink properties – *Journal of Geophysical Research*, 105, 8865-8875

Hutchinson GL, Livingston GP, 2001 – Vents and seals in non-steady state chambers used for measuring gas exchange between soil and the atmosphere – *European Journal of Soil Science*, 52, 675-682

Hutchinson GL, Livingston GP, 2002 – Soil-Atmosphere Gas Exchange. – Dane JH, Topp GC (Eds.), *Methods of soil analysis. Part 4. 1159–1182* – SSSA Book Ser. 5. SSSA, Madison, WI

Hutchinson GL, Rochette P, 2003 – Non-Flow-Through Steady state Chambers for Measuring Soil Respiration: Numerical Evaluation of Their Performance – Soil Science Society of America Journal, 67, 166-180

Iritz Z, Lindroth A, Gärdenäs A, 1997 – Open ventilated chamber system for measurements of H₂O and CO₂ fluxes from the soil surface – Soil Technology, 10, 169-184

ISS, INAIL, AULSS 12 Veneziana, ARPA Veneto, 2013 – Protocollo per la verifica delle concentrazioni in aria di sostanze volatili nei siti contaminati.

ISS-INAIL, 2018 – Banca Dati ISS INAIL – marzo 2018

http://www.bonifiche.minambiente.it/contenuti/gruppi/ADR/Nota_6919.zip

Interstate Technology & Regulatory Council ITRC, 2007 – Vapor Intrusion Pathway: a Practical Guideline – The Interstate Technology & Regulatory Council Vapor Intrusion Team.

Johnson PC, Ettinger RA, 1991 – Heuristic Model for Predicting the Intrusion Rate of Contaminant Vapors into Buildings – Environmental Science and Technology, 25, 1445-1452

Jury WA, Russo D, Streile G, El Abd H, 1990 – Evaluation of Volatilization by Organic Chemicals Residing Below the Soil Surface – Water Resources Research, 26, 13-20

Kanemasu ET, Powers WL, Sij JW, 1974 – Field Chamber Measurements of CO₂ Flux from Soil Surface – Soil Science, 118, 233-237

Kising AP, Socolow RH, 1994 – Human impact on the nitrogen cycle – Physics Today, 47-11, 24-31

Kucera C, Kirkham DR, 1971 – Soil respiration studies in tall grass Prairie in Missouri. Ecology, 52, 912-915

Lin TF, Su YY, Su MC, 2003 – Performance of Gas Mixing in a Flux Chamber – Energy Sources, 25, 597-605

Livingston GP, Hutchinson GL, 1995 – Enclosure-based measurement of trace gas exchange: applications and sources of error – Matson PA, Harriss RC (Eds.), Methods in Ecology: Biogenic Trace Gases: Measuring Emissions from Soil and Water – Blackwell Science Ltd., Oxford, 14-51

Luo Y, Zhou X, 2006 – Soil respiration and the environment – Academic press, 328.

Matthias AD, Blackmer AM, Bremner JM, 1980 – A Simple Chamber Technique for Field Measurement of Emissions of Nitrous Oxide from Soils – Journal of Environmental Quality, 9, 251-256

MATTM, 2014-2015 – Linee Guida per l'applicazione dell'Analisi di Rischio sito-specifica del 2014 (prot. 29706/STA) con integrazioni del 2015 (prot. 2277/STA) –

<http://www.bonifiche.minambiente.it/contenuti%5Cgruppi%5CADR%5CLinee-guida%20AdR.pdf>

-
- Morrison MC, Hines ME, 1990 – The variability of biogenic sulfur flux from a temperate salt marsh on short time and space scales – *Atmospheric Environment*, 24A, 1771-1779
- Mosier A, Schimel D, Valentine D, Bronson K, Parton W, 1991 – Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands – *Nature*, 350, 330-332
- Nay SM, Mattson KG, Bormann BT, 1994 – Biases of Chamber Methods for Measuring Soil CO₂ Efflux Demonstrated with a Laboratory Apparatus – *Ecology*, 75, 2460-2463
- Norman JM, Gracia R, Verma SB, 1992 – Soil Surface CO₂ Fluxes and the Carbon Budget of a Grassland – *Journal of Geophysical Research*, 97, D17, 18845-18853
- Office of Environmental Health Hazard Assessment OEHHA, 2009 – Human-Exposure-Based Screening Numbers Developed to Aid Estimation of Cleanup Costs for Contaminated Soil – Integrated Risk Contaminant Vapour Emissions from Polluted Soil and Groundwater Assessment Section – California Environmental Protection Agency
- Parkinson KJ, 1981 – An improved method for measuring soil respiration in the field – *Journal of Applied Ecology*, 18, 221-228
- Pedersen AR, 2000 – Estimating the Nitrous Oxide Emission Rate from the Soil Surface by Means of a Diffusion Model – *Scandinavian Journal of Statistics*, 27, 385-403
- Poissant L, Pilote M, Casimir A, 1999 – Mercury flux measurements in a naturally enriched area: correlation with environmental conditions during the Nevada Study and Tests of the Release of Mercury From Soils (STORMS) – *Journal of Geophysical Research*, 104, D17, 21845-21857
- Puricelli S, 2010 – Contaminant vapour emissions from polluted soil and groundwater – Tesi di dottorato in Ingegneria Sanitaria-Ambientale – Politecnico di Milano
- Rayment MB, Jarvis PG, 1997 – An improved open chamber system for measuring soil CO₂ effluxes in the field – *Journal of Geophysical Research*, 102, D24, 28779-28784
- Reinhart DR, Cooper DC, 1992 – Flux Chamber Design and Operation for the Measurement of Municipal Solid Waste Landfill Gas Emission Rates – *Air & Waste Management Association*, 42, 1067-1070
- Saponaro S, 2014 – Principi ed applicazioni di sonde soil gas e camere di flusso – Alta Scuola di Formazione sulla Bonifica dei Siti Contaminati – Ravenna 21-23 Maggio
- Schmidt CE, 1991 – Evaluation of volatile organic compound emission control of rusmar AC-900L and AC-900 foam using the surface emission isolation flux chamber. Technical Memorandum – <http://www.aquafoam.com/papers/voc.pdf>
- Schmidt CE, Balfour WD, 1983 – Direct Gas Emission Measurement Techniques and the Utilization of Emissions Data from Hazardous Waste Sites – Proceedings of national Conference on Environmental Engineering, ASCE
- Schmidt CE, Zdeb TF, 1998a – Direct measurement of indoor infiltration through a concrete slab using the US EPA flux chamber – Proceeding of Air and Waste Management
-

Association's 91st Annual Meeting & Exhibition, 98-TA9C.01, June 14-18, San Diego, California

Schmidt CE, Copeland TL, Pesin R, 1998b – Comparison Of Measured And Modeled Emissions From Subsurface Contamination At An Industrial Site In A Residential Neighborhood – Proceeding of Air and Waste Management Association's 91st Annual Meeting & Exhibition, 98-WPC.01P, June 14-18, San Diego, California

Schmidt CE, 2017 – <https://www.ceschmidt.com/>

Schneeberger D, Sommar J, Turner R, Wallschläger D, Xiao Z, 1999 – Increases in mercury emissions from desert soils in response to rainfall and irrigation – Journal of Geophysical Research, 104, 21879-21888

Schwartzkopf SH, 1978 – An Open Chamber Technique for the Measurement of Carbon Dioxide Evolution from Soils – Ecology, 59, 1062-1068

Song X, Heyst BV, 2005 – Volatilization of mercury from soils in response to simulated precipitation – Atmospheric Environment, 39, 7494-7505

Tillman FD, Choi JW, Smith JA, 2003 – A comparison of direct measurement and model simulation of total flux of volatile organic compounds from the subsurface to the atmosphere under natural field conditions – Water Resources Research, 39, 5-11

Tillman FD, Weaver JW, 2005 – Review of Recent Research on Vapor Intrusion – United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington, DC – EPA/600/R-05/106

Tonami F, Miele G, 1991 – Methods for measuring flow of carbon dioxide through soils in volcanic setting – Abstract form International conference on Active Volcanoes and Risk Mitigation, Napoli, 27 August-1 September 1991

UK Environmental Agency, 2010 – Guidance on monitoring landfill gas surface emissions – LFTGN07 v2

UNI CEN/TS 13649, 2015 – Determinazione della concentrazione in massa di singoli composti organici in forma gassosa

United States Environmental Protection Agency USEPA, 1986 – Measurement of Gaseous Emission Rates from Land Surfaces Using an Emission Isolation Flux Chamber, Users Guide – Environmental Monitoring Systems Laboratory Washington, DC – EPA/ 600/8-86/008

United States Environmental Protection Agency USEPA, 1999 – Compendium Method TO-15 – Determination of volatile organic compounds (VOCs) in air collected in specially-prepared canisters and analyzed by gas chromatography/mass spectrometry (GC/MS) – Cincinnati, OH 45268

United States Environmental Protection Agency USEPA, 2015 – Assessing and Mitigating the Vapor Intrusion Pathway from Subsurface Vapor Sources to Indoor Air –

<https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/oswer-vapor-intrusion-technical-guide-final.pdf>

Valente RJ, Thronton FC, Williams EJ, 1995 – Field comparison of static and flow-through chamber techniques for measurement of soil NO emission – *Journal of Geophysical Research*, Vol. 100, D10, 21147-21152

Virgili G, Continanza D, Coppo L, 2008 – Il FLUX-meter: implementazione di una strumentazione integrata portatile per la misura dei flussi di CO₂ e CH₄ diffusi dal suolo – *Giornale di Geologia Applicata*, 9 (1), 73-84.

Witkamp M, 1969 – Cycles of temperature and carbon dioxide evolution from litter and soil – *Ecology*, 50, 922-924

Xiao ZF, Munthe J, Schroeder WH, Lindqvist O, 1991 – Vertical fluxes of volatile mercury over forest soil and lake surfaces in Sweden – *Tellus*, 43B, 267-279

Yates SR, Wang D, Ernst FF, Gan J, 1997 – Methyl Bromide Emissions from Agricultural Fields: Bare-Soil, Deep Injection – *Environmental Science and Technology*, 31, 1136-1143

Zhang H, Lindberg SE, Barnett MO, Vette AF, Gustin MS, 2002 – Dynamic flux chamber measurement of gaseous mercury emission fluxes over soils – *Atmospheric Environment*, 36 (5), 835-846



APPENDICE C

SISTEMI DI MONITORAGGIO PASSIVO DEL SOIL GAS

SETTEMBRE 2018

Manuali e Linee Guida ***/201*

Autori

Iason Verginelli (Dipartimento di Ingegneria Civile e Ingegneria Informatica, Università degli Studi di Roma “Tor Vergata”)

Renato Baciocchi (Dipartimento di Ingegneria Civile e Ingegneria Informatica, Università degli Studi di Roma “Tor Vergata”)

Condiviso da:

Gruppo di Lavoro 9 Bis – Sottogruppo 1 “Campionamento”

Federico Fuin (ARPA Veneto)

Adele Lo Monaco (ARPAE Emilia-Romagna)

INDICE

C1	PREMESSA	4
C2	INTRODUZIONE	5
C3	PRINCIPIO DI FUNZIONAMENTO DEL CAMPIONAMENTO PASSIVO	6
C3.1	Uptake del contaminante al campionatore	6
C3.2	Tipologie di campionatori passivi.....	6
C4	CAMPIONATORI PASSIVI CHE OPERANO NELLA ZONA DI CATTURA LINEARE (TIPO I)	8
C4.1	Principio di funzionamento.....	8
C4.2	Principio di funzionamento.....	9
C4.3	Materiali adsorbenti	10
C4.4	Esempi di campionatori passivi in fase di test per il monitoraggio del soil gas	11
C5	CAMPIONATORI PASSIVI CHE OPERANO IN CONDIZIONI DI EQUILIBRIO (TIPO II)	18
C6	VANTAGGI E LIMITAZIONI DEI CAMPIONATORI PASSIVI	21
	BIBLIOGRAFIA	23

C1 PREMESSA

Il presente documento fornisce una panoramica dei sistemi di campionamento passivi per il monitoraggio dei gas interstiziali nei terreni.

Tale panoramica viene proposta a mero scopo informativo e conoscitivo anche perché l'utilizzo dei sistemi di campionamento passivo per il prelievo dei gas interstiziali non è sufficientemente consolidato e necessita di ulteriori approfondimenti per verificarne l'applicabilità, le limitazioni e la confrontabilità dei risultati rispetto a quelli ottenuti con i sistemi di tipo attivo.

Si ritiene tuttavia utile riportare lo stato attuale delle conoscenze in merito all'applicabilità dei sistemi di campionamento passivi al prelievo dei gas interstiziali per completare la panoramica delle metodologie disponibili.

Il documento, nell'ambito delle attività del Gruppo di Lavoro 9 bis del SNPA, è stato redatto dal Dipartimento di Ingegneria Civile e Ingegneria Informatica dell'Università degli Studi di Roma "Tor Vergata" che attualmente ha una linea di ricerca specifica sull'utilizzo dei campionatori passivi per l'analisi quantitativa dei composti volatili nei gas interstiziali. L'Università di Tor vergata ha collaborato alle attività del Gruppo esclusivamente per la preparazione di questo documento.

C2 INTRODUZIONE

I metodi di campionamento passivo non necessitano di alcun sistema di aspirazione ma sfruttano il processo fisico della diffusione molecolare degli inquinanti sulla base del gradiente di concentrazione tra il mezzo da monitorare (ad es. acqua o aria) e un sistema adsorbente presente nel campionatore.

Le tecniche di campionamento passivo risultano già ben consolidate e applicate per il monitoraggio dei contaminanti in fase disciolta nelle acque sotterranee e nei sedimenti. Per il monitoraggio delle sostanze in fase aeriforme, le prime applicazioni di sistemi di campionamento passivo risalgono già agli anni '70 (Palmes 1973) e nei primi anni '80 hanno iniziato ad essere largamente utilizzati nell'ambito dell'igiene industriale (Brown et al., 1981; Fowler, 1982; Seifert e Abraham, 1983; Lewis et al., 1985; Moore 1987). Negli ultimi anni a livello nazionale ed internazionale si stanno mettendo a punto dei sistemi di monitoraggio del soil gas basati sul campionamento passivo.

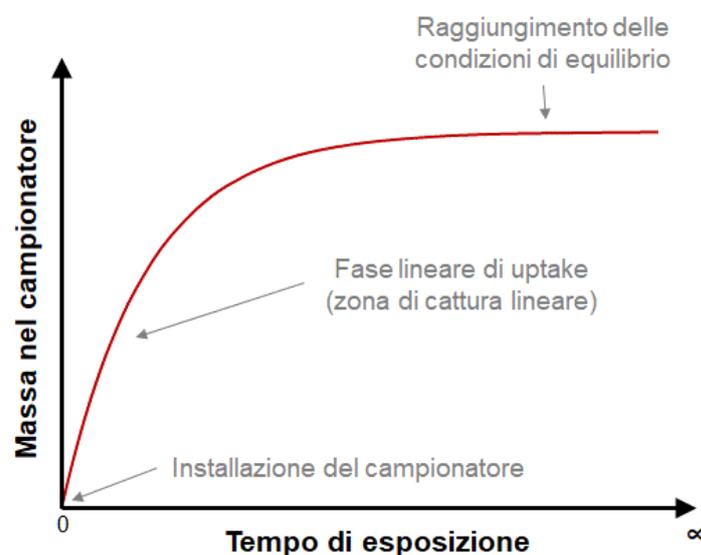
In questo allegato vengono brevemente descritte le diverse tipologie di campionatori passivi che si stanno testando per il monitoraggio di contaminanti volatili e semivolatili nel soil gas.

C3 PRINCIPIO DI FUNZIONAMENTO DEL CAMPIONAMENTO PASSIVO

C3.1 Uptake del contaminante al campionatore

In Figura 1 viene mostrato, per un generico contaminante, il tipico andamento della massa di contaminante adsorbita da un campionatore passivo in funzione del tempo di esposizione. Nella fase iniziale del campionamento, gli inquinanti vengono adsorbiti sul materiale presente nel campionatore con un tasso che è direttamente proporzionale alla concentrazione del contaminante nella matrice (zona di cattura lineare). Con il procedere del tempo di esposizione, si raggiunge gradualmente una condizione di equilibrio.

Figura 1 – Massa di contaminante adsorbita nel campionatore passivo in funzione del tempo di esposizione

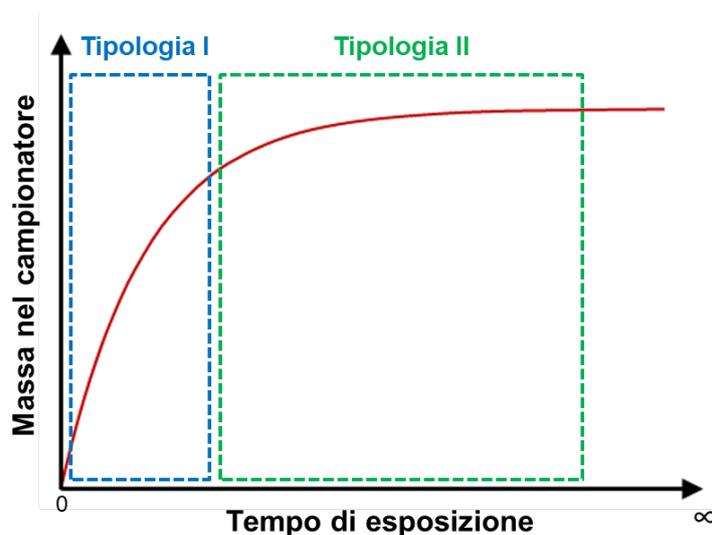


C3.2 Tipologie di campionatori passivi

I campionatori passivi possono essere innanzitutto distinti in funzione della condizione in cui operano (Fig. 2):

- *Campionatori passivi che operano nella zona di cattura lineare (Tipo I)*: questa tipologia di campionatori è quella più testata e sviluppata per il monitoraggio delle sostanze in fase aeriforme. Per questa tipologia di campionatori, al fine di determinare le concentrazioni attese nella matrice è necessario conoscere il coefficiente di uptake (UR, uptake rate) dei contaminanti da parte del sistema adsorbente.
- *Campionatori passivi che operano nella zona di equilibrio (Tipo II)*: in questa tipologia, i campionatori vengono esposti nella matrice per tempi sufficienti a garantire l'instaurarsi di condizioni di equilibrio tra la matrice e il sistema adsorbente. In questo caso per determinare la concentrazione nella matrice, è necessario conoscere il coefficiente di ripartizione tra il sistema adsorbente e la matrice campionata (nel caso specifico il coefficiente di ripartizione tra il sistema adsorbente e l'aria).

Figura 2 – Tipologie di campionatori passivi: Campionatori passivi che operano nella zona di cattura lineare (Tipo I) e Campionatori passivi che operano nella zona di equilibrio (Tipo II)



Nei paragrafi successivi viene brevemente descritto il principio di funzionamento delle due diverse tipologie di campionatori passivi che si stanno testando a livello nazionale ed internazionale per il monitoraggio del soil gas.

C4 CAMPIONATORI PASSIVI CHE OPERANO NELLA ZONA DI CATTURA LINEARE (TIPO I)

C4.1 Principio di funzionamento

I campionatori passivi che operano nella zona di cattura lineare sono dei dispositivi che contengono del materiale adsorbente (generalmente in forma granulare) all'interno di un contenitore inerte con aperture di dimensioni note, che permette ai vapori di diffondersi all'interno del campionatore ad un tasso costante. In questo modo, al termine del periodo di esposizione, analizzando la massa di contaminante nel materiale adsorbente, è possibile determinare la concentrazione nel soil gas attraverso la seguente equazione (Grosse e McKernan, 2014):

$$C = \frac{M}{UR \cdot t} \quad (1)$$

dove:

C = concentrazione del contaminante in fase vapore ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

M = massa di contaminante adsorbita al termine del periodo di esposizione (pg)

UR = coefficiente di uptake specifico del contaminante (mL/min)

t = tempo di esposizione (min)

La massa di contaminante presente nel sistema adsorbente e la durata di campionamento possono essere determinate con un alto grado di accuratezza (McAlary, 2014). Pertanto il coefficiente di uptake (UR) risulta il parametro più critico per una determinazione accurata delle concentrazioni attese in fase vapore. Il coefficiente di uptake dipende dalla geometria del dispositivo di campionamento e dal coefficiente di diffusione specifico di ciascun contaminante. Tale coefficiente dipende inoltre dalle caratteristiche del materiale adsorbente. In letteratura vengono forniti, per le diverse tipologie di materiale adsorbenti, dei coefficienti di uptake nominali per diverse tipologie di contaminanti. Ad esempio, è possibile trovare dei coefficienti di uptake per diverse tipologie di materiali adsorbenti negli standard ISO (ISO, 2000, 2003) e CEN (CEN, 2002a, 2002b, 2004).

Nel caso in cui non si abbiano dati specifici per un contaminante di interesse, il coefficiente di uptake (UR) può essere stimato mediante la seguente relazione:

$$UR = \frac{A}{L \cdot D} \quad (2)$$

dove:

UR = coefficiente di uptake specifico del contaminante (mL/min)

A = superficie del campionatore passivo attraverso la quale possono diffondersi i vapori (cm^2)

L = lunghezza della zona di diffusione che corrisponde allo spessore della barriera diffusiva presente nel campionatore (cm)

D = coefficiente di diffusione del contaminante attraverso la barriera diffusiva (cm^2/min)

Per una descrizione dettagliata sulla stima dei coefficienti di uptake sulla base delle caratteristiche del contaminante, del materiale adsorbente e della geometria dei campionatori si rimanda ai lavori di Namiesnik et al. (1984) e Feigley e Lee (1988).

In merito all'utilizzo di coefficienti di uptake nominali determinati in laboratorio o di coefficienti stimati utilizzando l'equazione 2, si sottolinea che in letteratura diversi autori

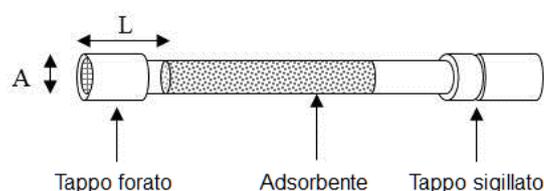
hanno evidenziato che tali coefficienti potrebbero non essere rappresentativi di quanto atteso in campo a causa delle diverse condizioni ambientali (Walgraeve et al., 2011). Per tale motivo alcuni autori suggeriscono di procedere ad una calibrazione preliminare in campo di tali coefficienti mediante un confronto con i metodi di campionamento attivi tradizionali (Grosse e McKernan, 2014).

C4.2 Principio di funzionamento

I campionatori passivi che operano nella zona di cattura lineare, vengono distinti in funzione della geometria del dispositivo contenente il materiale adsorbente:

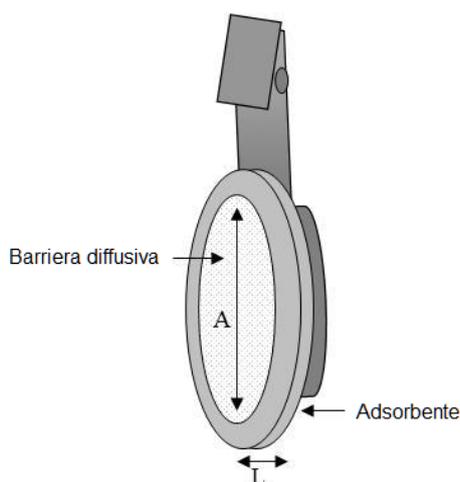
- *Campionatori diffusivi assiali (o tubolari)*: questi campionatori (Fig. 3) sono caratterizzati da una superficie attraverso cui i contaminanti possono diffondersi (A) relativamente bassa e da una lunghezza della zona di diffusione (L) alta e pertanto il coefficiente di uptake risulta più basso rispetto ad altri tipi di campionatore.

Figura 3 – *Campionatori passivi assiali o tubolari (Modificato da Grosse e McKernan, 2014)*



- *Campionatori diffusivi di tipo badge*: questi campionatori (Fig. 4), che sono stati sviluppati come campionatori personali nell'ambito dell'igiene industriale, sono caratterizzati da una superficie attraverso cui i contaminanti possono diffondere (A) relativamente alta e da una lunghezza della zona di diffusione (L) bassa e pertanto il coefficiente di uptake risulta più alto rispetto ai campionatori di tipo assiale.

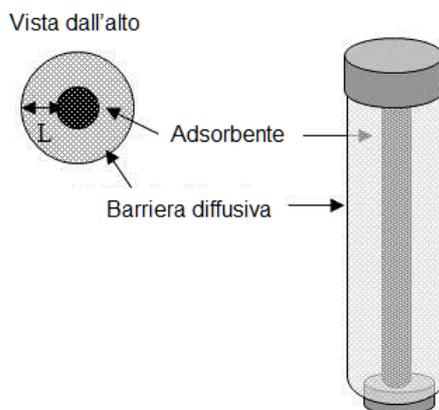
Figura 4 – *Campionatori passivi di tipo "badge" (Modificato da Grosse e McKernan, 2014)*



- *Campionatori diffusivi radiali*: in questi campionatori (Fig. 5), nati per il monitoraggio dei contaminanti in aria, il materiale adsorbente è contenuto all'interno di un tubo forato alloggiato in un cilindro poroso che funge da barriera diffusiva. La diffusione dei contaminanti avviene parallelamente al raggio del campionatore, fornendo una superficie (A) molto ampia e un breve percorso diffusivo (L). Di conseguenza, i

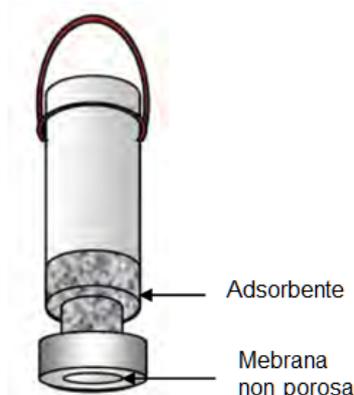
campionatori di tipo radiale generalmente presentano dei coefficienti di uptake (UR) più elevati rispetto ai campionatori tubolari o di tipo “badge”.

Figura 5 – *Campionatori passivi radiali (Modificato da Grosse e McKernan, 2014)*



- *Campionatori a permeazione (o a membrana) assiali*: tali campionatori (Fig. 6) sono caratterizzati dalla presenza di una membrana non porosa (ad es. polidimetilsilossano, PDMS) in cui i vapori riescono a permeare. Il vantaggio di questa tipologia di campionatori è che evitano l'intrusione dell'acqua nel campionatore che, come noto, per alcuni materiali può ridurre le performance del sistema adsorbente in quanto compete con i contaminanti target sui siti di adsorbimento (McAlary, 2014).

Figura 6 – *Campionatori a permeazione assiali (Modificato da Grosse e McKernan, 2014)*



C4.3 Materiali adsorbenti

Come per i metodi di campionamento attivo (ad es. fiale), i materiali adsorbenti utilizzati nei campionatori passivi devono essere selezionati in funzione dei composti target da ricercare. I materiali adsorbenti possono essere classificati in due categorie generali: materiali adsorbenti che richiedono una successiva estrazione con solvente (desorbimento chimico) e materiali con minore capacità adsorbente che possono essere analizzati mediante desorbimento termico. I carboni attivi sono i materiali adsorbenti generalmente più utilizzati per la successiva estrazione con solvente (tipicamente con solfuro di carbonio). L'alta superficie specifica dei carboni attivi garantisce un adsorbimento efficiente per una vasta gamma di composti organici e garantisce una buona ritenzione dei contaminanti (fenomeno della retro-diffusione ovvero “back-diffusion” limitato). I materiali a desorbimento termico sono invece caratterizzati da una superficie specifica minore e di conseguenza da una minore capacità di ritenzione dei

composti organici. I materiali adsorbenti a desorbimento termico più utilizzati nei campionatori passivi sono i seguenti (McAlary, 2014):

- Polimeri porosi;
- Carbone nero grafitato (Graphitized carbon black, GCB);
- Setacci molecolari a base di carbonio (Carbonized molecular sieves, CMS).

Per la scelta del materiale adsorbente in funzione del composto da ricercare e delle caratteristiche del materiale si può far riferimento a quanto descritto per il campionamento attivo nel metodo U.S.EPA TO-17 (1999) o a quanto riportato dai produttori sulle capacità di ritenzione dei diversi materiali adsorbenti commerciali (vedi ad es. Supelco, 2013).

A titolo esemplificativo, alcuni polimeri porosi risultano idrofobici, ma non trattengono i composti polari (McAlary, 2014). Alcuni polimeri porosi hanno inoltre delle limitazioni sulle temperature applicabili per il desorbimento e pertanto hanno basse percentuali di recupero per i composti meno volatili (Woolfenden, 2010). Il GCB e il CMS sono compatibili con temperature di desorbimento più alte rispetto ai polimeri porosi e rispetto ai carboni attivi risultano più idrofobici e quindi meno influenzati dall'umidità presente nel suolo (McAlary, 2014).

C4.4 Esempi di campionatori passivi in fase di test per il monitoraggio del soil gas

In Tabella 1 viene riportato un elenco, non esaustivo, di diverse tipologie di campionatori passivi che si stanno testando per il monitoraggio del soil gas. Si evidenzia che alcuni di questi campionatori sono stati sviluppati appositamente per il monitoraggio del soil gas (ad es. Petrex, Emflux e Gore-Sorber) mentre altri (ad es. Radiello®, 3M OVM 3500TM, SKCTM) sono sistemi di campionamento passivi sviluppati per il monitoraggio in aria che negli ultimi anni si stanno testando per l'applicazione nel sottosuolo.

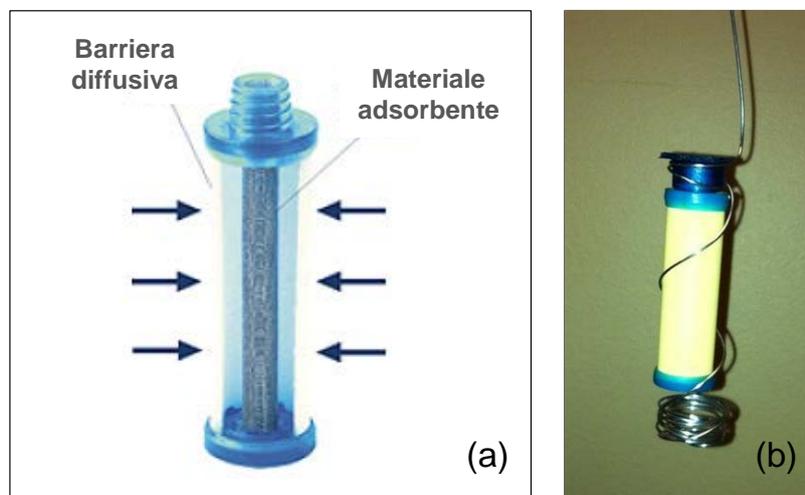
Tabella 1 – Esempi di campionatori passivi che si stanno testando per il monitoraggio del soil gas

Nome campionatore	Assiale	Badge	Radiale	Membrana
Radiello®			•	
3M OVM 3500 TM		•		
SKC TM Ultra		•		
ATD tube	•			
Water Membrane Sampler TM				•
Petrex	•			
Emflux (Be-Sure TM)	•			
Gore-Sorber®				•

Il *Radiello*® (vedi Fig. 7) è un campionatore passivo di tipo radiale, sviluppato e ampiamente utilizzato per il monitoraggio di composti volatili in aria (Cocheo et al., 1996). Questo campionatore, brevettato dalla Fondazione Salvatore Maugeri di Padova, è costituito da due cilindri concentrici. Nel cilindro interno è contenuta la cartuccia con il materiale adsorbente, mentre il cilindro esterno è costituito da un materiale microporoso attraverso cui i vapori diffondono. Per i composti organici volatili, vengono generalmente utilizzate due diverse tipologie per il cilindro esterno (bianco e giallo) con diverso spessore per garantire condizioni di campionamento a diverso flusso (coefficiente di uptake, UR). In letteratura, sono disponibili diversi lavori che dimostrano la validità di tale tipologia di campionatore per il monitoraggio dell'aria (vedi ad es. Gonzalez-Flesca, 2000). Recentemente, alcuni ricercatori

(McAlary et al., 2014) hanno valutato l'applicabilità di tale tipologia di campionatore per il monitoraggio del soil gas: da tali applicazioni è emerso come tali campionatori, essendo caratterizzati da un'ampia superficie e da una bassa lunghezza della zona di diffusione, possono essere affetti da fenomeni di "starvation" (starvation effect). Gli alti coefficienti di uptake (UR) possono infatti condurre ad un adsorbimento troppo rapido dei contaminanti presenti in corrispondenza della zona campionata rispetto al tempo necessario ai contaminanti per tornare in una condizione di equilibrio, con un conseguente "svuotamento" dei pori e sottostima delle concentrazioni attese nel soil gas. In particolare, in alcune applicazioni in campo McAlary et al. (2014) hanno osservato che l'utilizzo del Radiello® nel sottosuolo può condurre ad una sottostima delle concentrazioni attese nel soil gas in alcuni casi di oltre un ordine di grandezza rispetto a quanto ottenuto con metodi di campionamento attivo utilizzando il metodo U.S.EPA TO-15 (1999).

Figura 7 – (a) Principio di funzionamento del Radiello® e (b) esempio di applicazione per il monitoraggio del soil gas (McAlary, 2014)



Il *3M OVM 3500TM* è un campionatore passivo di tipo "Badge" sviluppato per il monitoraggio in aria nell'ambito dell'igiene industriale come campionatore in dotazione al personale operativo (Fig. 8). Nel corpo in plastica è presente un foglio di polipropilene microporoso bianco che funge da barriera diffusiva. All'interno è presente una sottile pellicola rivestita con del carbone attivo. Questa tipologia di campionatore è caratterizzata da un alto coefficiente di uptake (UR) dovuto all'ampia superficie attraverso cui i vapori possono diffondere e una bassa lunghezza di diffusione. Per tale motivo l'utilizzo di tale tipologia di campionatore per il monitoraggio del soil gas può essere caratterizzata da fenomeni di "starvation" come dimostrato da Kerfoot e Mayer (1986). Un altro svantaggio di tale dispositivo sono le dimensioni sensibilmente più elevate rispetto alle altre tipologie di campionatori che ne rendono complicata l'installazione all'interno di sonde soil gas.

Figura 8 – Campionatore *3M OVM 3500TM* e tappo di plastica utilizzato per sostituire il materiale poroso dopo il campionamento



Il *SKC™ Ultra* è un campionatore passivo di tipo “Badge” sviluppato per il monitoraggio in aria nell’ambito dell’igiene industriale come campionatore in dotazione al personale operativo (Fig. 9). Il principio di funzionamento è simile al 3M OVM 3500™. A differenza di quest’ultimo, può essere configurato in modalità di flusso regolare (tappo bianco con 300 buchi) o a basso flusso (tappo verde con 12 buchi) che permette di ridurre i fenomeni di “starvation” nel caso di applicazione di tale dispositivo per il monitoraggio del soil gas. Una delle principali criticità di questo dispositivo riguarda il fatto che il materiale adsorbente da inserire nel campionatore passivo viene spedito a parte e pertanto, prima dell’applicazione, è necessario inserirlo manualmente con possibili problemi di cross-contamination. Analogamente, al termine del campionamento il materiale adsorbente deve essere trasferito in delle vial per l’analisi in laboratorio; tale trasferimento può comportare problemi di perdite e variabilità dei dati (McAlary et al., 2014). McAlary (2014) ha osservato che l’utilizzo del *SKC™ Ultra* nel sottosuolo può condurre, per alcune tipologie di contaminanti (ad es. 1,2 Dicloroetano), ad una sottostima delle concentrazioni attese nel soil gas rispetto a quanto ottenuto utilizzando i metodi di campionamento attivo.

Figura 9 – Campionatore *SKC™ Ultra* a flusso regolare (tappo bianco) e a basso flusso (tappo verde)



I campionatori *ATD (Automated Thermal Desorber) tube*, tipicamente utilizzati per il campionamento attivo, sono costituiti da un tubo standard (diametro interno di 4 mm e lunghezza di 89 mm) che può essere utilizzato con una vasta gamma di materiali adsorbenti in funzione dei contaminanti da ricercare. Il vantaggio di questo tipo di campionatori è che per essere analizzati possono essere direttamente posti in un auto-campionatore dell’unità a desorbimento termico di un gascromatografo (GC) come previsto dal U.S.EPA method TO-17 (1999). Questi campionatori sono disponibili in due configurazioni che consistono in un tappo grigliato in acciaio inossidabile per il campionamento a flusso regolare o un campionatore con un tappo con un piccolo foro al centro per campionamenti a basso flusso (Fig. 10). Negli

ultimi hanno alcuni ricercatori (ad es. McClenny et al., 2005 e Jia et al. 2007) hanno dimostrato che tali campionatori possono essere utilizzati anche per il monitoraggio passivo di contaminanti in aria. McAlary et al. (2014) hanno testato questa tipologia di campionatori per il monitoraggio del soil gas utilizzando due tipologie diverse di materiale adsorbente (Carbopack e Tenax TA) ottenendo in linea generale delle concentrazioni simili a quelle misurate con metodi di campionamento attivo. In alcuni limitati casi gli stessi autori hanno però osservato delle concentrazioni inferiori a quelle ottenute con i metodi di campionamento attivo che sono state attribuite ad incertezze sull'effettivo coefficiente di uptake necessario per il calcolo della concentrazione nel soil gas (vedi equazione 1) e a possibili intrusioni di vapore acqueo all'interno del campionatore.

Figura 10 – Campionatori ATD tube a flusso regolare (sinistra) o a basso flusso (destra)



Il *Water Membrane Sampler*TM è un campionatore passivo assiale di tipo a membrana (Fig. 11). Tale campionatore è costituito da una vial in cui è presente del carbone attivo e da un tappo costituito da una membrana non porosa in polidimetilsilossano (PDMS) attraverso cui i vapori riescono a permeare.

Figura 11 – Campionatore *Water Membrane Sampler*TM caratterizzato dall'utilizzo di un tappo con membrana in polidimetilsilossano (SIREM)

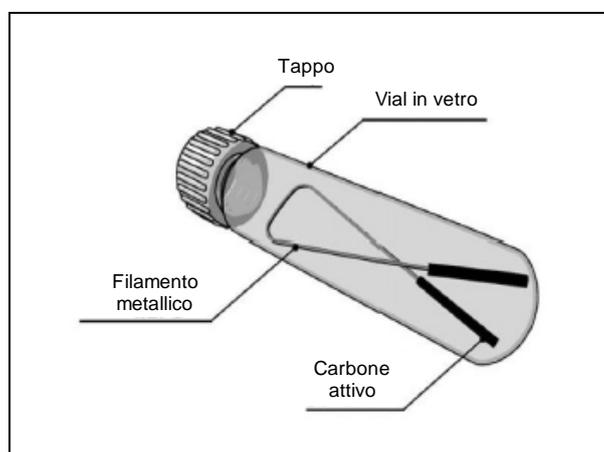


Il vantaggio di questo tipo di campionatore è che evita l'intrusione dell'acqua nel campionatore che, come noto, per alcuni materiali può ridurre le performance del sistema adsorbente. Tale tipologia di campionatore è disponibile in due configurazioni: vial da 1,8 mL (flusso regolare) e vial da 0,8 mL (per campionamenti a basso flusso). Per questa tipologia di

campionatore, McAlary (2014) ha osservato delle buone correlazioni tra le concentrazioni ottenute nel soil gas con tecniche di campionamento attive tradizionali.

Il sistema *Petrex* è un campionatore passivo di tipo assiale sviluppato negli anni '80 per il monitoraggio degli idrocarburi nel sottosuolo (Kot-Wasik et al., 2007) ed è costituito da un vial in vetro al cui interno è posto un filamento metallico rivestito di carbone attivo sul quale vengono adsorbiti i composti volatili presenti nel sottosuolo. La vial è sigillata durante la spedizione con un tappo a vite che viene tolto durante il campionamento che tipicamente viene effettuato nel sottosuolo a poche decine di cm di profondità lasciando esposto il campionatore per circa 2 settimane. A causa dell'assenza di una barriera diffusiva, tale sistema di campionamento può essere influenzato dall'intrusione di vapore acqueo sul carbone attivo. Per tale motivo questa tipologia di campionatore viene generalmente utilizzata per valutazioni qualitative di screening sulla presenza di composti volatili nel sottosuolo (Greenwood et al., 2007).

Figura 12 – Campionatore *Petrex* (Modificato da Kot-Wasik et al., 2007)



Il campionatore *Emflux* (*Be-SureTM*) è simile al campionatore *Petrex* con la differenza che il materiale adsorbente è contenuto all'interno di cartucce idrofobiche (Fig. 13). Una delle principali incertezze legate all'utilizzo di questa tipologia di campionatori riguarda il coefficiente di uptake necessario ad una stima quantitativa delle concentrazioni presenti nel soil gas. Alcuni ricercatori hanno ottenuto buone correlazioni tra le concentrazioni dei VOC misurate nel soil gas con sistemi di campionamento attivo e la massa di contaminante adsorbita al campionatore passivo *Emflux* (Odenchantz et al., 2009) e hanno suggerito che è possibile utilizzare delle correlazioni empiriche (che non risultano lineari) per stimare la concentrazione attesa nel soil gas. Attualmente, considerate le incertezze relative a tali coefficienti, questo metodo viene proposto come metodo di screening semi-quantitativo (U.S.EPA, 1998).

Figura 13 – Campionatore *Emflux* (*Be-SureTM*)



Il campionatore *Gore-Sorber*® consiste di due pacchetti di materiali idrofobici adsorbenti contenuti all'interno di materiali microporosi in Gore-Tex™ (Fig. 14). Il Gore-Tex™ risulta permeabile a vapori ma idrorepellente e pertanto garantisce che il materiale adsorbente non entri in contatto con l'umidità e le particelle del suolo. Analogamente a quanto discusso per i campionatori Petrex ed Emflux, il Gore-Sorber® viene spesso utilizzato come metodo di screening per una valutazione semi-quantitativa delle concentrazioni attese nel soil gas (ITRC, 2007; ASTM, 2011). Questo è dovuto al fatto che anche per questa tipologia di campionatore non sono disponibili dei coefficienti di uptake (UR) nominali che permettono di stimare in maniera accurata la concentrazione nel soil gas (vede eq. 1). Diversi ricercatori negli ultimi anni hanno però dimostrato che la massa di contaminante adsorbita al Gore-Sorber® risulta direttamente proporzionale alla concentrazione misurata nel soil gas con metodi di campionamento attivo (Hodny et al., 2009). Whetzel et al. (2009) hanno analizzato le concentrazioni misurate nel soil gas con il Gore-Sorber® e con sistemi di campionamento attivo in 5 siti negli Stati Uniti e hanno verificato che nella maggior parte dei casi la differenza tra i due sistemi di campionamento è risultata entro un ordine di grandezza.

Figura 14 – *Campionatore Gore-Sorber*®



La Tabella 2 riassume le principali caratteristiche dei diversi campionatori passivi precedentemente descritti. In particolare vengono schematizzate le considerazioni circa le peculiarità e criticità dei diversi dispositivi che si stanno testando a livello nazionale ed internazionale per il monitoraggio passivo del soil gas.

Tabella 2 – *Sintesi delle principali caratteristiche dei campionatori passivi che si stanno testando per il monitoraggio del soil gas (● = basso, ●● = medio, ●●● = alto)*

Nome campionatore	Configurabilità (alto/basso flusso, utilizzo di diversi adsorbenti)	Rischio “Starvation”	Incertezza nella stima del coefficiente di uptake
Radiello ®	••	•••	•
3M OVM 3500™	••	•••	•
SKC™ Ultra	••	•••	•
ATD tube	•••	•	••
Water Membrane Sampler™	••	•	••
Petrex	•	•	•••
Emflux (Be-Sure™)	••	•	•••
Gore-Sorber ®	•	••	••

C5 CAMPIONATORI PASSIVI CHE OPERANO IN CONDIZIONI DI EQUILIBRIO (TIPO II)

Al fine di superare alcune delle criticità esposte nel capitolo precedente, negli ultimi anni a livello nazionale ed internazionale, sono state proposte tecniche di campionamento passivo basate su sistemi che operano in condizioni di equilibrio (Tipo II). A tal fine possono essere utilizzati una vasta gamma di adsorbenti polimerici come ad es. polietilene a bassa densità, polidimetilsilossano, poliossimetilene o fibre in SPME (Solid-phase microextraction). L'applicazione di adsorbenti polimerici per il monitoraggio passivo delle concentrazioni dei contaminanti organici in fase disciolta nelle acque sotterranee e nei sedimenti risulta ormai ben consolidata (Vrana et al., 2005; U.S.EPA 2012).

Recentemente, Eni sta portando avanti un progetto internazionale con il Massachusetts Institute of Technology (MIT) di Boston e con l'Università degli Studi di Roma "Tor Vergata" per l'applicazione di tale tipologia di campionatori al monitoraggio passivo del soil gas.

In particolare, si sta testando l'utilizzo di film di polietilene a bassa densità (LDPE) di diverso spessore (10 µm, 70 µm e 100 µm) (Fig. 15), che rappresenta uno dei polimeri più semplici ed economici per questo tipo di applicazione (Lohmann et al. 2012).

Figura 15 – Polietilene a bassa densità (LDPE) che può essere utilizzato per il monitoraggio passivo delle concentrazioni nel soil gas



Come descritto nel paragrafo C3.1, nella fase iniziale del campionamento gli inquinanti diffondono nel sistema adsorbente (in questo caso nel polietilene) con un tasso che è direttamente proporzionale alla concentrazione del contaminante presente nella matrice (zona di cattura lineare). Con il procedere del tempo di esposizione, si raggiunge gradualmente una condizione di equilibrio. Il raggiungimento delle condizioni di equilibrio dipende dal tipo di contaminante, dal tipo di polimero e dallo spessore del film polimerico.

Il principale vantaggio rispetto ai campionatori passivi di Tipo I è che con i campionatori passivi che operano in condizioni di equilibrio, per determinare la concentrazione nel soil gas è sufficiente, nota la concentrazione degli analiti nel polietilene al termine dell'esposizione, utilizzare un coefficiente di ripartizione polietilene-aria (K_{pea}):

$$C = \frac{C_{PE}}{K_{pea}} \quad (3)$$

dove:

C = Concentrazione del contaminante in fase vapore ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

C_{PE} = Concentrazione del contaminante adsorbita sul polietilene (ng/kg)

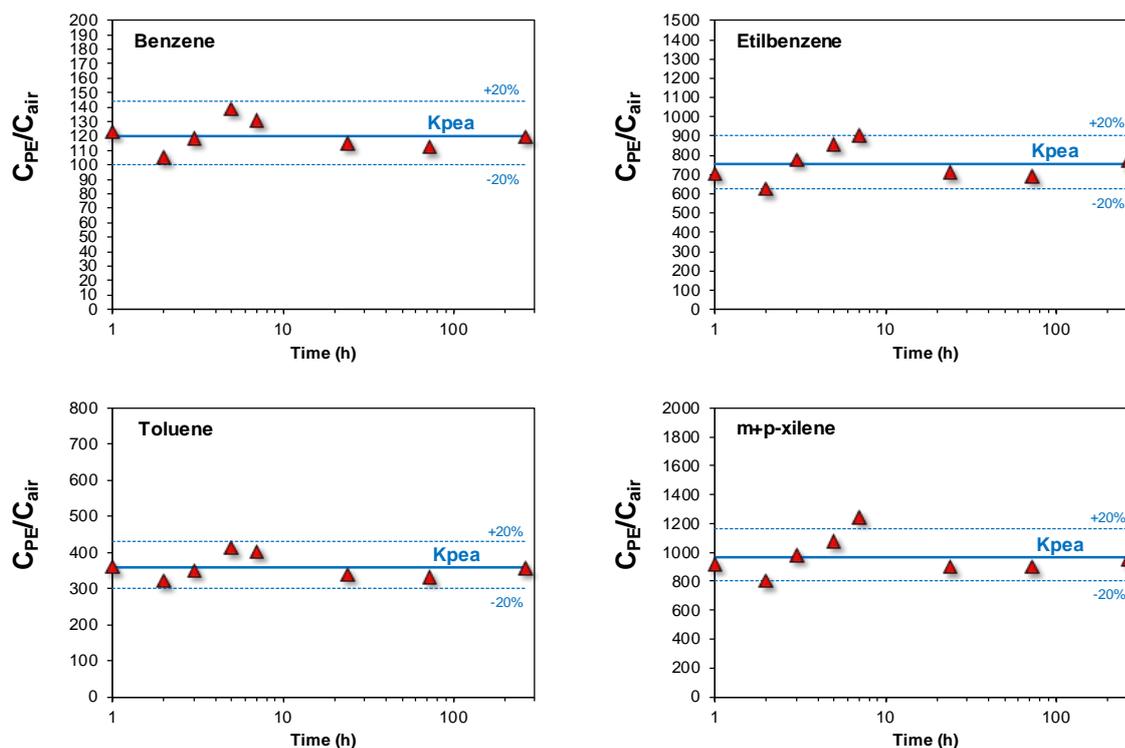
K_{pea} = coefficiente di ripartizione del contaminante tra polietilene e aria (L/kg)

Il coefficiente di ripartizione del contaminante tra polietilene e aria (K_{pea}) può essere determinato, per ciascun contaminante target, sulla base di una preventiva calibrazione in laboratorio in cui i film di polietilene vengono posti, per diversi tempi di esposizione, nello spazio di testa di una vial contenente una soluzione standard dei contaminanti di interesse. Al termine di ciascuna prova vengono analizzate le concentrazioni dei contaminanti in aria (spazio di testa) e nel polietilene e viene determinato il coefficiente di ripartizione mediante la seguente equazione:

$$K_{pea} = \frac{C_{PE}}{C_{air}} \quad (4)$$

In Figura 16 viene mostrato un esempio di determinazione del K_{pea} per i BTEX usando dei film di polietilene di spessore di 70 μm , da cui si può notare, oltre alla contenuta variabilità del metodo di campionamento (inferiore al 20%), che per tale tipologia di composti si instaurano delle condizioni di equilibrio già dopo 1-2 ore di esposizione (Borrelli et al., 2017).

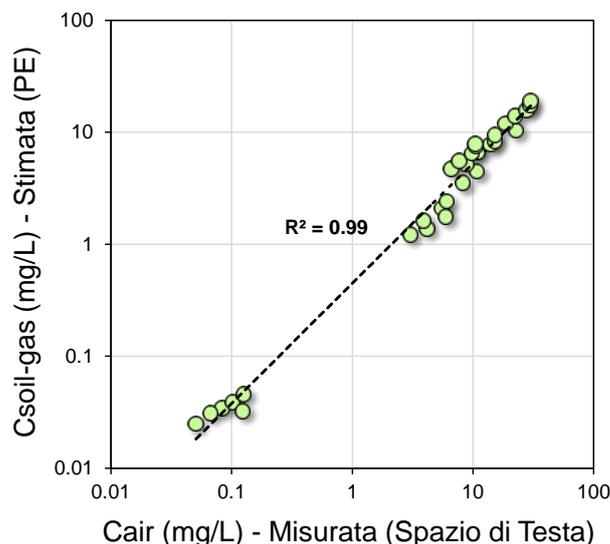
Figura 16 – Esempio di determinazione della K_{pea} per i BTEX usando dei film di polietilene di spessore di 70 μm (Borrelli et al., 2017)



Le sperimentazioni attualmente effettuate in scala di laboratorio su campioni di suolo prelevati da alcuni siti di proprietà Eni mettono in evidenza una buona accuratezza del metodo di campionamento passivo. A titolo esemplificativo, in Figura 17 si riporta un confronto tra le concentrazioni misurate nello spazio di testa e quelle determinate con i film di polietilene esposti all'interno di un barattolo di vetro contenente un suolo prelevato in un sito caratterizzato dalla presenza di BTEX. Da tale figura si può notare come ci sia un'ottima correlazione ($R^2 = 0.99$) tra i dati misurati nell'aria e quelli determinati a partire dal dato misurato nei film di polietilene. Le prove sono state ripetute con diversi tassi di umidità del suolo e hanno messo in evidenza che l'umidità del suolo non altera le prestazioni di tale tipologia di campionatori (Borrelli et al., 2016). Tale aspetto rappresenta un sostanziale

vantaggio rispetto ai campionatori che operano nella zona di cattura lineare (Tipo I) in cui, come discusso in precedenza, il coefficiente di uptake (UR), necessario per la determinazione delle concentrazioni in fase vapore (vedi equazione 1), risulta invece influenzato dall'umidità del suolo.

Figura 17 – Confronto tra le concentrazioni dei BTEX misurate in aria e le concentrazioni dei BTEX stimate nel soil gas a partire da dati misurati nel polietilene (Borrelli et al., 2016)



Per l'applicazione in campo di tale tipologia di campionatori, si stanno testando e mettendo a punto dei sistemi ad infissione diretta (direct push) che consistono nell'utilizzo di aste in acciaio inossidabili finestrate, posizionate alle profondità di interesse (Fig.18), al cui interno vengono inseriti film di polietilene (Zaninetta et al., 2017), di qualche cm di lunghezza e del peso di qualche decina di mg.

Figura 18 – Sonda in acciaio inossidabile al cui interno posizionare i film di polietilene per l'installazione in campo tramite tecniche a infissione diretta (direct push)



C6 VANTAGGI E LIMITAZIONI DEI CAMPIONATORI PASSIVI

I principali vantaggi dei campionatori passivi rispetto ai metodi di campionamento attivi tradizionali sono i seguenti:

- *Minori costi*: i campionatori passivi hanno dei costi tipicamente più bassi dei sistemi di campionamento attivo (ad es. rispetto all'utilizzo di canister). Non richiedendo sistemi di aspirazione non è necessario acquistare o noleggiare pompe (come nel caso dei sistemi attivi basati sull'utilizzo di fiale adsorbenti). Trattandosi in molti casi di dispositivi di piccole dimensioni anche i costi di spedizione sono contenuti. Essendo nella maggior parte dei sistemi usa e getta non hanno costi relativi alla pulizia e la manutenzione (come nel caso ad esempio dei canister).
- *Protocolli di campionamento più semplici*: l'installazione dei campionatori passivi risulta tipicamente più semplice rispetto ai metodi attivi. Ad esempio, i sistemi di campionamento passivo non richiedono l'esecuzione di test di tenuta delle linee, verifica di eventuali fenomeni di corto-circuitazione e lo spurgo delle linee prima del campionamento.
- *Tempi di campionamento*: i campionatori passivi vengono generalmente utilizzati per tempi di campionamento più lunghi (tipicamente superiori a 24 ore) rispetto al campionamento attivo, consentendo di ottenere dati con una minore variabilità rispetto alla durata convenzionale più breve dei metodi di campionamento tradizionali. Pertanto i risultati ottenuti con tali sistemi possono essere utili per valutare l'esposizione media ponderata a lungo termine con un numero inferiore di campioni rispetto ai metodi convenzionali.

Le principali criticità nell'utilizzo dei sistemi di campionamento passivo sono descritte di seguito:

Relativamente ai campionatori di Tipo I

- *Starvation Effect*: per i campionatori passivi che operano nella zona di cattura lineare (Tipo I) per alcune tipologie di dispositivi (ad es. Radiello®) si possono verificare fenomeni di "starvation" (McAlary et al., 2014). In particolare, campionatori con alti coefficienti di uptake (UR) possono condurre ad un adsorbimento troppo rapido dei contaminanti presenti in corrispondenza della zona campionata rispetto al tempo necessario ai contaminanti per tornare in una condizione di equilibrio, con un conseguente "svuotamento" dei pori e sottostima delle concentrazioni attese nel soil gas.
- *Incertezza relativa ai coefficienti di uptake*: per i campionatori che operano nella zona di cattura lineare (campionatori di Tipo I), per stimare la concentrazione nel soil gas è necessario conoscere, oltre che alla massa di contaminante adsorbito nel sistema adsorbente e alla durata di campionamento, il coefficiente di uptake (UR). Tale coefficiente dipende dalla geometria del dispositivo di campionamento e dal coefficiente di diffusione specifico di ciascun contaminante. Per alcune tipologie di campionatore (ad es. Radiello®) e per alcuni contaminanti, i fornitori riportano dei coefficienti di uptake nominali. Per altre tipologie (ad es. Emflux, Gore-Sorber®) non sono disponibili coefficienti di uptake ufficiali e pertanto, al fine di poterli utilizzare per una stima quantitativa delle concentrazioni nel soil gas, è necessario prevedere delle prove di calibrazione in campo mediante confronto con metodi di campionamento attivo. In assenza di tali coefficienti sito-specifici tali dati possono essere utilizzati per stime qualitative o semi-quantitative (ITRC, 2007; ASTM, 2011).
- *Fattori ambientali*: per alcune tipologie di campionatori (ad es. Petrex) alcuni fattori ambientali possono influenzare le prestazioni dei dispositivi (Greenwood et al., 2007).

In particolare, per i campionatori di Tipo I non provvisti di sistemi atti ad impedire al vapore acqueo di penetrare all'interno del campionatore, le concentrazioni attese nel soil gas potrebbero risultare sottostimate a causa dell'adsorbimento competitivo dell'acqua a scapito dei contaminanti target da parte dei materiali adsorbenti. In tale ottica, a seconda del tipo di applicazione (ad es. distanza dalla frangia capillare, condizioni di umidità del suolo) risulta opportuno utilizzare dei dispositivi di campionamento dotati di sistemi di barriera fisico idrorepellente o di sistemi adsorbenti idrofobici.

Relativamente ai campionatori di Tipo II

- *Incertezza relativa ai coefficienti di ripartizione*: come descritto in precedenza, per la tipologia di campionatori che opera in condizioni di equilibrio, al fine di determinare la concentrazione nel soil gas, è necessario conoscere il coefficiente di ripartizione tra il soil gas e il polimero (K_{pea}). Tali coefficienti devono essere determinati in laboratorio per ciascun contaminante di interesse o estrapolati sulla base di correlazioni empiriche con altri parametri chimico-fisici (ad es. K_{ow}). In assenza di tali dati, i risultati ottenuti con i campionatori passivi non possono essere utilizzati per una stima quantitativa delle concentrazioni nel soil gas.

BIBLIOGRAFIA

American Society for Testing and Materials ASTM, 2011 – New Practice for Passive Soil Gas Sampling in the Vadose Zone for Source Identification, Spatial Variability Assessment, Monitoring and Vapor Intrusion Evaluations – ASTM D7758

Borrelli R, Oldani A, Vago F, Zaninetta L, Gschwend P, McFarlane J., Baciocchi R, Verginelli I, 2017 – Campionatori passivi a base di polietilene per il monitoraggio del soil gas – Remediation Technologies Conference (REMTECH 2017), Ferrara, Settembre 2017

Borrelli R, Zaninetta L, Baciocchi R, Verginelli I, Oldani A, Vago F, 2016 – Applicazione di campionatori passivi in LDPE per il campionamento dei gas interstiziali – Remediation Technologies conference (REMTECH 2016), Ferrara, Settembre 2016.

Brown RH, Charlton J, Saunders, KJ, 1981 – The Development of an Improved Diffusive Sampler – American Industrial Hygiene Association Journal, 42, 865-869

Comité Européen de Normalisation CEN, 2002a – EN 13528-1. Ambient air quality. Diffusive samplers for the determination of concentrations of gases and vapours. Requirements and test methods. Part 1: general requirements – European Committee for Standardization

Comité Européen de Normalisation CEN, 2002b – EN 13528-2. Ambient air quality. Diffusive samplers for the determination of concentrations of gases and vapours. Requirements and test methods. Part 2: specific requirements and test methods – European Committee for Standardization

Comité Européen de Normalisation CEN, 2004 – EN 14412. Indoor air quality. Diffusive samplers for the determination of concentrations of gases and vapours. Guide for selection, use and maintenance – European Committee for Standardization.

Cocheo V, Boaretto C, Sacco P, 1996 – High uptake rate radial diffusive sampler suitable for both solvent and thermal desorption – American Industrial Hygiene Association Journal, 57, 897- 904

Feigley CE, Lee BM, 1988 – Determination of sampling rates of passive samplers for organic vapors based on estimated diffusion coefficients – American Industrial Hygiene Association 49(5), 266–269

Fowler WK, 1982 – Fundamentals of Passive Vapor Sampling. American Laboratory, 14, 80-87

Gonzalez-Flesca N, Bates M, Delmas V, Cocheo V, 2000 – Benzene exposure assessment at indoor, outdoor and personal levels. The French contribution to the life MACBETH programme – Environmental Monitoring and Assessment, 65, 59-67

Greenwood R, Mills G, Vrana B, 2007 – Passive sampling techniques in environmental monitoring (Vol. 48) – Elsevier

Grosse D, McKernan J, 2014 – Passive Samplers for Investigations of Air Quality: Method Description, Implementation, and Comparison to Alternative Sampling Methods – United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-14/434

Hodny JW, Whetzel JE Jr., Anderson HS II, 2009 – Quantitative passive soil gas and air sampling in vapor intrusion investigations – Proceedings of the AW&MA Vapor Intrusion 2009 Conference

International Standard Organization ISO, 2000 – ISO 16200-2. Workplace Air Quality. Sampling and Analysis of Volatile Organic Compounds by Solvent Desorption/Gas Chromatography. Part 2: Diffusive Sampling Method

International Standard Organization ISO, 2003 – ISO 16017-2:2003. Indoor Ambient and Workplace Air. Sampling and Analysis of Volatile Compounds by Sorbent Tube/Thermal Desorption/Capillary Gas Chromatography. Part 2: Diffusive Sampling.

Interstate Technology & Regulatory Council ITRC, 2007 – Vapor Intrusion Pathway: A Practical Guideline. VI-1 – Washington, D.C. Interstate Technology & Regulatory Council, Vapor Intrusion Team. www.itrcweb.org

Jia C, Batterman S, Godwin C, 2007 – Continuous, intermittent and passive sampling of airborne VOCs – Journal of Environmental Monitoring, 9, 1220-1230

Kerfoot HB; Mayer CL, 1986 – The use of Industrial-Hygiene Samplers for Soil-Gas Surveying – Ground Water Monitoring and Remediation, 6, 74-78

Kot-Wasik A, Zabiegala B, Urbanowicz M, Dominiak E, Wasik A, Namiesnik J, 2007 – Advances in passive sampling in environmental studies – Analytical Chimica Acta 2007, 602, 141-163

Lewis RG, Mulik JD, Coutant RW, Wooten GW, McMillin CR, 1985 – Thermally desorbable passive sampling device for volatile organic chemicals in ambient air – Analytical Chemistry, 57, 214-219

Lohmann R, 2012 – Critical review of low-density polyethylene's partitioning and diffusion coefficients for trace organic contaminants and implications for its use as a passive sampler – Environmental Science and Technology, 46, 606-618

McAlary TA, 2014 – Demonstration and Validation of the Use of Passive Samplers for Monitoring Soil Vapor Intrusion to Indoor Air – UWSpace – <http://hdl.handle.net/10012/8643>

McAlary T, Groenevelt H, Nicholson P, Seethapathy S, Sacco P, Crump D, Tuday M, Hayes H, Schumacher B, Johnson P, Górecki T, Rivera-Duarte I, 2014 – Quantitative passive soil vapor sampling for VOCs-part 3: field experiments – Environmental Science: Processes & Impacts, 16(3), 501-510

McClenny W, Oliver K, Jacumin H, Daughtrey E, Whitaker D, 2005 – 24 h diffusive sampling of toxic VOCs in air onto Carbopack X solid adsorbent followed by thermal desorption/GC/MS analysis - laboratory studies – Journal of Environmental Monitoring, 7, 248-256

Moore G, 1987 – In Diffusive Sampling-A review of theoretical aspects and the state-of the-art – Berlin A, Brown RH and Saunders KJ, Eds., Diffusive Sampling, an Alternative Approach to Workplace Air Monitoring – Royal Society of Chemistry: Brussels Luxembourg, pp 1 to 13

Namieśnik J, Gorecki T, Kozłowski E, 1984 – Passive dosimeters—an approach to atmospheric pollutants analysis – The Science of the Total Environment, 38, 225–258

Namieśnik J, Zabiegała B, Kot-Wasik A, Partyka M, Wasik A, 2005 – Passive sampling and/or extraction techniques in environmental analysis: a review – Analytical and bioanalytical chemistry, 381(2), 279-301

Odenchantz JE, O’Neill H, Johnson PC, 2009 – Mass to Concentration Tie-In for Passive Soil Gas Surveys: Improved Technique for Source Area, Spatial Variability and Vapor Intrusion Assessment – Proceedings of the AW&MA Vapor Intrusion 2009 Conference

Palmes E, Gunnison AF, 1973 – Personal monitoring device for gaseous contaminants – American Industrial Hygiene Association Journal 1973, 34, 78-81

Seifert B, Abraham H, 1983 – Use of Passive Samplers for the Determination of Gaseous Organic Substances in Indoor Air at Low Concentration Levels – International Journal of Environmental Analytical Chemistry, 13, 237-253

SIREM, The Waterloo Membrane Sampler™ (WMS™) for Monitoring VOC Vapor Concentrations – <http://www.siremlab.com/pages/wms/pdf/WMS-passive-sampler-voc-vapor-monitoring.pdf>

Supelco, 2013 – A Tool for Selecting an Adsorbent for Thermal Desorption Applications

United States Environmental Protection Agency USEPA, 1998 – Environmental Technology Verification Report, Soil Gas Sampling Technology – Quadrel Services, Inc. – EMFLUX Soil Gas System. 600/R-98/096

United States Environmental Protection Agency USEPA, 1999 – Compendium Method TO-17, Determination of Volatile Organic Compounds in Ambient Air Using Active Sampling onto Sorbent Tubes – EPA/625/R-96/010b

United States Environmental Protection Agency USEPA, 1999 – Compendium Method TO-15 – Determination of volatile organic compounds (VOCs) in air collected in specially-prepared canisters and analyzed by gas chromatography/mass spectrometry (GC/MS) – Cincinnati, OH 45268

United States Environmental Protection Agency USEPA, 2012 – Guidelines for Using Passive Samplers to Monitor Organic Contaminants at Superfund Sediment Sites – OSWER Directive 9200.1-110 FS.

Vrana B, Allan IJ, Greenwood R, Mills GA, Dominiak E, Svensson K, Knutsson J, Morrison G, 2005 – Passive sampling techniques for monitoring pollutants in water. TrAC Trends – Analytical Chemistry, 24(10), 845-868

Walgraeve C, Demeestere K, Dewulf JK, Van Huffel K, Van Langenhove H, 2011 – Diffusive sampling of 25 volatile organic compounds in indoor air: uptake rate determination and application in Flemish homes for the elderly – *Atmospheric Environment* 45: 5828–5836

Whetzel J, Hodny J, Anderson H, Trethewey H, 2009 – Evaluation of the GORE(R) Module for Quantitative Passive Soil Gas and Air Sampling in VI Investigations – *Proceedings of the AW&MA Vapor Intrusion 2009 Conference*

Woolfenden E, 2010 – Sorbent-based sampling methods for volatile and semi-volatile organic compounds in air. Part 2. Sorbent selection and other aspects of optimizing air monitoring methods – *Journal of Chromatography A*, 1217, 2685-2694

Zaninetta L, Borrelli R, Oldani A, Vago F, Gschwend P, McFarlane J, Baciocchi R, Verginelli I, 2017 – Innovative technologies in site characterization: Passive Polyethylene sampling method for advanced monitoring of pollutants in sediments and soils – *RemTech Europe 2017, Ferrara, Settembre 2017*.



METODICHE ANALITICHE PER LE MISURE DI AERIFORMI NEI SITI CONTAMINATI

SETTEMBRE 2018

Manuali e Linee Guida */201***

Informazioni legali

L'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), le Agenzie Regionali per la Protezione dell'Ambiente (ARPA), le Agenzie Provinciali per la Protezione dell'Ambiente (APPA) e le persone che agiscono per loro conto non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo manuale.

ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale
Via Vitaliano Brancati, 48 – 00144 Roma
www.isprambiente.gov.it

ISPRA, Manuali e Linee Guida ***/201*
ISBN *****

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Elaborazione grafica

ISPRA

Grafica di copertina: Franco Iozzoli (o altri dell'Ufficio Grafica)

Foto di copertina: *****

Coordinamento editoriale:

Daria Mazzella

ISPRA – Settore Editoria

Autori

Coordinamento

Laura Clerici, Antonietta De Gregorio (ARPA Lombardia)

Maria Radeschi (ARPA Piemonte)

Gianni Formenton (ARPA Veneto)

Gruppo di Lavoro 9 Bis – Sottogruppo 3 “Laboratori”

Giuseppe Del Carlo (ARPAE Emilia Romagna)

Luisa Rivara (ARPA Liguria)

Mauro Scaglia (ARPA Lombardia)

Sabrina Bertero (ARPA Piemonte)

Giorgia Giraldo (ARPA Veneto)

Ringraziamenti

Antonella Vecchio (ISPRA)

INDICE

PREMESSA	6
INTRODUZIONE	7
TIPICAMENTE I SUPPORTI PIÙ UTILIZZATI SONO (TABELLA 1):	7
1 SCELTA DEL SUPPORTO	8
2 DETERMINAZIONE DI COMPOSTI ORGANICI VOLATILI	10
2.1 Campo di applicazione	10
2.2 Riferimenti.....	10
2.3 Principio.....	10
2.3.1 Campionamento dell'effluente gassoso	11
2.3.2 Trattamento del materiale campionato.....	11
2.3.3 Analisi chimica.....	11
2.3.4 Determinazione dell'efficienza di desorbimento	11
2.4 Interferenze e selettività.....	12
2.5 Manipolazione, conservazione, trasporto	12
3 DETERMINAZIONE DI FRAZIONI IDROCARBURICHE AROMATICHE E ALIFATICHE	13
3.1 Campo di applicazione	13
3.2 Riferimenti.....	13
3.3 Principio.....	14
3.3.1 Campionamento dell'effluente gassoso	14
3.3.2 Trattamento del materiale campionato.....	14
3.3.3 Trattamento del materiale campionato.....	15
3.3.4 Determinazione dell'efficienza di desorbimento	15
3.4 Interferenze e selettività.....	15
3.5 Reagenti e soluzioni di riferimento	16
3.6 Manipolazione, conservazione, trasporto	16
3.7 Analisi GC-MS	17
4 DETERMINAZIONE DI IDROCARBURI POLICICLICI AROMATICI (IPA)	18
4.1 Campo di applicazione	18
4.2 Riferimenti.....	18
4.3 Principio.....	18
4.3.1 Campionamento dell'effluente gassoso	18
4.3.2 Trattamento del materiale campionato.....	19
4.3.3 Analisi chimica.....	19

4.3.4	Determinazione dell'efficienza del desorbimento.....	19
4.4	Interferenze e selettività.....	19
4.5	Manipolazione, conservazione, trasporto	19
5	DETERMINAZIONE DI PIOMBO TETRAETILE (TEL).....	20
5.1	Campo di applicazione	20
5.2	Riferimenti.....	20
5.3	Principio.....	20
5.3.1	Campionamento dell'effluente gassoso	20
5.3.2	Trattamento del materiale campionato.....	21
5.3.3	Analisi chimica.....	21
5.3.4	Determinazione dell'efficienza del desorbimento.....	21
5.4	Interferenze e selettività.....	21
5.5	Manipolazione, conservazione, trasporto	21
6	DETERMINAZIONE DI MERCURIO	22
6.1	Campo di applicazione	22
6.2	Riferimenti.....	22
6.3	Principio.....	22
6.3.1	Campionamento dell'effluente gassoso	22
6.3.2	Trattamento del materiale campionato.....	22
6.3.3	Analisi chimica.....	23
6.3.4	Determinazione dell'efficienza di desorbimento	23
6.4	Interferenze e selettività.....	23
6.5	Manipolazione, conservazione, trasporto	23
ALLEGATO A – ESTRAZIONE CON SOLVENTE DI COMPOSTI ORGANICI VOLATILI DA CARBONE ATTIVO: EFFICIENZA ESTRATTIVA.....		24
ALLEGATO B – TABELLA DI CONFRONTO TRA LE CONCENTRAZIONI SOGLIA DEI GAS INTERSTIZIALI E LIMITI DI QUANTIFICAZIONE DELLE METODICHE ANALITICHE (LOQ) E DI CAMPIONAMENTO IN FUNZIONE DEI VOLUMI PRELEVATI		25

PREMESSA

Il presente documento è stato sviluppato da ISPRA e dalle ARPA all'interno delle attività del Gruppo di Lavoro 9 bis del Sistema Nazionale Protezione Ambiente (SNPA) che ha come finalità la definizione di una "Procedura per la validazione da parte degli Enti di controllo dei dati derivanti dalle misure dirette di aeriformi nell'ambito di siti sottoposti a procedura di bonifica".

Lo scopo del documento è quello di definire le metodiche analitiche da utilizzarsi per le misure degli aeriformi nei siti contaminati.

INTRODUZIONE

La caratterizzazione chimica delle matrici:

- soil gas
- flusso emesso da superficie (flux chamber)
- aria ambiente
- aria ambienti di lavoro

prevede la captazione dell'inquinante organico o inorganico su specifici supporti mediante:

A. Adsorbimento dell'inquinante su un opportuno substrato (fiale e/o tubi)

Tipicamente i supporti più utilizzati sono (Tabella 1):

1. fiala a desorbimento con solvente (DS) (es: supporti a carbone attivo, XAD-2, XAD-7, etc.);
2. fiala/tubi a desorbimento termico (DT)
3. fiale ad attacco acido (es. hopcalite per mercurio)

Tabella 1 – *Supporti di campionamento per adsorbimento su substrato*

Analita/Classe analita	Supporto di campionamento	Specifiche supporto di campionamento
VOCs/HC	Fiale a DS	Carbone Attivo
	Tubi a DT	Tubi multisorbent/adsorbente specifico
IPA	Fiale a DS	Resina XAD-2
PbTetraetile (TEL)	Fiale a DS	Resina XAD-2
Hg	Fiale ad attacco acido	Hopcalite

B. Raccolta di un'aliquota d'aria-campione in un idoneo contenitore (Tabella 2)

Tabella 2 – *Supporti di campionamento per raccolta in contenitore*

Analita/Classe analita	Supporto di campionamento
VOCs/HC	Canister, Vacuum Bottle

1 SCELTA DEL SUPPORTO

La scelta del supporto e dunque la tecnica, oltre a dipendere dalla natura chimico-fisica dell'inquinante, non può prescindere dall'entità della contaminazione presunta del sito e dalle soglie di rischio sito-specifiche in particolare per i VOCs e frazioni idrocarburiche (HC). Generalmente in siti "sconosciuti", la cui "storia" non dà nessuna informazione certa sull'entità di contaminazione sarà utile procedere, prima delle campagne di monitoraggio o direttamente nella prima campagna delle complessive, a una campagna di screening del sito mediante strumentazione portatile da campo PID/FID e/o mediante campionamento del soil gas su fiale a desorbimento con solvente (DS), da cui trarre le informazioni necessarie per la pianificazione delle campagne successive (anche per singolo analita, se necessario) circa la scelta del supporto/tecnica più idonea e/o circa i parametri di campionamento: volume (L) e flusso (mL/minuti).

Il supporto di campionamento selezionato deve essere preferibilmente, quando possibile, il medesimo sia per ARPA che per la Parte al fine di garantire una migliore confrontabilità dei dati analitici risultanti.

In linea generale le fiale a desorbimento termico (DT) risultano utili per campi di applicazione di solito non superiori a circa 1000 ng/campione per la maggior parte dei VOCs, garantendo una maggiore sensibilità analitica rispetto alle fiale a desorbimento con solvente (DS), a loro volta idonee per campi di applicazione superiori a quanto sopra descritto.

Nei campioni di gas nel suolo, ove la concentrazione dei singoli composti e delle frazioni idrocarburiche - come definite dal metodo MADEP APH - è molto elevata, si rende necessario effettuare diluizioni molto importanti al fine di riportare i composti all'interno della retta di taratura. Diluizioni elevate dei campioni su matrice aeriformi possono costituire una fonte importante di errore; per tale ragione e in funzione delle caratteristiche specifiche del sito, si ritiene utile e preferibile esprimere un risultato come "> di...".

Detta espressione può essere considerata importante e significativa sia per riprogettare il campionamento che ai fini dell'utilizzo del dato nell'ambito del procedimento di bonifica.

Di seguito verranno riportate delle linee guida generali per la determinazione analitica della maggior parte degli inquinanti riportati nella Banca Dati ISS-INAIL di marzo 2018 sulle diverse linee di evidenza: matrice soil gas, flusso emesso da superficie (flux chamber) e aria ambiente, captati sui diversi supporti di cui al paragrafo precedente, al fine di garantire modalità tecnico-analitiche condivise e univoche.

Inoltre, nella tabella di cui all'Allegato B viene riportato il confronto tra le concentrazioni soglia dei gas interstiziali e limiti di quantificazione delle metodiche analitiche (LOQ) e di campionamento in funzione dei volumi prelevati.

I LOQ indicati rappresentano soltanto dei "valori indicativi" che potrebbero essere soggetti a variazioni dovute ad esempio a diverse performance e/o variabilità strumentali nel tempo (o per acquisizione di nuova strumentazione o per inevitabile obsolescenza della strumentazione in essere da parte dei vari laboratori).

La disamina interesserà quindi la determinazione dei principali inquinanti che caratterizzano maggiormente tali linee di evidenza, con riferimento ai principali metodi ufficiali e normalizzati:

1. VOCs
2. Frazioni idrocarburiche e relativa specazione secondo approccio MADEP:
 - C5-C8 Idrocarburi Alifatici
 - C9-C12 Idrocarburi Alifatici
 - C9-C10 Idrocarburi Aromatici

3. IPA:

- Naftalene
- Acenaftilene
- Acenaftene
- Antracene
- Fenantrene
- Fluorene

4. Pb Tetraetile

5. Hg

Tutte le determinazioni dovranno essere svolte in conformità a quanto previsto dalla NORMA UNI CEI EN ISO/IEC 17025:2005, RT-08 di ACCREDIA e linee guida EURACHEM nelle loro revisioni costantemente aggiornate, garantendo piani di verifica e/o validazione che rispecchino "buone pratiche di laboratorio" e soddisfino i criteri di accettabilità fissati dal laboratorio, in base alle esigenze del cliente e/o dei metodi più diffusi nel settore.

Secondo quanto definito dalle principali linee guida in materia di progettazione e validazione metodi si dispone la valutazione dei seguenti parametri, ove possibile:

- *Selettività*
- *Limite di rivelabilità*
- *Limite di quantificazione*
- *Intervallo di misura (linearità)*
- *Ripetibilità*
- *Riproducibilità*
- *Accuratezza (bias)*
- *Robustezza*
- *Incertezza*

È necessario che in fase routinaria vengano garantite le prestazioni ottenute in fase di validazione e verifica.

2 DETERMINAZIONE DI COMPOSTI ORGANICI VOLATILI

2.1 Campo di applicazione

Il metodo consente la determinazione in atmosfera del suolo (soil gas), flusso emesso da superficie (flux chamber) e aria ambiente di VOCs in forma gassosa campionati sui seguenti supporti di campionamento:

- fiale a carboni attivi;
- tubi a desorbimento termico multisorbent/adsorbente specifico;
- canister, vacuum bottle.

Il campo di applicazione in termini di concentrazione sarà definito/verificato/validato in funzione delle prestazioni tecnico-analitiche del singolo laboratorio.

2.2 Riferimenti

- UN CEN/TS 13649:2015. Emissioni da sorgente fissa - Determinazione della concentrazione in massa di singoli composti organici in forma gassosa - Metodo per adsorbimento seguito da estrazioni con solventi o desorbimento termico.
- Compendium Method EPA TO15 – 1999. Determination Of Volatile Organic Compounds (VOCs) In Air Collected In Specially-Prepared Canisters And Analyzed By Gas Chromatography/Mass Spectrometry (GC/MS).
- NIOSH 1501 2003. Hydrocarbons, Aromatic.
- NIOSH 1003 2003. Hydrocarbons, Halogenated.
- Progettazione del monitoraggio di composti volatili nei siti contaminati – Allegato 1.
- Procedura operativa per la valutazione e l'utilizzo dei dati derivanti da misure di gas interstiziali nell'analisi di rischio dei siti contaminati – Appendice 1.
- Banca dati ISS-INAIL marzo 2018.
- UNI EN ISO 16017-1:2002. Aria in ambienti confinati, aria ambiente ed aria negli ambienti di lavoro. Campionamento ed analisi di composti organici volatili mediante tubo di adsorbimento/desorbimento termico/cromatografia gassosa capillare. Campionamento mediante aspirazione con pompa.

2.3 Principio

Nella misurazione dei singoli composti organici in fase gassosa sono previste tre fasi:

- il campionamento dell'effluente gassoso proveniente da: soil gas/flux chamber/aria ambiente;
- il trattamento del materiale campionato/supporto di campionamento;
- l'analisi chimica mediante gascromatografia accoppiata a spettrometro di massa.

2.3.1 Campionamento dell'effluente gassoso

I principi di campionamento sono i seguenti:

- Dovrebbe essere impedita la condensa d'acqua.
- Prima di avviare le attività di campionamento è necessario testare i supporti, (compresi canister e vacuum bottle) quindi ogni lotto di campionamento dovrebbe essere accompagnato da un "*bianco di lotto*" che attesti la "bontà" e caratterizzi il fondo del supporto impiegato per il campionamento. Va analizzato come un campione e le quantità riscontrate non devono essere superiori al valore del LOQ
- Ogni lotto di campionamento, ad eccezione dei canister, deve essere accompagnato da un "*bianco di campo*" che caratterizzi il fondo ambientale intrinseco al momento del campionamento e durante le successive fasi di trasporto e stoccaggio del campione prima di essere sottoposto ad analisi chimica. Va analizzato come un campione.

2.3.2 Trattamento del materiale campionato

Il materiale organico (analita inquinante da determinare) deve essere desorbito dal supporto mediante tecniche analitiche che dipendono dal tipo di supporto (Tabella 3).

Tabella 3 – Supporti di campionamento per VOCs

Specifiche supporto di campionamento	Tecniche di desorbimento
Fiale a Carbone Attivo	Desorbimento con solvente
Tubi multisorbent/adsorbente specifico	Desorbimento termico
Canister, Vacuum Bottle	Criofofocalizzazione su trappola

2.3.3 Analisi chimica

Una porzione del campione viene iniettata in un sistema GC dotato di una colonna capillare e di un rivelatore appropriato: rivelatore di massa selettivo. I composti sono separati mediante gascromatografia e acquisiti in massa in modalità SIM e/o SCAN.

Quando possibile, per una gestione semplificata delle attività routinarie si procede alla acquisizione simultanea in SIM e SCAN-mode del tracciato gascromatografico. Questa modalità permetterà di acquisire in un unico *run* due tracciati con il processamento simultaneo di VOCs e HC:

- VOCs Target: SIM-mode o SCAN-mode (con estrazione ionica da FULL SCAN).
- Frazioni Idrocarburiche: SIM-mode, SCAN-mode in modalità di processamento SCAN-ion o TIC.

La quantificazione avviene mediante metodo dello standard interno.

2.3.4 Determinazione dell'efficienza di desorbimento

Secondo quanto definito dal metodo di riferimento UNI CEN/TS 13649:2015, tenendo conto delle criticità sperimentate e riportate in Allegato A.

2.4 Interferenze e selettività

I componenti organici che hanno un tempo di ritenzione uguale o pressoché uguale all'analita di interesse potrebbero interferire durante l'analisi gascromatografica. Le interferenze vengono ridotte al minimo mediante scelta e selezione appropriata della colonna cromatografica e mediante l'impiego dello spettrometro di massa come rivelatore che, attraverso soprattutto, la modalità SIM (Selected Ion Monitoring) può consentire la determinazione quantitativa dei composti VOCs con un migliore rapporto segnale-rumore. La "selettività" (in termini di identificazione del target) può essere inoltre rafforzata dalla verifica delle abbondanze relative tra ione *Target* e ioni *Qualifier* e mediante l'acquisizione in modalità SCAN con successivo confronto degli spettri di massa del campione con quelli della libreria NIST acquisiti nelle medesime condizioni.

2.5 Manipolazione, conservazione, trasporto

– *Fiale a carbone (DS) e Tubi a DT*

Il trasporto e la conservazione dei campioni deve avvenire in contenitore refrigerato esente da contaminazione di solventi.

La conservazione dei campioni segue quanto definito dal metodo di riferimento UNI CEN/TS 13649:2015.

– *Canister e Vacuum Bottle*

I contenitori vanno conservati a temperatura ambiente lontano da fonti di calore e in ambienti privi di contaminazione da solventi

3 DETERMINAZIONE DI FRAZIONI IDROCARBURICHE AROMATICHE E ALIFATICHE

3.1 Campo di applicazione

Il metodo consente la determinazione in atmosfera del suolo (soil gas), flusso emesso da superficie (flux chamber), e aria ambiente di frazioni idrocarburiche alifatiche ed aromatiche in fase gassosa secondo approccio MADEP (Tabella 4)¹.

Tabella 4 – *Frazioni Idrocarburiche secondo approccio MADEP*

Frazioni idrocarburiche approccio MADEP
C5-C8 Alifatici
C9-C12 Alifatici
C9-C10 Aromatici

Sono previsti i seguenti supporti di campionamento:

- fiale a carboni attivi;
- tubi a desorbimento termico multisorbent/adsorbente specifico;
- canister, vacuum bottle.

Il campo di applicazione in termini di concentrazione sarà definito/verificato/validato in funzione delle prestazioni tecnico-analitiche del singolo laboratorio.

3.2 Riferimenti

- MADEP APH REV.1 2009. Method for the determination of AIR-PHASE petroleum Hydrocarbons (APH) Rev.1 2009.
- MADEP VPH REV.0 2017. MADEP VPH2017 Method for the determination of volatile petroleum Hydrocarbons (VPH) By Gas Chromatography/Mass Spectrometry.
- ISO 9377-2:2000. Qualità dell'acqua. Determinazione dell'indice di idrocarburi. Metodo mediante estrazione con solvente e gascromatografia
- UNI EN ISO 16703:2011. Qualità del suolo. Determinazione del contenuto di idrocarburi da C10 a C40 mediante gascromatografia.
- NIOSH 1550 1994. NAPHTHAS.
- Compendium Method EPA TO17 – 1999. Determination of Volatile Organic Compounds in Ambient Air Using Active Sampling Onto Sorbent Tubes.
- UNI EN ISO 16017-1:2002. Aria in ambienti confinati, aria ambiente ed aria negli ambienti di lavoro. Campionamento ed analisi di composti organici volatili mediante tubo

¹ Viste le criticità legate alla determinazione e speciazione degli idrocarburi in tutte le matrici ambientali (non ultima la difficoltà di reperire e/o “costruire” un materiale di riferimento idoneo), l'approccio suggerito di seguito rappresenta un metodo empirico volto al raggiungimento di un metodo condiviso con un dato riproducibile.

di adsorbimento/desorbimento termico/cromatografia gassosa capillare. Campionamento mediante aspirazione con pompa.

- UN CEN/TS 13649:2015. Emissioni da sorgente fissa - Determinazione della concentrazione in massa di singoli composti organici in forma gassosa - Metodo per adsorbimento seguito da estrazioni con solventi o desorbimento termico.
- Compendium Method EPA TO15 – 1999. Determination Of Volatile Organic Compounds (VOCs) In Air Collected In Specially-Prepared Canisters And Analyzed By Gas Chromatography/Mass Spectrometry (GC/MS).
- Clerici, L., Mongini, E., Robles, P., Dellavedova, P. and De Gregorio, M.A. (2015), GC/MS: A Valid Tool for Soil Gas Hydrocarbons Speciation. International Journal of Analytical Mass Spectrometry and Chromatography, 3, 54-62.
- Progettazione del monitoraggio di composti volatili nei siti contaminati – Allegato 1.
- Procedura operativa per la valutazione e l'utilizzo dei dati derivanti da misure di gas interstiziali nell'analisi di rischio dei siti contaminati – Appendice 1.
- Banca dati ISS-INAIL marzo 2018.

3.3 Principio

Nella misurazione dei singoli composti organici in fase gassosa sono previste tre fasi:

- il campionamento dell'effluente gassoso proveniente da: soil gas/flux chamber/aria ambiente;
- il trattamento del materiale campionato/supporto di campionamento;
- l'analisi chimica mediante gascromatografia accoppiata a spettrometro di massa.

3.3.1 Campionamento dell'effluente gassoso

I principi di campionamento sono i seguenti:

- Dovrebbe essere impedita la condensa d'acqua.
- Prima di avviare le attività di campionamento è necessario testare i supporti, (compreso i canister) quindi ogni lotto di campionamento dovrebbe essere accompagnato da un "*bianco di lotto*" che attesti la "bontà" e caratterizzi il fondo del supporto impiegato per il campionamento. Va analizzato come un campione e le quantità riscontrate non devono essere superiori al valore del LOQ
- Ogni lotto di campionamento, ad eccezione dei canister, deve essere accompagnato da un "*bianco di campo*" che caratterizzi il fondo ambientale intrinseco al momento del campionamento e durante le successive fasi di trasporto e stoccaggio del campione prima di essere sottoposto ad analisi chimica. Va analizzato come un campione.

3.3.2 Trattamento del materiale campionato

Il materiale organico (analita inquinante da determinare) deve essere desorbito dal supporto mediante tecniche analitiche che dipendono dal tipo di supporto (Tabella 5).

Tabella 5 – Supporti di campionamento per HC

Specifiche supporto di campionamento	Tecniche di desorbimento
Fiale a Carbone Attivo	Desorbimento con solvente
Tubi multisorbent/adsorbente specifico	Desorbimento termico
Canister, Vacuum Bottle	Criofofocalizzazione su trappola

3.3.3 *Trattamento del materiale campionato*

Una porzione del campione viene iniettata in un sistema GC dotato di una colonna capillare e di un rivelatore appropriato: rivelatore di massa selettivo. Le singole frazioni HC vengono “risolte” nei singoli idrocarburi costituenti mediante gascromatografia e acquisiti in massa in modalità SIM e/o SCAN.

Quando possibile, per una gestione semplificata delle attività routinarie si procede all’acquisizione simultanea SIM e SCAN-mode del tracciato gascromatografico. Questa modalità permetterà di acquisire in un unico *run* due tracciati con il processamento simultaneo di VOCs e HC:

- Frazioni Idrocarburiche: SIM-mode, SCAN in modalità di processamento SCAN-ion o TIC.
- VOCs Target: SIM-mode o SCAN-mode (con estrazione ionica da FULL SCAN).

La quantificazione avviene mediante metodo dello standard interno.

L’approccio tecnico-analitico di determinazione/speciazione delle frazioni idrocarburiche indicato di seguito è unico per tutte le tecniche di campionamento e analisi in uso (canister, fiale a DS, tubi a TD) al fine di annullare differenze dovute ai diversi approcci di determinazione/speciazione che si andrebbero ad aggiungere alle variabilità intrinseche delle diverse tecniche di campionamento e analisi.

L’approccio inoltre ha lo scopo di riprendere le modalità tecnico-analitiche dei metodi ad oggi in uso per la determinazione/speciazione delle frazioni idrocarburiche nelle matrici terreni e acque, sorgente di contaminazione per soil gas, flux chamber e aria ambiente, al fine restituire maggiore confrontabilità e robustezza ai dati nell’intero scenario contaminato (suolo-acqua-matrici aeriformi)

3.3.4 *Determinazione dell’efficienza di desorbimento*

Secondo quanto definito dal metodo di riferimento UNI CEN/TS 13649:2015, tenendo conto delle criticità sperimentate e riportate in Allegato A.

3.4 Interferenze e selettività

Il metodo è in grado di rilevare alcuni composti organici non associati/attribuibili al rilascio di prodotti petroliferi, come solventi clorurati, chetoni ed eteri che quindi contribuiscono alla risposta collettiva delle frazioni idrocarburiche aromatiche e alifatiche da determinare. Questi composti interferenti vanno quindi esclusi dalla sommatoria (Tabella 6).

Tabella 6 – Composti organici non petroliferi

Range Idrocarburi	Composti potenzialmente non APH (idrocarburi petroliferi in fase vapore - Air Phase Petroleum Hydrocarbons)
Idrocarburi Alifatici C ₅ -C ₈	Acetone può interferire/co-eluire (riportare in soluzione) Isopentano
Idrocarburi Alifatici C ₉ -C ₁₂	Alcool isopropilico, metil etil chetone, tricloroetene, tetracloroetene, tetraidrofurano, esanale, 1-butanolo, esametilsilossano
Idrocarburi Aromatici C ₉ -C ₁₀	Terpeni (come α-pinene, d-limonene), fenolo, benzaldeide, aldeidi a normal catena, 2-etil-1-esanolo, silossani, diclorobenzeni

L'impiego dello spettrometro di massa come rivelatore permette l'identificazione dei singoli composti costituenti le frazioni idrocarburiche mediante confronto con gli spettri in libreria NIST acquisiti nelle medesime condizioni.

3.5 Reagenti e soluzioni di riferimento

– *Materiali di riferimento per la taratura analitica*

Ai fini della taratura i materiali di riferimento devono essere preparati per diluizioni successive da una madre certificata nel solvente di estrazione dei campioni.

Nella Tabella 7 è riportata la miscela Standard di Riferimento Certificata per la quantificazione delle frazioni idrocarburiche.

Tabella 7 – Miscela standard di riferimento per la quantificazione delle frazioni idrocarburiche

Idrocarburi Alifatici C ₅ -C ₈	n-pentano (normal-pentano) o isopentano n-esano (normal-esano) cicloesano 2,3-dimetilpentano n-eptano (normal-eptano) n-ottano (normal-ottano)
Idrocarburi Alifatici C ₉ -C ₁₂	2,3-dimetilpentano n-nonano (normal-nonano) n-decano (normal-decano) n-undecano (normal-undecano) n-dodecano (normal-dodecano) butilcicloesano
Idrocarburi Aromatici C ₉ -C ₁₀	isopropilbenzene 1-metil-3-etilbenzene 1,3,5-trimetilbenzene 1,2,4-trimetilbenzene p-isopropiltoluene

La taratura prevede la somma delle aree e delle concentrazioni dei singoli target costituenti le singole frazioni.

3.6 Manipolazione, conservazione, trasporto

– *Fiale a carbone (DS) e Tubi a DT*

Il trasporto e la conservazione dei campioni deve avvenire in contenitore refrigerato esente da contaminazione di solventi.

– *Canister, Vacuum Bottle*

I contenitori vanno conservati a temperatura ambiente lontano da fonti di calore e in ambienti privi di contaminazione da solventi

3.7 Analisi GC-MS

– *Acquisizione e quantificazione campione*

L'acquisizione e il processamento quantitativo delle frazioni idrocarburiche nel campione può avvenire secondo le seguenti modalità:

- SCAN-mode con modalità di processamento SCAN-ion.
- SIM-mode.
- SCAN-mode o TIC.

La quantificazione avviene mediante il metodo dello Standard Interno

– *Modalità di integrazione*

Per continuità e coerenza con i risultati di contenuto idrocarburico riscontrato nelle matrici acque e terreno, sorgenti di contaminazione per tutte le linee di evidenza, l'integrazione dei tracciati gascromatografici delle frazioni idrocarburiche delle matrici aeriformi seguirà lo stesso principio di integrazione definito nei metodi ufficiali di riferimento relativi alle suddette matrici ambientali (APH 2009; EPA 8015D; MADEP VPH2004; MADEP VPH2017; ISO 9377-2:2000 – Qualità Acque; UNI EN ISO 16703:2011 – Qualità Suolo; Total Petroleum Hydrocarbons Criteria Working Group Series TPHWG” – Volume 1)

Si estende quindi alle matrici aeriformi derivanti da tutte le linee di evidenza le modalità di integrazione della sorgente (suolo e acqua di falda). L'integrazione dovrà avere inizio sulla linea di base comprendendo quindi l'intera area sottesa alla “campana di picchi non risolti”, indice di contenuto e miscela complessa di idrocarburi.

Grazie all'impiego del rivelatore spettrometro di massa ogni frazione viene poi scandagliata picco-picco per verifica/riconoscimento/conferma della composizione idrocarburica e conseguente, ove necessario, sottrazione dei target e/o specie chimiche non facenti parte delle frazioni idrocarburiche, secondo quanto definito dai metodi di riferimento di cui al §3.2 e al §3.4 del presente documento.

4 DETERMINAZIONE DI IDROCARBURI POLICICLICI AROMATICI (IPA)

4.1 Campo di applicazione

Il metodo consente la determinazione in atmosfera del suolo (soil gas), flusso emesso da superficie (flux chamber), e aria ambiente di Idrocarburi Policiclici Aromatici in fase gassosa:

- Naftalene
- Acenaftilene
- Acenaftene
- Antracene
- Fenantrene
- Fluorene

Il supporto di campionamento utilizzato è il seguente:

- Fiale contenenti resina XAD-2.

Il campo di applicazione in termini di concentrazione sarà definito/verificato/validato in funzione delle prestazioni tecnico-analitiche del singolo laboratorio.

4.2 Riferimenti

- NIOSH 5515:1994. Polynuclear Aromatic Hydrocarbons by GC.
- NIOSH 5506:1998. Polynuclear Aromatic Hydrocarbons by HPLC.
- EPA 8270D. Semivolatile Organic Compounds by Gascromatography/Mass Spectrometry (GC/MS).
- Compendium Method TO13. Determination of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Ambient Air Using Gas Chromatography/Mass Spectrometry (GC/MS).
- Progettazione del monitoraggio di composti volatili nei siti contaminati – Allegato 1.
- Procedura operativa per la valutazione e l'utilizzo dei dati derivanti da misure di gas interstiziali nell'analisi di rischio dei siti contaminati – Appendice 1.
- Banca dati ISS-INAIL marzo 2018.

4.3 Principio

Nella misurazione degli IPA in fase gassosa sono previste tre fasi:

- il campionamento dell'effluente gassoso: soil gas/flux chamber/aria ambiente;
- il trattamento del materiale campionato/supporto di campionamento;
- l'analisi chimica mediante gascromatografia accoppiata a spettrometro di massa o HPLC-Fluorimetro.

4.3.1 Campionamento dell'effluente gassoso

I principi di campionamento sono i seguenti:

- Dovrebbe essere impedita la condensa d'acqua.
- Prima di avviare le attività di campionamento è necessario testare i supporti, (compresi canister e vacuum bottle) quindi ogni lotto di campionamento dovrebbe essere accompagnato da un "*bianco di lotto*" che attesti la "bontà" e caratterizzi il fondo del supporto impiegato per il campionamento. Va analizzato come un campione e le quantità riscontrate non devono essere superiori al valore del LOQ
- Ogni lotto di campionamento, ad eccezione dei canister, deve essere accompagnato da un "*bianco di campo*" che caratterizzi il fondo ambientale intrinseco al momento del campionamento e durante le successive fasi di trasporto e stoccaggio del campione prima di essere sottoposto ad analisi chimica. Va analizzato come un campione.

4.3.2 *Trattamento del materiale campionato*

Il materiale organico (analita inquinante da determinare) deve essere desorbito dal supporto mediante tecniche analitiche che dipendono dal tipo di supporto (Tabella 8).

Tabella 8 – Supporti di campionamento per IPA

Analita/Classe Analita	Supporto di campionamento
IPA	Fiale a DS

4.3.3 *Analisi chimica*

L'analisi chimica prevede due possibili tecniche analitiche:

- GC-MS SIM-mode e quantificazione mediante metodo dello Standard Interno.
- HPLC-Fluorimetro.

4.3.4 *Determinazione dell'efficienza del desorbimento*

Secondo quanto definito dai metodi di riferimento NIOSH 5515:1994 e NIOSH 5506:1998.

4.4 **Interferenze e selettività**

I componenti organici che hanno un tempo di ritenzione uguale o pressoché uguale all'analita di interesse potrebbero interferire durante l'analisi cromatografica (GC/HPLC). Le interferenze vengono ridotte al minimo mediante scelta e selezione appropriata della colonna cromatografica.

Nel caso di analisi in GC-MS l'impiego dello spettrometro di massa come rivelatore, soprattutto in modalità SIM (Selected Ion Monitoring), può consentire la determinazione quantitativa dei composti IPA con un migliore rapporto segnale-rumore. La "selettività" (in termini di identificazione del target) può essere inoltre rafforzata dalla verifica delle abbondanze relative tra ione *Target* e ioni *Qualifier* e mediante l'acquisizione in modalità SCAN con successivo confronto degli spettri di massa del campione con quelli della libreria NIST acquisiti nelle medesime condizioni.

Calore, ozono, NO₂, o luce UV possono causare fenomeni di degradazione del campione.

4.5 **Manipolazione, conservazione, trasporto**

Il trasporto e la conservazione dei campioni deve avvenire in contenitore refrigerato esente da contaminazione.

5 DETERMINAZIONE DI PIOMBO TETRAETILE (TEL)

5.1 Campo di applicazione

Il metodo consente la determinazione in atmosfera del suolo (soil gas), flusso emesso da superficie (flux chamber), e aria ambiente di Piombo Tetraetile in fase gassosa e campionato sul seguente supporto di campionamento:

- Fiale contenenti resina XAD-2

Il campo di applicazione in termini di concentrazione sarà definito/verificato/validato in funzione delle prestazioni tecnico-analitiche del singolo laboratorio.

5.2 Riferimenti

- NIOSH 2533:1994. TETRAETHYL LEAD (as Pb)
- EPA 8260C. Volatile Organic Compounds by Chromatography/ Mass Spectrometry (GC/MS)
- Progettazione del monitoraggio di composti volatili nei siti contaminati – Allegato 1.
- Procedura operativa per la valutazione e l'utilizzo dei dati derivanti da misure di gas interstiziali nell'analisi di rischio dei siti contaminati – Appendice 1.
- Banca dati ISS-INAIL marzo 2018.

5.3 Principio

Nella misurazione del Piombo Tetraetile organici in fase gassosa sono previste tre fasi:

- il campionamento dell'effluente gassoso proveniente da: soil gas/flux chamber/aria ambiente;
- il trattamento del materiale campionato/supporto di campionamento;
- l'analisi chimica mediante gascromatografia accoppiata a spettrometro di massa.

5.3.1 Campionamento dell'effluente gassoso

I principi di campionamento sono i seguenti:

- Dovrebbe essere impedita la condensa d'acqua.
- Prima di avviare le attività di campionamento è necessario testare i supporti, (compresi canister e bottle vac) quindi ogni lotto di campionamento dovrebbe essere accompagnato da un "*bianco di lotto*" che attesti la "bontà" e caratterizzi il fondo del supporto impiegato per il campionamento. Va analizzato come un campione e le quantità riscontrate non devono essere superiori al valore del LOQ
- Ogni lotto di campionamento, ad eccezione dei canister, deve essere accompagnato da un "*bianco di campo*" che caratterizzi il fondo ambientale intrinseco al momento del campionamento e durante le successive fasi di trasporto e stoccaggio del campione prima di essere sottoposto ad analisi chimica. Va analizzato come un campione.

5.3.2 *Trattamento del materiale campionato*

Il materiale organico (analita inquinante da determinare) deve essere desorbito dal supporto mediante tecniche analitiche che dipendono dal tipo di supporto (Tabella 9).

Tabella 9 – *Supporti di campionamento per IPA*

Analita/Classe Analita	Supporto di campionamento
Piombo Tetraetile	Fiale a DS

5.3.3 *Analisi chimica*

L'analisi chimica prevede la tecnica:

- GC-MS in SIM-mode

La quantificazione avviene mediante il metodo dello Standard Interno

5.3.4 *Determinazione dell'efficienza del desorbimento*

Secondo quanto definito dal metodo di riferimento NIOSH 2533:1994.

5.4 **Interferenze e selettività**

I componenti organici che hanno un tempo di ritenzione uguale o pressoché uguale all'analita di interesse potrebbero interferire durante l'analisi gascromatografica. Le interferenze vengono ridotte al minimo mediante scelta e selezione appropriata della colonna cromatografica e mediante l'impiego dello spettrometro di massa come rivelatore che attraverso, soprattutto la modalità SIM (Selected Ion Monitoring), può consentire la determinazione quantitativa del composto d'interesse con un migliore rapporto segnale-rumore. La "selettività" (in termini di identificazione del target) può essere inoltre rafforzata dalla verifica delle abbondanze relative tra ione *Target* e ioni *Qualifier* e mediante l'acquisizione in modalità SCAN con successivo confronto degli spettri di massa del campione con quelli della libreria NIST acquisiti nelle medesime condizioni.

5.5 **Manipolazione, conservazione, trasporto**

Il trasporto e la conservazione dei campioni deve avvenire in contenitore refrigerato esente da contaminazione.

6 DETERMINAZIONE DI MERCURIO

6.1 Campo di applicazione

Il metodo consente la determinazione in atmosfera del suolo (soil gas), flusso emesso da superficie (flux chamber), e aria ambiente di Mercurio in fase gassosa e campionato sul seguente supporto di campionamento:

- Fiale contenenti Hopcalite

Il campo di applicazione in termini di concentrazione sarà definito/verificato/validato in funzione delle prestazioni tecnico-analitiche del singolo laboratorio.

6.2 Riferimenti

- NIOSH 6009:1994. Mercury
- Progettazione del monitoraggio di composti volatili nei siti contaminati – Allegato 1.
- Procedura operativa per la valutazione e l'utilizzo dei dati derivanti da misure di gas interstiziali nell'analisi di rischio dei siti contaminati – Appendice 1.
- Banca dati ISS-INAIL marzo 2018.

6.3 Principio

Nella misurazione del mercurio in fase gassosa sono previste tre fasi. Esse sono:

- il campionamento dell'effluente gassoso: soil gas/flux chamber/aria ambiente;
- il trattamento del materiale campionato/supporto di campionamento;
- l'analisi chimica mediante FIAS-AAS.

6.3.1 Campionamento dell'effluente gassoso

I principi di campionamento sono i seguenti:

- Dovrebbe essere impedita la condensa d'acqua.
- Prima di avviare le attività di campionamento è necessario testare i supporti, (compresi canister e bottle vac) quindi ogni lotto di campionamento dovrebbe essere accompagnato da un "*bianco di lotto*" che attesti la "bontà" e caratterizzi il fondo del supporto impiegato per il campionamento. Va analizzato come un campione e le quantità riscontrate non devono essere superiori al valore del LOQ
- Ogni lotto di campionamento, ad eccezione dei canister, deve essere accompagnato da un "*bianco di campo*" che caratterizzi il fondo ambientale intrinseco al momento del campionamento e durante le successive fasi di trasporto e stoccaggio del campione prima di essere sottoposto ad analisi chimica. Va analizzato come un campione.

6.3.2 Trattamento del materiale campionato

Il mercurio viene determinato mediante attacco acido del supporto (Hopcalite) (Tabella 10).

Tabella 10 – *Supporti di campionamento per Hg*

Analita/Classe Analita	Supporto di campionamento	Specifiche supporto di campionamento
Hg	Fiale ad attacco acido	Hopcalite

6.3.3 *Analisi chimica*

L'analisi chimica prevede l'impiego della tecnica dei Vapori Freddi e Assorbimento Atomico:

- Mercurio $\lambda=253.7\text{nm}$

6.3.4 *Determinazione dell'efficienza di desorbimento*

Secondo quanto definito dal metodo di riferimento NIOSH 6009:1994.

6.4 *Interferenze e selettività*

La determinazione del mercurio avviene mediante tecnica dei vapori freddi-AAS garantendo massima selettività e una determinazione quasi del tutto univoca dell'analita di interesse.

6.5 *Manipolazione, conservazione, trasporto*

Il trasporto e la conservazione dei campioni deve avvenire in contenitore refrigerato esente da contaminazione.

ALLEGATO A – ESTRAZIONE CON SOLVENTE DI COMPOSTI ORGANICI VOLATILI DA CARBONE ATTIVO: EFFICIENZA ESTRATTIVA

L'efficienza estrattiva di VOCs da supporto carbone attivo mediante estrazione con solvente (solfo di carbonio – CS₂) dovrebbe essere maggiore dell'80% (UNI EN 13649 del Marzo 2015). Tuttavia l'esperienza apportata dai diversi componenti del gruppo e le sperimentazioni svolte durante le attività del Gruppo di Lavoro Soil Gas 9bis hanno evidenziato diverse criticità circa la reale efficienza estrattiva di alcuni composti organici volatili da carbone attivo, quali ad esempio: stirene, diclorobenzene, esaclorobutadiene, 1,1,2,2-tetracloroetano. In linea generale, tali criticità (tipologia e marca di carbone, lotti di produzione nonché volatilità e proprietà chimico-fisiche degli analiti) possono restituire delle stime sui recuperi reali di composti aromatici e alogenati intorno o anche molto inferiori al 50%.

La sperimentazione si è basata sullo studio dell'efficienza estrattiva di VOCs fortificando le fiale a carbone attivo con uno standard gassoso certificato.

Per rendere più robusto il dato del recupero sarebbe opportuno ripetere lo studio con un maggior numero di prove nonché estendere l'esperimento ad altri parametri di cui alla Banca Dati ISS/INAIL/ISPRA come ad esempio, alle frazioni MADEP degli idrocarburi alifatici (C5-C8 e C9-C12) e idrocarburi aromatici (C9-C10 e C11-C12).

Inoltre, per molti composti potrebbe non trattarsi solo di un problema legato al recupero dal supporto ma anche alla reale possibilità che quel singolo composto possa, in determinate condizioni ambientali, passare allo stato aeriforme in funzione delle proprie caratteristiche chimico-fisiche. Un approfondimento di dette problematiche non è stato ancora avviato dal gruppo di lavoro ma sarebbe auspicabile una conoscenza del fenomeno con sperimentazioni su alcuni composti come ad es. la frazione degli idrocarburi aromatici C11- C12 non considerata fra gli inquinanti inclusi nella norma MADEP (APH) 2009, ma prevista dalla Banca Dati ISS-INAIL di marzo 2008.

ALLEGATO B – TABELLA DI CONFRONTO TRA LE CONCENTRAZIONI SOGLIA DEI GAS INTERSTIZIALI E LIMITI DI QUANTIFICAZIONE DELLE METODICHE ANALITICHE (LOQ) E DI CAMPIONAMENTO IN FUNZIONE DEI VOLUMI PRELEVATI

La tabella di confronto vuole rappresentare uno strumento utile per progettare e pianificare le indagini di monitoraggio, ovvero, per definire le metodiche di campionamento con la relativa scelta dei supporti, in funzione delle caratteristiche specifiche del sito. E' altresì uno strumento utile per ottenere risultati "utilizzabili" all'interno dell'analisi di rischio e la gestione del dato nell'ambito del procedimento di bonifica.

I LOQ indicati rappresentano soltanto dei "valori indicativi" che potrebbero essere soggetti a variazioni dovute ad esempio a diverse performance e/o variabilità strumentali nel tempo (per acquisizione di nuova strumentazione o per inevitabile obsolescenza della strumentazione in essere da parte dei vari laboratori).

Sostanza	Numero CAS	C _{soglia} soil gas [mg/m ³]			C _{soglia} soil gas [mg/m ³]			Limiti di quantificazione in base alle condizioni strumentali (Campionamento e analisi)					
		Esposizione indoor (alfa = 0,1)			Esposizione outdoor (alfa = 0,1)			Desorbimento Chimico		Desorbimento Termico		EPA TO15 Canister Vacuum Bottle	
		Residenziale	Ricreativo	Commerciale/ Industriale	Residenziale	Ricreativo	Commerciale/ Industriale	LOQ Strument. [mg/m ³]	LOQ [ug/camp.]	LOQ Strument. [mg/m ³]	LOQ [ug/camp.]	LOQ Strument. [mg/m ³]	LOQ [ppbV]
Microinquinanti inorganici													
Cianuri	57-12-5	8,94E-03	1,43E-01	3,50E-02	1,05E-01	2,22E-01	3,50E-02	ND	-	ND	-	ND	-
Microinquinanti inorganici								LOQ Strument. [mg/m ³] V=24 litri	LOQ [ug/camp.] F=hopcalite VS = 5 ML	LOQ Strument. [mg/m ³]	LOQ [ug/camp.]	LOQ Strument. [mg/m ³]	LOQ [ppbV]
Mercurio elementare	7439-97-6	3,35E-03	5,36E-02	1,31E-02	3,95E-02	8,34E-02	1,31E-02	4,50E-04	0,01	ND	-	ND	-
Aromatici								LOQ Strument. [mg/m ³] V=30 litri	LOQ [ug/camp.] F=c.a. (100/50 mg) VS=1ML	LOQ Strument. [mg/m ³] V=7 litri	LOQ [ng/camp.] T multis.	LOQ Strument. [mg/m ³]	LOQ [ppbV]
Benzene	71-43-2	3,31E-03	6,42E-02	1,57E-02	7,18E-02	8,57E-02	1,57E-02	3,33E-03	0,1	1,43E-03	10	3,20E-03	1
Etilbenzene	100-41-4	1,03E-02	2,00E-01	4,91E-02	2,24E-01	2,67E-01	4,91E-02	3,33E-03	0,1	7,14E-04	5	4,30E-03	1
Stirene	100-42-5	5,16E-02	1,00E+00	2,45E-01	1,12E+00	1,34E+00	2,45E-01	1,67E-01	5	7,14E-04	5	6,40E-03	1,5
Toluene	108-88-3	5,59E+01	8,94E+02	2,19E+02	6,59E+02	1,39E+03	2,19E+02	3,33E-03	0,1	7,14E-04	5	3,80E-03	1
m-Xilene	108-38-3	1,12E+00	1,79E+01	4,38E+00	1,32E+01	2,78E+01	4,38E+00	6,66E-03	0,2	7,14E-04	5	8,60E-03	2
o-Xilene	95-47-6	1,12E+00	1,79E+01	4,38E+00	1,32E+01	2,78E+01	4,38E+00	3,33E-03	0,1	7,14E-04	5	4,30E-03	1

p-Xilene	106-42-3	1,12E+00	1,79E+01	4,38E+00	1,32E+01	2,78E+01	4,38E+00	6,66E-03	0,2	7,14E-04	5	8,60E-03	2
Xileni	1330-20-7	1,12E+00	1,79E+01	4,38E+00	1,32E+01	2,78E+01	4,38E+00	ND	-	ND	-	ND	-
Aromatici policiclici								LOQ Strument. [mg/m³] V=36 litri	LOQ [ug/camp.] F=XAD-2 (100/50mg) VS=2ML	LOQ Strument. [mg/m³] V=7 litri	LOQ [ng/camp.] T multis.	LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ppbV]
Acenaftene	83-32-9	3,35E-02	5,36E-01	1,31E-01	3,95E-01	8,34E-01	1,31E-01	2,78E-03	0,1	ND	-	ND	-
Acenaftilene	208-96-8	3,35E-02	5,36E-01	1,31E-01	3,95E-01	8,34E-01	1,31E-01	2,78E-03	0,1	ND	-	ND	-
Antracene	120-12-7	3,35E-02	5,36E-01	1,31E-01	3,95E-01	8,34E-01	1,31E-01	2,78E-03	0,1	ND	-	ND	-
Fenantrene	85-01-8	3,35E-02	5,36E-01	1,31E-01	3,95E-01	8,34E-01	1,31E-01	2,78E-03	0,1	ND	-	ND	-
Fluorene	86-73-7	3,35E-02	5,36E-01	1,31E-01	3,95E-01	8,34E-01	1,31E-01	2,78E-03	0,1	ND	-	ND	-
Naftalene	91-20-3	7,59E-04	1,47E-02	3,61E-03	1,65E-02	1,97E-02	3,61E-03	2,78E-03	0,1	7,14E-03	50	2,60E-03	0,5
Alifatici clorurati								LOQ Strument. [mg/m³] V=30 litri	LOQ [ug/camp.] F=c.a. (100/50 mg) VS=1ML	LOQ Strument. [mg/m³] V=7 litri	LOQ [ng/camp.] T multis.	LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ppbV]
1,1,2-Tricloroetano	79-00-5	1,61E-03	3,13E-02	7,67E-03	2,63E-02	4,18E-02	7,67E-03	3,33E-03	0,1	7,14E-04	5	2,73E-03	0,5
1,1-Dicloroetilene	75-35-4	2,23E+00	3,58E+01	8,76E+00	2,63E+01	5,56E+01	8,76E+00	1,67E-01	5	7,14E-04	5	3,96E-03	1
1,2,3-Tricloropropano	96-18-4	3,35E-03	5,36E-02	1,31E-02	3,95E-02	8,34E-02	1,31E-02	3,33E-03	0,1	7,14E-04	5	ND	-
1,2-Dicloroetano	107-06-2	9,93E-04	1,93E-02	4,72E-03	2,15E-02	2,57E-02	4,72E-03	3,33E-03	0,1	7,14E-04	5	2,00E-03	0,5
Clorometano	74-87-3	1,43E-02	2,78E-01	6,81E-02	3,11E-01	3,72E-01	6,81E-02	1,67E-01	5	ND	-	2,07E-03	1
Cloruro di vinile	75-01-4	4,99E-03	1,06E-01	2,79E-02	1,12E-01	1,36E-01	2,79E-02	1,67E-01	5	7,14E-03	50	1,28E-03	0,5
Diclorometano	75-09-2	1,13E+00	3,10E+01	1,23E+01	3,02E+01	3,12E+01	1,23E+01	1,67E+00	50	7,14E-03	50	3,47E-03	1
Tetracloroetilene (PCE)	127-18-4	9,93E-02	1,93E+00	4,72E-01	2,15E+00	2,57E+00	4,72E-01	3,33E-03	0,1	7,14E-04	5	6,78E-03	1
Tricloroetilene	79-01-6	2,76E-03	7,55E-02	2,99E-02	7,35E-02	7,60E-02	2,99E-02	3,33E-03	0,1	7,14E-04	5	5,39E-03	1
Triclorometano	67-66-3	1,12E-03	2,18E-02	5,33E-03	2,43E-02	2,91E-02	5,33E-03	3,33E-03	0,1	7,14E-04	5	2,44E-03	0,5
1,1,2,2-Tetracloroetano	79-34-5	4,45E-04	8,63E-03	2,11E-03	9,65E-03	1,15E-02	2,11E-03	ND	-	7,14E-04	5	1,00E-02	1,5
1,1,1-Tricloroetano	71-55-6	5,59E+01	8,94E+02	2,19E+02	6,59E+02	1,39E+03	2,19E+02	3,33E-03	0,1	1,40E-03	10	5,46E-03	1
1,1-Dicloroetano	75-34-3	7,82E-02	1,25E+00	3,07E-01	9,22E-01	1,95E+00	3,07E-01	1,67E-01	5	7,14E-04	5	4,05E-03	1
1,2-Dicloropropano	78-87-5	6,98E-03	1,35E-01	3,31E-02	1,51E-01	1,81E-01	3,31E-02	3,33E-03	0,1	7,14E-04	5	2,30E-03	0,5

1,2-Dicloroetilene	156-59-2	6,70E-01	1,07E+01	2,63E+00	7,90E+00	1,67E+01	2,63E+00	1,67E-01	5	7,14E-04	5	3,97E-03	1
Esaclorobutadiene	87-68-3	3,91E-02	6,26E-01	1,53E-01	4,61E-01	9,73E-01	1,53E-01	ND	-	7,14E-03	50	ND	
Alifatici alogenati cancerogeni								LOQ Strument. [mg/m³] V=30 litri	LOQ [ug/camp.] F=c.a. (100/50 mg) VS=1ML	LOQ Strument. [mg/m³] V=7 litri	LOQ [ng/camp.] T multis.	LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ppbV]
1,2-Dibromoetano	106-93-4	4,30E-05	8,34E-04	2,04E-04	9,33E-04	1,11E-03	2,04E-04	3,33E-03	0,1	7,14E-04	5	3,84E-03	0,5
Bromodiclorometano	75-27-4	6,98E-04	1,35E-02	3,31E-03	1,51E-02	1,81E-02	3,31E-03	3,33E-03	0,1	7,14E-04	5	3,35E-03	0,5
Dibromoclorometano	124-48-1	7,82E-01	1,25E+01	3,07E+00	9,22E+00	1,95E+01	3,07E+00	3,33E-03	0,1	7,14E-04	5	8,52E-03	1
Tribromometano (Bromoformio)	75-25-2	7,82E-01	1,25E+01	3,07E+00	9,22E+00	1,95E+01	3,07E+00	3,33E-03	0,1	7,14E-04	5	1,03E-02	1
Nitrobenzeni								LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ug/camp.]	LOQ Strument. [mg/m³] V=7 litri	LOQ [ng/camp.] T multis.	LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ppbV]
Nitrobenzene	98-95-3	6,45E-04	1,25E-02	3,07E-03	1,40E-02	1,67E-02	3,07E-03	ND	-	7,14E-03	50	ND	-
Clorobenzeni								LOQ Strument. [mg/m³] V=30 litri	LOQ [ug/camp.] F=c.a. (100/50 mg) VS=1ML	LOQ Strument. [mg/m³] V=7 litri	LOQ [ng/camp.] T multis.	LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ppbV]
1,2,4,5-Tetraclorobenzene	95-94-3	1,17E-02	1,88E-01	4,60E-02	1,38E-01	2,92E-01	4,60E-02	ND	-	7,14E-03	50	ND	-
1,2,4-Triclorobenzene	120-82-1	2,23E-02	3,58E-01	8,76E-02	2,63E-01	5,56E-01	8,76E-02	ND	-	7,14E-03	50	7,42E-03	1
1,2-Diclorobenzene	95-50-1	2,23E+00	3,58E+01	8,76E+00	2,63E+01	5,56E+01	8,76E+00	ND	-	7,14E-04	5	ND	
1,4-Diclorobenzene	106-46-7	2,35E-03	4,55E-02	1,11E-02	5,09E-02	6,08E-02	1,11E-02	3,33E-03	0,1	7,14E-04	5	ND	
Esaclorobenzene	118-74-1	5,61E-05	1,09E-03	2,67E-04	1,22E-03	1,45E-03	2,67E-04	ND	-	ND		ND	-
Monoclorobenzene	108-90-7	5,59E-01	8,94E+00	2,19E+00	6,59E+00	1,39E+01	2,19E+00	3,33E-03	0,1	7,14E-04	5	4,61E-03	1
Pentaclorobenzene	608-93-5	3,13E-02	5,01E-01	1,23E-01	3,69E-01	7,79E-01	1,23E-01	ND	-	7,14E-03	50	ND	-
Fenoli non clorurati								LOQ Strument. [mg/m³] V=5 litri	LOQ [ug/camp.] F=XAD-7 (100/50mg) VS=2ML	LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ug/camp.]	LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ppbV]
Fenolo	108-95-2	2,23E+00	3,58E+01	8,76E+00	2,63E+01	5,56E+01	8,76E+00	4,00E-01	2	ND	-	ND	-

m-Metilfenolo	108-39-4	6,70E+00	1,07E+02	2,63E+01	7,90E+01	1,67E+02	2,63E+01	4,00E-01	2	ND	-	ND	-
o-Metilfenolo	95-48-7	6,70E+00	1,07E+02	2,63E+01	7,90E+01	1,67E+02	2,63E+01	4,00E-01	2	ND	-	ND	-
p-Metilfenolo	106-44-5	6,70E+00	1,07E+02	2,63E+01	7,90E+01	1,67E+02	2,63E+01	4,00E-01	2	ND	-	ND	-
Metilfenoli	1319-77-3	6,70E+00	1,07E+02	2,63E+01	7,90E+01	1,67E+02	2,63E+01	ND	-	ND	-	ND	-
Fenoli clorurati								LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ug/camp.]	LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ug/camp.]	LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ppbV]
2,4-Diclorofenolo	120-83-2	1,17E-01	1,88E+00	4,60E-01	1,38E+00	2,92E+00	4,60E-01	ND	-	ND	-	ND	-
2-Clorofenolo	95-57-8	5,59E-01	8,94E+00	2,19E+00	6,59E+00	1,39E+01	2,19E+00	ND	-	ND	-	ND	-
Ammine aromatiche								LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ug/camp.]	LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ug/camp.]	LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ppbV]
Anilina	62-53-3	1,12E-02	1,79E-01	4,38E-02	1,32E-01	2,78E-01	4,38E-02	ND	-	ND	-	ND	-
m,p-Anisidina	536-90-3	6,45E-04	1,25E-02	3,07E-03	1,40E-02	1,67E-02	3,07E-03	ND	-	ND	-	ND	-
o-Anisidina	90-04-0	6,45E-04	1,25E-02	3,07E-03	1,40E-02	1,67E-02	3,07E-03	ND	-	ND	-	ND	-
p-Toluidina	106-49-0	5,06E-04	9,82E-03	2,40E-03	1,10E-02	1,31E-02	2,40E-03	ND	-	ND	-	ND	-
Idrocarburi (Classificazione TPHCWG)								LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ug/camp.]	LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ug/camp.]	LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ppbV]
Alifatici C 5-6		7,49E+00	1,20E+02	7,49E+00	8,83E+01	1,86E+02	2,93E+01	ND	-	ND	-	ND	-
Alifatici C >6-8		7,49E+00	1,20E+02	7,49E+00	8,83E+01	1,86E+02	2,93E+01	ND	-	ND	-	ND	-
Alifatici C >8-10		5,59E+00	8,94E+01	5,59E+00	6,59E+01	1,39E+02	2,19E+01	ND	-	ND	-	ND	-
Alifatici C >10-12		5,59E+00	8,94E+01	5,59E+00	6,59E+01	1,39E+02	2,19E+01	ND	-	ND	-	ND	-
Aromatici C > 7-8		2,12E+01	3,40E+02	2,12E+01	2,50E+02	5,28E+02	8,32E+01	ND	-	ND	-	ND	-
Aromatici C >8-10		2,23E+00	3,58E+01	2,23E+00	2,63E+01	5,56E+01	8,76E+00	ND	-	ND	-	ND	-
Aromatici C >10-12		2,23E+00	3,58E+01	2,23E+00	2,63E+01	5,56E+01	8,76E+00	ND	-	ND	-	ND	-
Idrocarburi (Classificazione MADEP)								LOQ Strument. [mg/m³] V=30 litri	LOQ [ug/camp.] F=c.a. (100/50 mg) VS=1ML	LOQ Strument. [mg/m³] V=7 litri	LOQ [ng/camp.] T multitis.	LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ppbV]
Alifatici C5-C8		2,23E+00	3,57E+01	2,23E+00	2,63E+01	5,55E+01	8,74E+00	6,70E-01	20	2,14E-02	150	2,30E-02	1
Alifatici C9-C12		2,23E+00	3,57E+01	2,23E+00	2,63E+01	5,55E+01	8,74E+00	6,70E-01	20	2,86E-02	200	2,40E-02	1

Aromatici C9-C10		2,79E-01	4,47E+00	1,10E+00	3,29E+00	6,95E+00	1,10E+00	3,33E-01	10	1,43E-02	100	1,50E-02	1
Aromatici C11-C12		2,79E-01	4,47E+00	1,10E+00	3,29E+00	6,95E+00	1,10E+00	ND	-	ND	-	ND	-
Altre sostanze								LOQ Strument. [mg/m³] V=30 litri	LOQ [ug/camp.] F=c.a. (100/50 mg) VS=1ML	LOQ Strument. [mg/m³] V=7 litri	LOQ [ng/camp.] T multis.	LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ppbV]
MTBE	1634-04-4	3,35E+01	5,36E+02	1,31E+02	3,95E+02	8,34E+02	1,31E+02	3,30E-02	1	1,43E-03	10	3,61E-03	1
ETBE	637-92-3	3,35E+00	5,36E+01	1,31E+01	3,95E+01	8,34E+01	1,31E+01	3,30E-02	1	1,43E-03	10	ND	-
Altre sostanze								LOQ Strument. [mg/m³] V=36 litri	LOQ [ug/camp.] F=XAD-2 (100/50mg) VS=2ML	LOQ Strument. [mg/m³] V=7 litri	LOQ [ng/camp.] T multis.	LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ppbV]
Piombo Tetraetile	78-00-2	8,38E-04	1,34E-02	3,29E-03	9,88E-03	2,09E-02	3,29E-03	5,56E-02	2	ND	-	ND	-
Composti organostannici (Tributilstagno)	688-73-3	2,23E-01	3,58E+00	8,76E-01	2,63E+00	5,56E+00	8,76E-01	ND	-	ND	-	ND	-
LEGENDA													
		V = Volume campionato											
		F = Tipo di fiala											
		VS = Volume solvente desorbimento											
		T multis.= Tubi a desorbimento termico multisorbent											
		Le caratteristiche peculiari della tecnica di campionamento e analisi non permettono di raggiungere i valori di C _{soglia} per lo scenario Residenziale Indoor. (es. di campionamento: 30 litri desorbimento chimico e 7 desorbimento termico).											



PROCEDURA OPERATIVA PER LA VALUTAZIONE E L'UTILIZZO DEI DATI DERIVANTI DA MISURE DI GAS INTERSTIZIALI NELL'ANALISI DI RISCHIO DEI SITI CONTAMINATI

SETTEMBRE 2018

Informazioni legali

L'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), le Agenzie Regionali per la Protezione dell'Ambiente (ARPA), le Agenzie Provinciali per la Protezione dell'Ambiente (APPA) e le persone che agiscono per loro conto non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo manuale.

ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale
Via Vitaliano Brancati, 48 – 00144 Roma
www.isprambiente.gov.it

ISPRA, Manuali e Linee Guida ***/201*
ISBN *****

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Elaborazione grafica

ISPRA

Grafica di copertina: Franco Iozzoli (o altri dell'Ufficio Grafica)

Foto di copertina: *****

Coordinamento editoriale:

Daria Mazzella

ISPRA – Settore Editoria

Autori

Antonella Vecchio (ISPRA - Coordinamento del documento)
Marco Falconi (ISPRA)

Gruppo di Lavoro 9 Bis – Sottogruppo 4 “Utilizzo del dato”

Marco Fontana (ARPA Piemonte - Coordinatore del Gruppo di Lavoro 9 bis)
Lucina Luchetti (ARTA Abruzzo)
Gianluca Ragone, Valentina Sammartino (ARPA Campania)
Laura Schiozzi (ARPA Friuli Venezia Giulia)
Fabrizio Cacciari, Adele Lo Monaco, Maria Grazia Scialoja (ARPAE Emilia Romagna)
Elisa Colangeli, Alessandro Grillo (ARPA Lazio)
Lucrezia Belsanti, Daniela Fanutza, Maurizio Garbarino, Chiara Olivieri (ARPA Liguria)
Sara Puricelli, Madela Torretta (ARPA Lombardia)
Elisabetta Ballarini (ARPA Marche)
Chiara Ariotti, Paola Boschetti, Maurizio Di Tonno (ARPA Piemonte)
Fulvio Simonetto (ARPA Valle D’Aosta)
Federico Fuin (ARPA Veneto)

Con il contributo di:

Eleonora Beccaloni, Federica Scaini (ISS)
Simona Berardi, Elisabetta Bemporad (INAIL)

Ringraziamenti

Laura D’Aprile (MATTM)
Maurizio Guerra (ISPRA)
Giuseppe Del Carlo (ARPAE Emilia Romagna),
Luisa Rivara (ARPA Liguria),
Laura Clerici, Antonietta De Gregorio, Mauro Scaglia (ARPA Lombardia)
Cristina Bertello, Maria Radeschi, Paolo Fornetti (ARPA Piemonte)
Gianni Formenton, Giorgia Giraldo (ARPA Veneto)

INDICE

GLOSSARIO	5
PREMESSA	7
INTRODUZIONE	8
1 APPROCCIO GRADUALE PER LA VALUTAZIONE DEI DATI NEI GAS INTERSTIZIALI NELL'ANALISI DI RISCHIO	9
1.1 Sostanze di interesse per il percorso di volatilizzazione	9
1.2 Criteri per l'esclusione del percorso di volatilizzazione	9
1.3 Criteri per la determinazione delle necessità di intervento.....	10
1.4 Criteri per la definizione delle CSR nel suolo e nelle acque sotterranee	11
2 DEFINIZIONE DEI VALORI SOGLIA NEI GAS DEL SUOLO	14
2.1 Modello concettuale e criteri di derivazione dei valori soglia nei gas del suolo (esposizione umana).....	14
2.2 Parametri di esposizione umana e derivazione delle portate di esposizione	15
2.2.1 Scenario residenziale/ricreativo	15
2.2.2 Scenario commerciale/industriale	17
3 CRITERI PER L'ANALISI DI RISCHIO APPLICATA AI GAS INTERSTIZIALI	19
3.1 Stima dei fattori di attenuazione soil-gas	20
3.1.1 Stima dei fattori di attenuazione specifici	20
3.1.2 Valutazione dei fenomeni di biodegradazione	22
3.2 Stima della concentrazione rappresentativa nei gas interstiziali	25
4 CRITERI PER LA VALUTAZIONE DEI RISULTATI DELLE INDAGINI SUI GAS INTERSTIZIALI	27
4.1 Indicazioni sul numero di campagne di misura	27
4.2 Confronto tra i dati di campo e i valori di riferimento	28
5 CONCLUSIONI E SVILUPPI FUTURI	33
BIBLIOGRAFIA	34
ALLEGATO A – DERIVAZIONE DEI PARAMETRI DI ESPOSIZIONE PER L'INALAZIONE DI VAPORI	37
ALLEGATO B – STIMA DEI FATTORI DI ATTENUAZIONE SOIL-GAS	45
ALLEGATO C – TEST DELLA PROCEDURA SU CASI REALI	56
APPENDICE 1 – CONCENTRAZIONI SOGLIA NEI GAS INTERSTIZIALI E LIMITI DI QUANTIFICAZIONE DELLE METODICHE DI CAMPIONAMENTO ED ANALISI	66

GLOSSARIO

Analisi di Rischio (AdR): analisi di rischio dei siti contaminati ai sensi dell'Allegato 1 alla Parte IV, TitoloV del D.Lgs.152/06 e s.m.i. ed in conformità alle indicazioni tecniche del Manuale APAT (ora ISPRA) "Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati" del 2008 (APAT, 2008) e del Documento MATTM "Linee Guida per l'applicazione dell'Analisi di Rischio sito-specifica" del 2014 con integrazione del gennaio 2015 (MATTM, 2014-2015).

Valutazione di Rischio (VdR) soil gas: valutazione in modalità diretta del rischio associato alle concentrazioni di inquinanti volatili ritrovate nei gas interstiziali secondo le indicazioni del presente documento. Per tale valutazione saranno utilizzati i fattori di attenuazione soil-gas (alfa) riportati nel § 3.1 del presente documento. Dovranno essere inoltre selezionati i parametri di esposizione relativi ai recettori interessati nel caso indoor e outdoor in base alle indicazioni riportate al § 2.2 del presente documento.

Valore soglia (C_{soglia}) [mg/m^3]: valore di riferimento nei gas interstiziali nel caso outdoor e indoor basato su uno scenario di cautela e definito per tre scenari di esposizione (residenziale, ricreativo, commerciale/industriale), secondo quanto indicato nel § 2.1. Tale valore viene utilizzato ai fini della verifica dell'esclusione del percorso di volatilizzazione.

Valore accettabile ($C_{accettabile}$) [mg/m^3]: massimo valore di concentrazione nei gas interstiziali al quale corrisponde un rischio accettabile Tale valore è derivato a partire dalla VdR soil gas utilizzando lo stesso scenario di esposizione e gli stessi fattori di attenuazione già impiegati in modalità diretta. Può essere selezionato come valore obiettivo nei gas interstiziali qualora la VdR soil gas determini la necessità di intervento.

Concentrazioni Soglia di Rischio (CSR) [mg/kg s.s.] o [$\mu g/l$]: concentrazioni obiettivo nei terreni e nelle acque di falda ai sensi della Parte IV, TitoloV del D.Lgs.152/06 e s.m.i.

Concentrazioni Soglia di Rischio per il percorso di volatilizzazione (CSRvol) [mg/kg s.s.] o [$\mu g/L$]: concentrazioni obiettivo nei terreni e nelle acque di falda relative al percorso di volatilizzazione e determinate secondo le indicazioni del presente documento.

Fattore di attenuazione soil gas (α): rapporto tra la concentrazione attesa in aria ambiente al punto di esposizione ($C_{aria\ ambiente}$) e la concentrazione rappresentativa nei gas interstiziali ($C_{soil\ gas}$). Nel presente documento i fattori di attenuazione sono stimati a partire da dati sperimentali secondo quanto indicato nel § 3.1.

Concentrazione rappresentativa nei gas interstiziali ($C_{soil\ gas}$ o C) [mg/m^3]: valore rappresentativo di concentrazione nei gas interstiziali relativo ad una singola campagna e determinato sulla base dei valori di concentrazione riscontrati nei punti di campionamento della rete di monitoraggio.

Concentrazione attesa in aria ambiente ($C_{aria\ ambiente}$) [mg/m^3]: concentrazione attesa in aria indoor o outdoor al punto di esposizione e stimata a partire dalle concentrazioni rappresentative nei gas interstiziali ($C_{soil\ gas}$).

Rischio da VdR soil gas (R): rischio cancerogeno (R_{canc}) e/o indice di pericolo (HI) determinato per ciascuna sostanza indice dalla VdR soil gas condotta in conformità al presente documento.

Rischio accettabile da AdR soil gas ($R_{\text{accettabile}}$): criterio di accettabilità del rischio cancerogeno ($TR_{\text{canc}} = 1E-06$) e dell'indice di pericolo ($THI = 1$) per ciascuna sostanza indice oggetto della VdR soil gas in conformità al presente documento.

Portata di esposizione inalatoria (EM): valore specifico dello scenario di esposizione a lungo termine selezionato per l'inalazione vapori e calcolato a partire dai parametri di esposizione secondo quanto indicato nel § 2.2. Tale valore si differenzia a seconda dell'esposizione a sostanze cancerogene (EM_{canc}) o non cancerogene ($EM_{\text{non_canc}}$).

Inhalation Unit Risk Factor (IUR) [$1/(\mu\text{g}/\text{m}^3)$]: parametro di tossicità inalatoria per gli effetti cancerogeni da selezionare per ciascuna sostanza cancerogena secondo quanto indicato nella Banca Dati ISS-INAIL nella sua versione più aggiornata.

Reference Concentration (RfC) [mg/m^3]: parametro di tossicità inalatoria per gli effetti non cancerogeni da selezionare per ciascuna sostanza non cancerogena secondo quanto indicato nella Banca Dati ISS-INAIL nella sua versione più aggiornata.

Soil gas survey: tecnica di monitoraggio dei gas interstiziali effettuata mediante sonde posizionate nella zona insatura del terreno.

PREMESSA

Il presente documento è stato sviluppato da ISPRA e dalle ARPA all'interno delle attività del Gruppo di Lavoro 9 bis del Sistema Nazionale Protezione Ambiente (SNPA) che ha come finalità la definizione di una "Procedura per la validazione da parte degli Enti di controllo dei dati derivanti dalle misure dirette di aeriformi nell'ambito di siti sottoposti a procedura di bonifica".

Alla stesura di tale documento hanno contribuito ISS e INAIL per gli aspetti di propria competenza.

Lo scopo del documento è quello di definire una procedura operativa condivisa a livello nazionale per l'utilizzo dei dati derivanti da misure di soil gas all'interno dell'Analisi di Rischio (AdR) dei siti contaminati. Tale procedura operativa si basa su un approccio graduale di valutazione dei dati nei gas interstiziali, in analogia a quanto indicato dai documenti USEPA (USEPA, 1996) e ASTM (ASTM, 2001), nonché dalla normativa di riferimento, D.Lgs. 152/06, Parte IV, Titolo V e s.m.i.

Il presente documento illustra quindi i seguenti elementi:

1. approccio graduale per la valutazione dei dati di soil gas nell'AdR
2. criteri alla base della definizione dei valori di riferimento nei gas del suolo
3. criteri per la valutazione del rischio a partire dai dati di concentrazione nei gas
4. criteri di valutazione delle indagini sui gas interstiziali

Si ricorda che i valori di riferimento nei gas del suolo riportati nel presente documento sono finalizzati esclusivamente alla valutazione del percorso di "volatilizzazione" all'interno dell'AdR dei siti contaminati così come definita dall'Allegato 1 alla Parte IV, Titolo V del D.Lgs. 152/06 ed in conformità alle indicazioni tecniche del Manuale APAT (ora ISPRA) "Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati" del 2008 (APAT, 2008) e del Documento MATTM "Linee Guida per l'applicazione dell'Analisi di Rischio sito-specifica" del 2014 e successiva integrazione del 2015 (MATTM, 2014-2015).

INTRODUZIONE

Il Manuale APAT (ora ISPRA) “Criteri metodologici” (APAT, 2008), il Documento MATTM “Linee Guida Analisi di Rischio” (MATTM 2014-2015) e il D.M. 31/2015 prevedono l’utilizzo dei risultati delle campagne di monitoraggio del soil gas all’interno dell’AdR per le seguenti finalità:

- esclusione del percorso di volatilizzazione all’interno del modello concettuale alla base dell’AdR,
- verifica dei risultati dei modelli di calcolo utilizzati all’interno della procedura di AdR.

Tuttavia né il Manuale APAT né le Linee Guida del MATTM chiariscono come possano essere utilizzati dati di campo per le finalità indicate, rimandando a specifiche indicazioni tecniche da parte degli Enti di Controllo.

L’approccio proposto nel presente documento nasce dalla necessità di definire criteri comuni all’interno del Sistema Nazionale per la Protezione dell’Ambiente per gestire le risultanze delle campagne di monitoraggio dei gas interstiziali, partendo dalle esperienze già maturate da ISPRA e dalle ARPA all’interno del Sistema.

Tra le diverse tipologie di monitoraggio di aeriformi, si è deciso di focalizzare l’attenzione sul “*soil gas survey*” perché attualmente è la tecnica più utilizzata e consolidata nell’ambito della gestione dei siti contaminati.

Il documento è stato sviluppato con le seguenti finalità:

- rivedere i parametri di esposizione per il percorso di “inalazione di vapori” sulla base di studi più recenti disponibili a livello nazionale;
- includere i nuovi sviluppi ed aggiornamenti della Banca Dati ISS-INAIL di marzo 2018 (ISS, INAIL 2018), con particolare riferimento alla classificazione delle sostanze volatili ed ai parametri tossicologici relativi alla via di esposizione inalatoria;
- facilitare la gestione dei dati di campo, fissando criteri semplificati per l’esclusione del percorso di volatilizzazione;
- superare alcune criticità applicative degli attuali software di AdR relativi ai dati di gas del suolo che, in alcuni casi, possono determinare risultati non coerenti con il modello concettuale di sito (es. risultati contrastanti tra misure di gas interstiziali e misure di flusso/aria ambiente ovvero talvolta assenza di rischi associati anche a valori elevati di concentrazione nei gas del suolo).

La procedura di valutazione dei dati dei gas interstiziali ai fini dell’AdR descritta nel documento prevede un approccio di tipo graduale: dapprima di confronto con i valori di riferimento (concentrazioni soglia) per verificare l’esclusione del percorso di volatilizzazione e, in seconda battuta, la VdR soil gas al fine di stabilire le eventuali necessità di intervento.

1 APPROCCIO GRADUALE PER LA VALUTAZIONE DEI DATI NEI GAS INTERSTIZIALI NELL'ANALISI DI RISCHIO

Le indagini di *soil gas survey* vengono di norma proposte quando la valutazione di AdR a partire da dati di concentrazione in terreno/falda dà non conformità ai valori massimi di rischio definiti per legge.

L'approccio graduale per la valutazione dei dati nei gas interstiziali e il loro utilizzo all'interno dell'AdR sito-specifica prevede la definizione dei seguenti criteri:

- criterio per la definizione delle sostanze di interesse per il percorso di volatilizzazione;
- criterio per l'esclusione del percorso di volatilizzazione;
- criterio per la determinazione delle necessità di intervento;
- criterio per la definizione delle CSR nel suolo e nelle acque sotterranee.

1.1 Sostanze di interesse per il percorso di volatilizzazione

Le sostanze per le quali si ritiene opportuno attivare il percorso di "inalazione di vapori" sono quelle di interesse per il monitoraggio dei vapori riportate nell'Allegato 1 al documento "Progettazione del monitoraggio di composti volatili" in accordo con i criteri stabiliti dalla Banca Dati ISS-INAIL del marzo 2018 (ISS-INAIL, 2018).

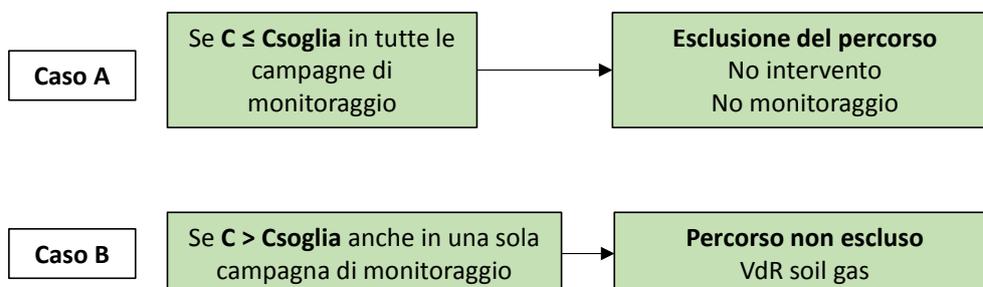
1.2 Criteri per l'esclusione del percorso di volatilizzazione

Ai fini dell'esclusione del percorso di volatilizzazione, sono stati definiti per le sostanze di interesse i valori soglia (C_{soglia}), ovvero i valori di riferimento di tipo "sito generico" basati su uno scenario di cautela e differenziati sulla base della destinazione d'uso dell'area e della tipologia di esposizione indoor/outdoor (Livello 1 di Analisi). I criteri per la derivazione dei valori soglia sono riportati nel capitolo 2 e l'elenco dei valori soglia per le sostanze di interesse è riportato nell'Allegato 1.

Le modalità di confronto dei dati di campo con i valori soglia sono riportate nel § 4.2 e sintetizzate nella Fig.1.

Nel caso in cui i dati di campo risultino conformi ai "valori soglia" ($C \leq C_{soglia}$), è possibile escludere la presenza di un percorso attivo di volatilizzazione con effetti significativi verso gli ambienti indoor/outdoor a partire dalle matrici ambientali contaminate. In questo caso, se le campagne effettuate hanno dimostrato la permanenza e stazionarietà nel tempo di tale condizione, non saranno necessari ulteriori monitoraggi dei gas del suolo (Caso A).

Figura 1 – Schema di confronto con i valori soglia



C = concentrazione rappresentativa nel soil gas per la singola campagna di monitoraggio.

1.3 Criteri per la determinazione delle necessità di intervento

Qualora i dati di campo non risultino conformi ai valori soglia (Caso B di Fig.1), anche in una sola campagna di monitoraggio, il percorso di volatilizzazione verso gli ambienti indoor/outdoor non può ritenersi escluso ed è pertanto necessaria l'applicazione della VdR soil gas in modalità diretta tenendo conto dello scenario di esposizione sito-specifico e dei fattori di attenuazione definiti secondo quanto indicato al § 3.1.

Nel caso in cui la VdR soil gas dia valori di rischio accettabile non sono richiesti specifici interventi sulle fonti di contaminazione da sostanze volatili, ma a giudizio degli Enti di Controllo potrà essere richiesto il prosieguo dei monitoraggi.

Nel caso in cui, invece, la VdR soil gas dia valori di rischio non accettabile, l'Ente di Controllo potrà richiedere ulteriori monitoraggi e considerare la necessità di interventi sulle fonti di contaminazione da sostanze volatili. Dovrà essere inoltre valutata la possibilità di mettere in atto misure di mitigazione a protezione dei bersagli.

I criteri di determinazione del numero minimo di campagne necessarie alla verifica dell'accettabilità/non accettabilità dei rischi derivanti dalla VdR soil gas sono indicati nel § 4.2

Nei casi di contaminazione e/o scenari di esposizione complessi, a giudizio degli Enti di controllo, potrà essere valutata la possibilità di utilizzare ulteriori tecniche di monitoraggio degli aeriformi, secondo l'approccio per "linee di evidenza" (MATTM, 2014-2015).

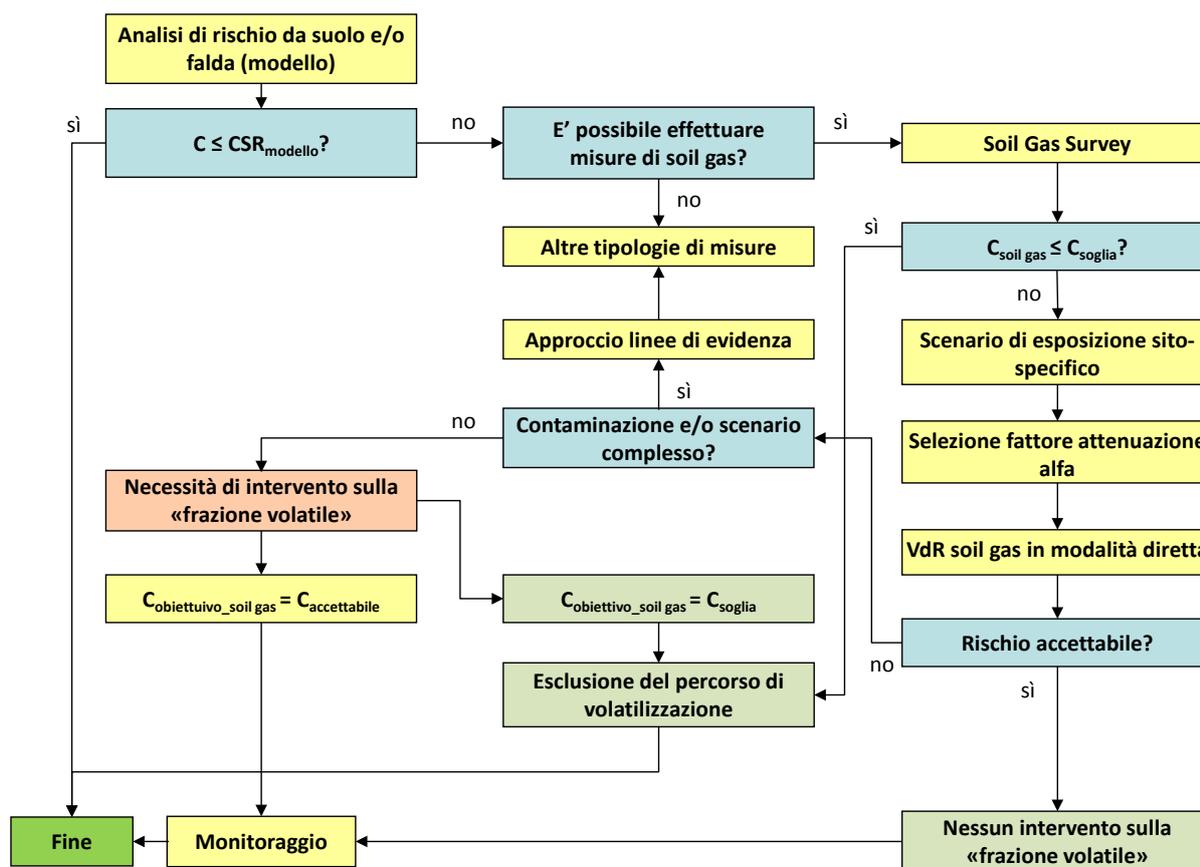
Gli obiettivi degli interventi riferiti alla matrice gas del suolo possono essere fissati:

- entro i valori soglia ($C \leq C_{\text{soglia}}$) con conseguente esclusione del percorso di volatilizzazione
- entro i valori accettabili ($C \leq C_{\text{accettabile}}$) derivati dalla VdR soil gas, secondo le indicazioni del § 3, utilizzando lo stesso scenario di esposizione e gli stessi fattori di attenuazione già impiegati in modalità diretta per la valutazione del rischio.

Le verifiche di raggiungimento degli obiettivi andranno effettuate attraverso la stessa tipologia di monitoraggio di *soil gas survey* utilizzata per la VdR soil gas e i criteri di confronto con i valori di riferimento sono indicati nel § 4.2.

Nella Fig. 2 è indicata schematicamente la procedura operativa.

Figura 2 – Schema generale della procedura operativa di valutazione dei dati di soil gas ai fini dell'analisi di rischio



1.4 Criteri per la definizione delle CSR nel suolo e nelle acque sotterranee

Le CSR obiettivo per il suolo e/o le acque di falda sono definite in funzione degli esiti della procedura e del confronto tra le concentrazioni rappresentative nei gas interstiziali (definite nel § 3.2) con i valori di riferimento, secondo i criteri indicati nel § 4.2. Le indicazioni fornite permettono di garantire un approccio metodologico univoco tra la definizione del modello concettuale, la gestione dei dati e la verifica di avvenuta bonifica, in quanto ad oggi i vapori interstiziali non sono considerati come matrice ambientale ai sensi del D.Lgs. 152/06.

Potranno essere quindi previsti i casi descritti di seguito:

1. *Le concentrazioni rappresentative sono conformi ai “valori soglia” ($C \leq C_{soglia}$).*
 - Nel caso in cui l'unico percorso attivo sia la volatilizzazione indoor e/o outdoor, allora le CSR potranno essere pari ai valori massimi di concentrazione per le sorgenti identificate in fase di caratterizzazione del sito.
 - Nel caso di presenza di altri percorsi di esposizione attivi, le CSR potranno essere rideterminate utilizzando le equazioni indicate dal Manuale APAT (ora ISPRA) “Criteri metodologici” (APAT, 2008) escludendo il percorso di volatilizzazione. In ogni caso il valore di CSR obiettivo nel suolo e/o nelle acque di falda non potrà essere superiore al valore massimo riscontrato in fase di caratterizzazione del sito.
2. *I “valori soglia” risultano superati ($C > C_{soglia}$), ma la VdR soil gas ha determinato valori di rischio accettabili o, in alternativa, le concentrazioni riscontrate in sito rientrano nei “valori accettabili” ($C \leq C_{accettabile}$).*

-
- Nel caso in cui l'unico percorso attivo sia la volatilizzazione indoor e/o outdoor, le CSR potranno essere poste pari ai valori massimi di concentrazione per le sorgenti identificate in fase di caratterizzazione del sito.
 - Nel caso di presenza di altri percorsi di esposizione attivi, per questi ultimi saranno determinate le relative CSR, secondo le modalità indicate nel Manuale APAT (ora ISPRA) "Criteri Metodologici" (APAT, 2008), e confrontate con il valore obiettivo per i percorsi di volatilizzazione (CSR_{vol} = valore massimo per la sorgente). La CSR finale sarà definita come il valore minimo per tutti i percorsi attivi.
3. *La VdR soil gas ha determinato valori di rischio non accettabili o, in alternativa, le concentrazioni riscontrate in sito risultano superiori ai "valori accettabili" ($C > C_{accettabile}$).*
- Scenario pre-intervento: in attesa dell'esecuzione degli interventi, le CSR saranno poste pari ai valori ottenuti dall'AdR eseguita a partire dalle concentrazioni misurate nei suoli/acque di falda.
 - Scenario post-intervento:
 - se gli obiettivi ottenuti nei gas interstiziali sono conformi ai valori soglia ($C \leq C_{soglia}$) allora le CSR potranno essere rideterminate secondo quanto indicato nel punto 1.
 - se gli obiettivi ottenuti nei gas interstiziali sono conformi ai "valori accettabili" ($C \leq C_{accettabile}$) allora le CSR potranno essere rideterminate secondo quanto indicato nel punto 2.

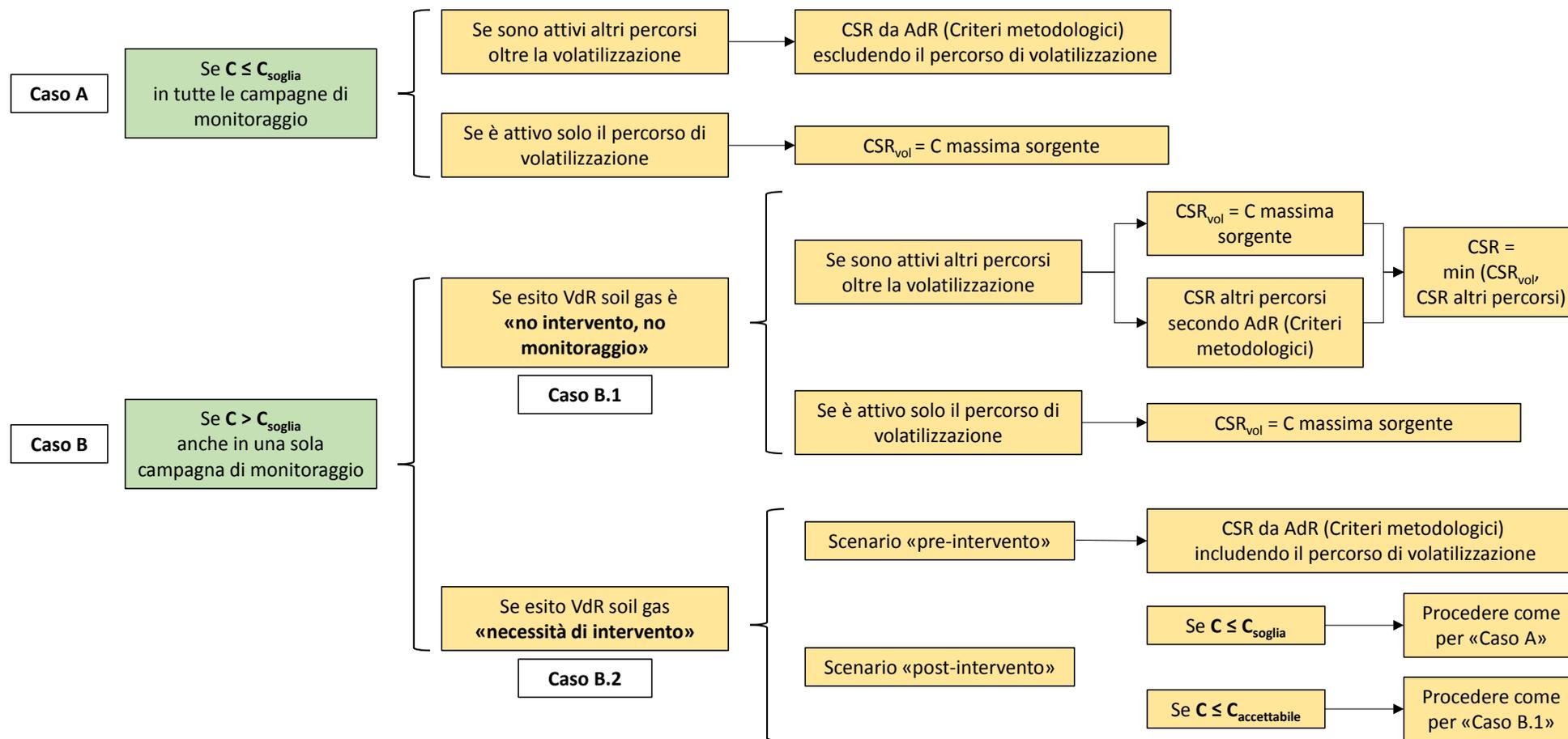
Le CSR post intervento nelle matrici terreno/acque sotterranee potranno essere poste uguali ai valori massimi di concentrazione per le sorgenti identificate in fase di caratterizzazione senza necessariamente procedere ad un nuovo campionamento delle matrici terreno e/o acque di falda¹. Tuttavia nel caso di nuove indagini o monitoraggi sul sito, dovrà essere verificato sia il rispetto delle CSR per i terreni/acque di falda, mediante opportuni campionamenti delle matrici ambientali, sia il rispetto dei valori obiettivo nella frazione volatile mediante campagne di *soil gas survey*.

In ogni caso il valore di CSR obiettivo nel suolo e/o nelle acque di falda non potrà essere superiore al valore massimo riscontrato in fase di caratterizzazione del sito.

La procedura per la definizione delle CSR è indicata schematicamente nella Fig. 3.

¹ Si riconosce che le concentrazioni nell'insaturo e nel saturo possono essere state modificate dagli interventi attuati, ma non si ritiene coerente, dal punto di vista tecnico, chiedere una nuova caratterizzazione del sito post intervento, in quanto l'efficacia degli stessi è garantita dalla verifica tramite misure di soil gas survey.

Figura 3 – Schema della procedura di determinazione delle CSR nei suoli e nelle acque sotterranee



C = concentrazione rappresentativa nel soil gas per la singola campagna di monitoraggio
 Esito VdR soil gas = esito complessivo delle campagne secondo quanto indicato nel § 4.2

2 DEFINIZIONE DEI VALORI SOGLIA NEI GAS DEL SUOLO

L'approccio di derivazione dei valori soglia tiene conto di quanto disponibile e ritenuto sufficientemente affidabile nelle linee guida internazionali (in particolare USA e Canada) relativamente alla definizione dei valori di screening nei gas del suolo secondo l'approccio "risk based".

La definizione dei valori di riferimento si basa sulla condizione di accettabilità dei rischi ad essi associati utilizzando il principio di "Reasonable Maximum Exposure" per la definizione della conservatività delle ipotesi di base.

Di seguito sono illustrati i criteri e i parametri di input utilizzati per la derivazione dei valori di riferimento nei gas del suolo riportati nell'Appendice 1 al presente documento.

Si fa presente che i valori soglia hanno tenuto conto anche dei limiti di quantificazione (LOQ)² riportati anch'essi nell'Appendice 1. Per alcune sostanze i limiti di quantificazione risultano non compatibili con i valori soglia in particolare per lo scenario residenziale, pertanto per tali sostanze si consiglia eventualmente di adeguare i parametri di campionamento al caso specifico (con particolare riferimento a tempi e portate di campionamento) oppure di utilizzare altre tipologie di campionamento diverse dal *soil gas survey* (ad esempio camere di flusso/accumulo e misure di aria ambiente) da concordarsi con gli Enti di controllo, tali da consentire comunque una valutazione della presenza/assenza del percorso di volatilizzazione.

L'eventuale modifica dei valori di riferimento potrà essere effettuata in casi particolari, qualora, ad esempio, le condizioni di esposizione in sito non rientrino nelle tre casistiche (residenziale, industriale, ricreativo) considerate per l'elaborazione degli stessi. La ridefinizione dei valori di riferimento in tali casi è effettuata di concerto con l'Ente di Controllo.

L'aggiornamento dei valori di riferimento dovrà essere effettuato a cura degli Istituti centrali, qualora vi siano evoluzioni delle conoscenze tecnico scientifiche in materia (es. nuova classificazione tossicologica delle sostanze).

2.1 Modello concettuale e criteri di derivazione dei valori soglia nei gas del suolo (esposizione umana)

Il modello concettuale per la derivazione dei valori soglia tiene conto esclusivamente delle differenti modalità di esposizione dei recettori umani definite sulla base della destinazione d'uso dell'area e delle peculiarità degli ambienti indoor ed outdoor relativamente alle caratteristiche di esposizione.

Per quel che concerne le modalità di esposizione si deve evidenziare che, a differenza di altri percorsi considerati nell'AdR, l'esposizione inalatoria è strettamente legata ai tempi medi di permanenza nei diversi ambienti (indoor/outdoor) per ciascuno specifico scenario di esposizione (residenziale, ricreativo, commerciale/industriale) (EFH, 2011). Pertanto per la definizione dei valori soglia sono stati considerati gli scenari più cautelativi, in termini di tempi di permanenza, tenendo conto delle caratteristiche di fruizione degli ambienti indoor e outdoor.

La derivazione dei valori soglia per le sostanze tossiche e cancerogene è stata effettuata imponendo che l'esposizione alle concentrazioni attese in aria (indoor o outdoor), derivanti dai gas presenti nel suolo, determini valori di rischio o indice di pericolo entro la soglia di accettabilità.

² I Limiti di Quantificazione (LOQ) sono stati definiti sulla base di portate e tempi di campionamento indicativi, che possono tuttavia variare in funzione delle esigenze operative. Essi potranno inoltre essere periodicamente aggiornati in base al progresso tecnologico.

Le formule di calcolo sono le seguenti e per la simbologia si rimanda al glossario iniziale:

$$C_{\text{soglia}} = \frac{TR_{\text{canc}}}{\alpha_c \cdot EM_{\text{canc}} \cdot IUR \cdot 10^3} \quad (1) \quad \text{sostanze cancerogene}$$

$$C_{\text{soglia}} = \frac{THI \cdot RfC}{\alpha_c \cdot EM_{\text{non canc}}} \quad (2) \quad \text{sostanze non cancerogene}$$

In particolare, in analogia con quanto proposto dalle linee guida USEPA sul “vapour intrusion” (USEPA, 2015, 2015b) i fattori di attenuazione α sono così definiti:

$$\alpha = \frac{C_{\text{aria ambiente}}}{C_{\text{soil gas}}} \quad (3)$$

Per la definizione dei valori soglia, sulla base di quanto indicato al § 3.1, è stato considerato un unico valore cautelativo del fattore di attenuazione soil gas $\alpha_c = 0,1$.

In analogia con gli approcci europei ed internazionali di derivazione di valori guida o di “screening” (JRC, 2007, USEPA, 1996) non si è tenuto conto degli effetti cumulati di più sostanze per la determinazione dei valori soglia. Tale scelta è anche giustificata dal fatto che si fa riferimento ad un singolo percorso di esposizione e che l’approccio selezionato include già numerosi elementi di cautela.

2.2 Parametri di esposizione umana e derivazione delle portate di esposizione

Per la stima dell’esposizione a sostanze volatili ai fini della determinazione dei valori di riferimento per il soil gas si è deciso di rivedere i valori rappresentativi dei parametri di esposizione utilizzando studi disponibili a livello nazionale per rendere l’approccio più coerente con la realtà nazionale. Inoltre la procedura per la stima dell’esposizione per inalazione di vapori è stata armonizzata con le indicazioni presenti nel Documento di supporto alla Banca Dati ISS-INAIL di marzo 2018 (ISS-INAIL, 2018).

E’ opportuno che i valori dei parametri di esposizione siano il più possibile aderenti alla realtà oggetto di analisi e quindi definiti su base sito-specifica. E’ comunque possibile, in assenza di dati certi sito-specifici, assumere i valori di default utilizzati per la derivazione delle concentrazioni soglia. Vengono distinti scenario residenziale/ricreativo (cfr § 2.2.1) e scenario commerciale/industriale (cfr § 2.2.2).

2.2.1 Scenario residenziale/ricreativo

Per la stima dell’esposizione, nel caso dello scenario residenziale e ricreativo, sono state prese in considerazione le seguenti classi di età:

- bambino (0-6 anni)
- adolescente (7-16 anni)
- adulto (17-65)
- anziano (> 65)

Tali classi di età presentano caratteristiche ed abitudini di vita diverse che si ritiene utile considerare al fine di tener conto il più possibile della variabilità della popolazione esposta.

Si riportano di seguito le equazioni generiche del calcolo delle portate di esposizione per la modalità di esposizione da “inalazione di vapori” nello scenario residenziale/ricreativo. Per la simbologia si rimanda alla Tabella 1 in cui sono definiti i valori di default caratteristici dei parametri di esposizione.

Per la stima dell’esposizione a sostanze cancerogene, in conformità alle indicazioni della Banca Dati ISS-INAIL di marzo 2018 (ISS-INAIL, 2018), si è deciso di distinguere le sostanze cancerogene da quelle cancerogene e mutagene che presentano un incremento dell’incidenza di effetti cancerogeni per esposizione in età infantile, mediante l’utilizzo dell’Age Dependent Adjustment Factor (ADAF) ovvero il fattore di incremento dell’incidenza di effetti cancerogeni dovuto all’esposizione alla sostanza in età infantile.

Sostanze cancerogene e mutagene:

$$EM_{\text{canc}} = \frac{(EF \cdot EF_g \cdot ED)_{0-6} \cdot ADAF_{0-6} + (EF \cdot EF_g \cdot ED)_{7-16} \cdot ADAF_{7-16}}{AT_{\text{canc}} \cdot 365 \cdot 24} + \frac{(EF \cdot EF_g \cdot ED)_{17-65} \cdot ADAF_{17-65} + (EF \cdot EF_g \cdot ED)_{>65} \cdot ADAF_{>65}}{AT_{\text{canc}} \cdot 365 \cdot 24} \quad (4)$$

Sostanze cancerogene:

$$EM_{\text{canc}} = \frac{(EF \cdot EF_g \cdot ED)_{0-6} + (EF \cdot EF_g \cdot ED)_{7-16} + (EF \cdot EF_g \cdot ED)_{17-65} + (EF \cdot EF_g \cdot ED)_{>65}}{AT_{\text{canc}} \cdot 365 \cdot 24} \quad (5)$$

Sostanze non cancerogene:

$$EM_{\text{non canc}} = \max \left\{ \frac{(EF \cdot EF_g \cdot ED)_{0-6}}{AT_{\text{non canc}} \cdot 365 \cdot 24}, \frac{(EF \cdot EF_g \cdot ED)_{7-16}}{AT_{\text{non canc}} \cdot 365 \cdot 24}, \frac{(EF \cdot EF_g \cdot ED)_{17-65}}{AT_{\text{non canc}} \cdot 365 \cdot 24}, \frac{(EF \cdot EF_g \cdot ED)_{>65}}{AT_{\text{non canc}} \cdot 365 \cdot 24} \right\} \quad (6)$$

Per la definizione dei valori caratteristici dei parametri di esposizione si è fatto riferimento a studi sulla popolazione nazionale, avvalendosi di indagini specifiche effettuate da ISTAT (ISTAT, 2012). In particolare, rispetto ai default proposti nel Manuale APAT “Criteri Metodologici” (APAT, 2008) è stato rivisto il parametro “frequenza giornaliera di esposizione (EF_g)” in funzione delle classi di età considerate.

Anche per la definizione del parametro “durata di esposizione (ED)” si è tenuto conto delle classi di età definite in precedenza. La derivazione di tali valori è dettagliata nell’Allegato A.

Per tutti gli altri parametri di esposizione sono stati selezionati i valori di default del Manuale APAT “Criteri Metodologici” (APAT, 2008). I criteri con cui si selezionano i parametri di esposizione sono i medesimi descritti dal manuale.

Tabella 1 – Sintesi dei valori rappresentativi dei parametri di esposizione - Uso residenziale/ricreativo

Parametri di esposizione – Uso Residenziale/Ricreativo								
Parametri di Esposizione	Residenziale				Ricreativo			
	Bambino (0-6 anni)	Adolescente (7-16 anni)	Adulto (17-65 anni)	Anziano (>65)	Bambino (0-6 anni)	Adolescente (7-16 anni)	Adulto (17-65 anni)	Anziano (>65)
Frequenza di Esposizione (giorni/anno) – EF	350	350	350	350	350	350	350	350
Frequenza giornaliera di Esposizione Indoor (ore/giorno) – EF _{g indoor}	19,8	19,6	18,0	22,4	0,4	0,6	1,4	1,4
Frequenza giornaliera di Esposizione Outdoor (ore/giorno) – EF _{g outdoor}	0,7	0,5	0,9	1,9	0,6	0,9	0,8	0,6
Durata di Esposizione (anni) – ED	6	10	14	5	6	10	14	5
Tempo di mediazione sostanze non cancerogene (anni) – AT _{non canc}	6	10	14	5	6	10	14	5
Tempo di mediazione sostanze cancerogene (anni) – AT _{canc}	70	70	70	70	70	70	70	70
ADAF (adim)	5	3	1	1	5	3	1	1

2.2.2 Scenario commerciale/industriale

Relativamente ai lavoratori, e quindi all’uso commerciale/industriale, si riportano di seguito le equazioni per il calcolo della portata di esposizione (EM) nel caso di inalazione di vapori outdoor e indoor.

Sostanze cancerogene:

$$EM_{\text{canc}} = \frac{EF \cdot EF_g \cdot ED}{AT_{\text{canc}} \cdot 365 \cdot 24} \quad (7)$$

Sostanze non cancerogene:

$$EM_{\text{non canc}} = \frac{EF \cdot EF_g \cdot ED}{AT_{\text{non canc}} \cdot 365 \cdot 24} \quad (8)$$

Nel caso dello scenario commerciale/industriale per tutti i parametri di esposizione sono stati selezionati quali valori di default quelli riportati nel Manuale APAT “Criteri Metodologici” (APAT 2008), (Tabella 2) ai fini del calcolo dei valori soglia.

Tabella 2 – Valori di default dei parametri di esposizione - Uso commerciale/industriale

Parametri di esposizione – Uso Commerciale/Industriale	
Parametri di Esposizione	Commerciale/Industriale
Frequenza di Esposizione (giorni/anno) – EF	250
Frequenza giornaliera di Esposizione Indoor (ore/giorno) – EF_{g_indoor}	8
Frequenza giornaliera di Esposizione Outdoor (ore/giorno) – $EF_{g_outdoor}$	8
Durata di Esposizione (anni) – ED	25
Tempo di mediazione sostanze non cancerogene (anni) – AT_{non_canc}	25
Tempo di mediazione sostanze cancerogene (anni) – AT_{canc}	70

Per quanto riguarda la frequenza giornaliera di esposizione indoor e outdoor (EF_{g_indoor} e $EF_{g_outdoor}$) si ritiene possibile, ad eccezione di casi specifici, attribuire valori differenziati in funzione dell'ambiente (indoor e/o outdoor) in cui solitamente si svolge la corrispondente attività lavorativa (Tabella 3), distinguendo in:

- a) attività che in genere si svolgono in ambienti chiusi (indoor);
- b) attività che possono essere svolte in ambienti aperti (outdoor) e/o in ambienti chiusi (indoor);
- c) attività che in genere si svolgono in ambienti aperti (outdoor).

Il valore pari a 1,5 ore/giorno rappresenta una stima cautelativa della somma delle pause lavorative e della pausa pranzo di un generico lavoratore.

Tabella 3 – Valori di EF_g in funzione dell'ambiente di lavoro (indoor e/o outdoor)

Attività indoor/outdoor	Frequenza giornaliera di Esposizione (ore/giorno)	
	Indoor	Outdoor
(a) Attività che in genere si svolgono in ambienti chiusi (indoor)	8	1,5
(b) Attività che possono essere svolte in ambienti aperti (outdoor) e/o in ambienti chiusi (indoor)	8	8
(c) Attività che in genere si svolgono in ambienti aperti (outdoor)	1,5	8

In Tabella A7 (Allegato A) è riportata una possibile corrispondenza tra le classi di professione ISTAT 2017 e le suddette tipologie di attività lavorativa (a, b, c).

E' evidente che qualora la valutazione sia condotta utilizzando parametri espositivi sito-specifici, non di default, nel caso di futura modifica delle condizioni espositive, come anche della tipologia di attività lavorativa, è opportuno che la suddetta valutazione venga adeguata a tali modifiche.

3 CRITERI PER L'ANALISI DI RISCHIO APPLICATA AI GAS INTERSTIZIALI

Qualora le concentrazioni nei gas interstiziali rilevate in sito non siano conformi ai “valori soglia” allora, secondo l’approccio graduale proposto, si procede con la VdR soil gas in modalità diretta al fine di determinare i valori di rischio associati ai dati di campo.

Per la VdR soil gas si tiene conto non solo delle peculiarità specifiche delle condizioni di esposizione per le differenti destinazioni d’uso, selezionando i recettori più appropriati ed i relativi parametri di esposizione, ma anche di alcune caratteristiche specifiche del sito mediante la selezione dei “fattori di attenuazione specifici” α_s secondo quanto indicato al § 3.1.

I fattori di attenuazione specifici α_s sono stati determinati a partire dal database dello studio USEPA del 2012 sulla base della tessitura prevalente dei terreni insaturi e delle profondità di campionamento dei gas interstiziali (intese come profondità della sorgente di contaminazione in fase vapore). Per i composti idrocarburici si è tenuto conto anche della presenza di fenomeni di biodegradazione.

Le equazioni generiche di calcolo del rischio per la singola sostanza associato alle concentrazioni nei gas interstiziali sono riportate di seguito e per le indicazioni sulla simbologia si rimanda al glossario.

$$R_{\text{canc}} = C_{\text{aria ambiente}} \cdot EM_{\text{canc}} \cdot IUR \cdot 10^3 \quad (9) \quad \text{sostanze cancerogene}$$

$$HI = \frac{C_{\text{aria ambiente}} \cdot EM_{\text{non canc}}}{RfC} \quad (10) \quad \text{sostanze non cancerogene}$$

$$R_{\text{canc}} = C_{\text{soil gas}} \cdot \alpha_s \cdot EM_{\text{canc}} \cdot IUR \cdot 10^3 \quad (11) \quad \text{sostanze cancerogene}$$

$$HI = \frac{C_{\text{soil gas}} \cdot \alpha_s \cdot EM_{\text{non canc}}}{RfC} \quad (12) \quad \text{sostanze non cancerogene}$$

In analogia a quanto indicato anche al § 2.1 relativamente alla derivazione dei valori soglia, nella VdR soil gas non è prevista per la modalità di esposizione “inalazione vapori” la valutazione degli effetti cumulati di più sostanze stimate in aria ambiente. Questa scelta è in linea con la normativa relativa alla qualità dell’aria (D.Lgs. 155/2010) e con quanto previsto nelle Linee Guida OMS (WHO 2000, WHO 2010) che non prevedono questo tipo di valutazione per l’esposizione ad inquinanti in aria. Tale scelta è anche giustificata dal fatto che si fa riferimento ad un singolo percorso di esposizione e che l’approccio selezionato include già numerosi elementi di cautela.

In conformità alla normativa vigente (D.Lgs. 152/06, Parte IV, Titolo V) la valutazione degli effetti cumulati di più sostanze sarà considerata per la definizione delle CSR nei terreni e/o acque sotterranee tenendo conto di tutti i percorsi di esposizione attivi per il sito e, relativamente all’inalazione di vapori, di quanto indicato al § 1.4.

Qualora la VdR soil gas dia valori di rischio non accettabile e siano richiesti interventi in sito, è possibile determinare i valori obiettivo nei gas interstiziali applicando la procedura di VdR soil gas in modalità inversa utilizzando lo stesso scenario di esposizione e gli stessi fattori di attenuazione sito-specifici già impiegati in modalità diretta.

I valori obiettivo in questo caso sono i valori accettabili ($C_{\text{accettabile}}$) e di seguito si riportano le equazioni di riferimento:

$$C_{\text{accettabile}} = \frac{TR_{\text{canc}}}{\alpha_s \cdot EM_{\text{canc}} \cdot IUR \cdot 10^3} \quad (13) \quad \text{sostanze cancerogene}$$

$$C_{\text{accettabile}} = \frac{THI \cdot RfC}{\alpha_s \cdot EM_{\text{non canc}}} \quad (14) \quad \text{sostanze non cancerogene}$$

Le equazioni di calcolo delle portate di esposizione sono quelle riportate nel § 2.2

3.1 Stima dei fattori di attenuazione soil-gas

3.1.1 Stima dei fattori di attenuazione specifici

Per la stima dei fattori di attenuazione soil-gas si è fatto riferimento ai documenti USEPA “Assessing and Mitigating the Vapor Intrusion Pathway from Subsurface Vapor Sources to Indoor Air” (USEPA, 2015) e “EPA’s Vapor Intrusion Database” (USEPA, 2012).

Il documento USEPA del 2012 presenta lo studio della correlazione tra le concentrazioni registrate in aria indoor e le concentrazioni misurate nei gas interstiziali su un numero considerevole di siti in contesto residenziale. Le sostanze investigate sono prevalentemente composti clorurati presenti nei suoli insaturi e/o nelle acque sotterranee, anche se il database contiene alcuni casi di contaminazione da idrocarburi.

L’analisi del database USEPA è stata adattata da ISPRA al contesto nazionale per la definizione sia del fattore di attenuazione per il calcolo dei valori soglia sia delle correlazioni del fattore di attenuazione in funzione della tipologia di suolo e della profondità della contaminazione (vedi Allegato B).

Si è ritenuto opportuno estendere tali valutazioni anche agli ambienti aperti, in attesa di specifici studi in merito, anche alla luce del fatto che i fattori di attenuazione derivati dagli attuali modelli in ambiente indoor possono risultare in alcuni casi confrontabili se non addirittura inferiori a quelli derivati dai modelli relativi agli ambienti outdoor (vedi Allegato C).

Per la derivazione dei valori soglia, secondo le peculiarità del Livello 1 dell’AdR che definisce i “valori di screening” sito-generici, si è fatto riferimento ad un unico valore ragionevolmente cautelativo del fattore di attenuazione, tenendo conto del 95° percentile sia degli alfa derivati da soil gas misurati sotto soletta (sub-slab), sia degli alfa derivati da soil gas misurati all’esterno dell’edificio.

$$\alpha_c = 0,1$$

Per la derivazione degli alfa specifici, secondo le peculiarità del Livello 2 dell’AdR che prevede una maggiore specificità della valutazione e la rimozione progressiva di ipotesi conservative, si è invece deciso di privilegiare un indicatore statistico della tendenza centrale della distribuzione dei fattori di attenuazione. In particolare si è deciso di adottare come statistica rappresentativa, il limite superiore di confidenza della media (UCL 95 - Upper Confidence Limit al 95%). Tale scelta è motivata sia dai trend di correlazione (vedi Allegato B), sia per coerenza con gli attuali indicatori statistici utilizzati nell’applicazione dell’AdR sito-specifica.

Tenendo conto delle analisi di correlazione rispettivamente con la profondità e la tipologia di suolo sono stati determinati i valori dei fattori di attenuazione specifici, riportati nelle tabelle seguenti.

Tabella 4 – *Fattore di attenuazione specifico (α_s) funzione della profondità di campionamento*

Profondità	alfa (suolo)
< 2,5m da p.c.	5,93E-02
2,5-4 m da p.c.	3,11E-03
4-9 m da p.c.	1,97E-03
≥ 9 m da p.c	1,89E-03

Tabella 5 – *Fattore di attenuazione specifico(α_s) funzione della tipologia di suolo*

Tipo di suolo	alfa (sub-slab indoor)	alfa (suolo)
Molto grossolano	1,53E-02	5,31E-02
Grossolano	1,25E-02	1,23E-02
Fine	1,02E-02	2,86E-03

Il fattore “alfa (suolo)” si riferisce a campionamenti di soil gas effettuati in ambiente outdoor anche in prossimità di edifici e pertanto può essere utilizzato per la VdR relativa sia all’inalazione indoor sia all’inalazione outdoor.

Il fattore “alfa (sub-slab indoor)” si riferisce esclusivamente a campionamenti effettuati al di sotto della soletta dell’edificio e quindi può essere utilizzato per la VdR relativa all’inalazione indoor. E’ da ricordare inoltre che i campionamenti sotto soletta sono effettuati negli orizzonti di terreno più superficiali e rientrano quindi tutti nella prima classe di profondità individuata. Pertanto per il fattore “alfa (sub-slab indoor)” è riportata esclusivamente la correlazione con la tipologia di suolo.

Al fine di individuare il fattore “alfa” più opportuno tra quello correlato alla profondità di campionamento oppure alla tipologia di suolo, occorre valutare su base sito-specifica quale delle due correlazioni sia più aderente alle condizioni del sito.

Nella tabella seguente sono indicati alcuni criteri di massima per la selezione della correlazione più appropriata in funzione della tessitura del comparto insaturo, posto tra la sorgente in cui sono stati campionati i gas e il piano campagna, e della profondità di campionamento.

Tabella 6 – *Criteri di massima per la selezione del tipo di correlazione più appropriata alla scelta del fattore di attenuazione*

Tessitura insaturo	<i>Molto Grossolano</i>	<i>Grossolano</i>	<i>Fine</i>
Profondità			
< 2,5 m da p.c.	Tessitura	Tessitura	Tessitura
2,5-4 m da p.c.	Tessitura	Tessitura	Tessitura
4-9 m da p.c.	Profondità	Profondità	Profondità
≥ 9 m da p.c	Profondità	Profondità	Profondità

I criteri proposti sono puramente indicativi e, qualora le condizioni sito-specifiche non siano aderenti a quanto proposto (es. disomogeneità nella tessitura dell’insaturo, presenza di lenti di materiale fine tra la sorgente e il p.c.) se ne dovrà tener conto ai fini di una idonea valutazione del fattore di attenuazione.

In via cautelativa potrà comunque essere selezionata la correlazione che restituisce il valore massimo tra i due fattori di trasporto.

Per quel che riguarda la correlazione con la tipologia di suolo si faccia riferimento alle correlazioni riportate in Tabella 7³

Tabella 7 – Assimilazione delle Classi dello US Department of Agriculture USDA alle tipologie di suolo indicate da USEPA

Tipo di suolo USEPA	Classi USDA	Note
Molto grossolano	Sand (*), Loamy Sand (*)	Le classi Sand e Loamy Sand sono incluse in questa classificazione se la % ghiaia è superiore al 10% ⁴
Grossolano	Sand (*), Loamy Sand (*), Sandy Loam, Sandy Clay Loam, Sandy Clay	Le classi Sand e Loamy Sand sono incluse in questa classificazione se la % ghiaia è inferiore al 10%
Fine	Loam, Silt Loam, Silt, Clay Loam, Silty Clay Loam, Silty Clay, Clay	Qualora vi siano percentuali di ghiaia superiori al 25% ⁵ dovrà essere adottata la classificazione superiore (grossolano)

3.1.2 Valutazione dei fenomeni di biodegradazione

Per quel che concerne gli idrocarburi, i documenti di riferimento indicano che tali fattori di attenuazione potrebbero risultare eccessivamente cautelativi in quanto non tengono conto di eventuali fenomeni di biodegradazione (USEPA, 2015b).

Sono stati quindi derivati dei fattori di attenuazione specifici che valutassero gli effetti della biodegradazione come descritto nell'Allegato B.

In particolare si è tenuto conto dei risultati dei modelli tridimensionali disponibili in letteratura (Abreu and Johnson, 2005) e presi a riferimento da USEPA per la valutazione dei dati di campo (USEPA, 2013).

Sono stati ottenuti dei fattori di attenuazione con biodegradazione a partire da quelli relativi al Vapour Intrusion Database considerando la correlazione con la profondità. Tuttavia, poiché il modello preso a riferimento considera gli effetti della biodegradazione aerobica, si è ritenuto opportuno limitare l'analisi di correlazione a profondità inferiori a 4 m da p.c., ritenendo che al di sotto di tale limite si inneschino meccanismi di degradazione diversi vista la probabile minore disponibilità di ossigeno. Pertanto per profondità superiori a 4 m da p.c. si è utilizzato lo stesso grado di riduzione del fattore di attenuazione relativo alla classe 2,5 – 4 m da p.c.

Tabella 8 – Fattori di attenuazione (α_s) per contaminazione da Idrocarburi in presenza di biodegradazione

Profondità	alfa (suolo) senza biodegr.	alfa (suolo) con biodegr.	alfa (sub-slab) senza biodegr.	alfa (sub-slab) con biodegr.
< 2,5m da p.c.	5,93E-02	1,68E-02	1,12E-02	3,17E-03
2,5-4 m da p.c.	3,11E-03	3,56E-05	-	-
4-9 m da p.c.	1,97E-03	2,25E-05	-	-
≥ 9 m da p.c.	1,89E-03	2,16E-05	-	-

³ Le definizioni sono tratte dallo Unified Soil Classification System (UCS) che classifica i terreni come segue:

- terreni grossolani (coarse): terreni con % sabbia $\geq 50\%$
- terreni fini (fine): terreni con % sabbia $< 50\%$

I terreni grossolani sono a loro volta suddivisi in: ghiaie (% ghiaia $\geq 50\%$) e sabbie (% ghiaia $< 50\%$).

Poiché la classificazione dello USDA utilizzata nei "Criteri Metodologici" (APAT, 2008) considera la frazione ghiaiosa nella classe "sand" (rappresentante la frazione $> 0,075$ mm) si è deciso di adottare l'assimilazione tra USDA e UCS riportata nella tabella 7

⁴ Il valore di 10% nella classificazione granulometrica secondo AGI e UCS rappresenta il valore minimo per individuare la terza frazione granulometrica più abbondante

⁵ Il valore di 25% nella classificazione granulometrica secondo AGI e UCS rappresenta il valore minimo per individuare la seconda frazione granulometrica più abbondante

I fattori di attenuazione con biodegradazione possono essere applicati nei seguenti casi:

- contaminazione da BTEXS ed Idrocarburi $C_{\leq 12}$;
- percentuali di ossigeno misurate nei gas superiori al 4%; in presenza di pavimentazione in ambiente outdoor ed in particolare nell'intorno dell'edificio dovrà essere valutata la presenza di ossigeno anche al di sotto della pavimentazione per verificare il rispetto di tale condizione;
- edifici con superficie inferiore a 140 m² (New Jersey, 2013); per edifici di superficie superiore a quella indicata, occorrerà effettuare campionamenti dei gas all'interno degli edifici (sub-slab samples) per verificare l'applicabilità del fattore di attenuazione con biodegradazione.

In tutti gli altri casi occorrerà determinare su base sito-specifica il fattore di trasporto più opportuno che tenga conto, se adeguatamente dimostrati, dei fenomeni di biodegradazione, ad esempio attraverso la realizzazione di profili di concentrazione in funzione della profondità.

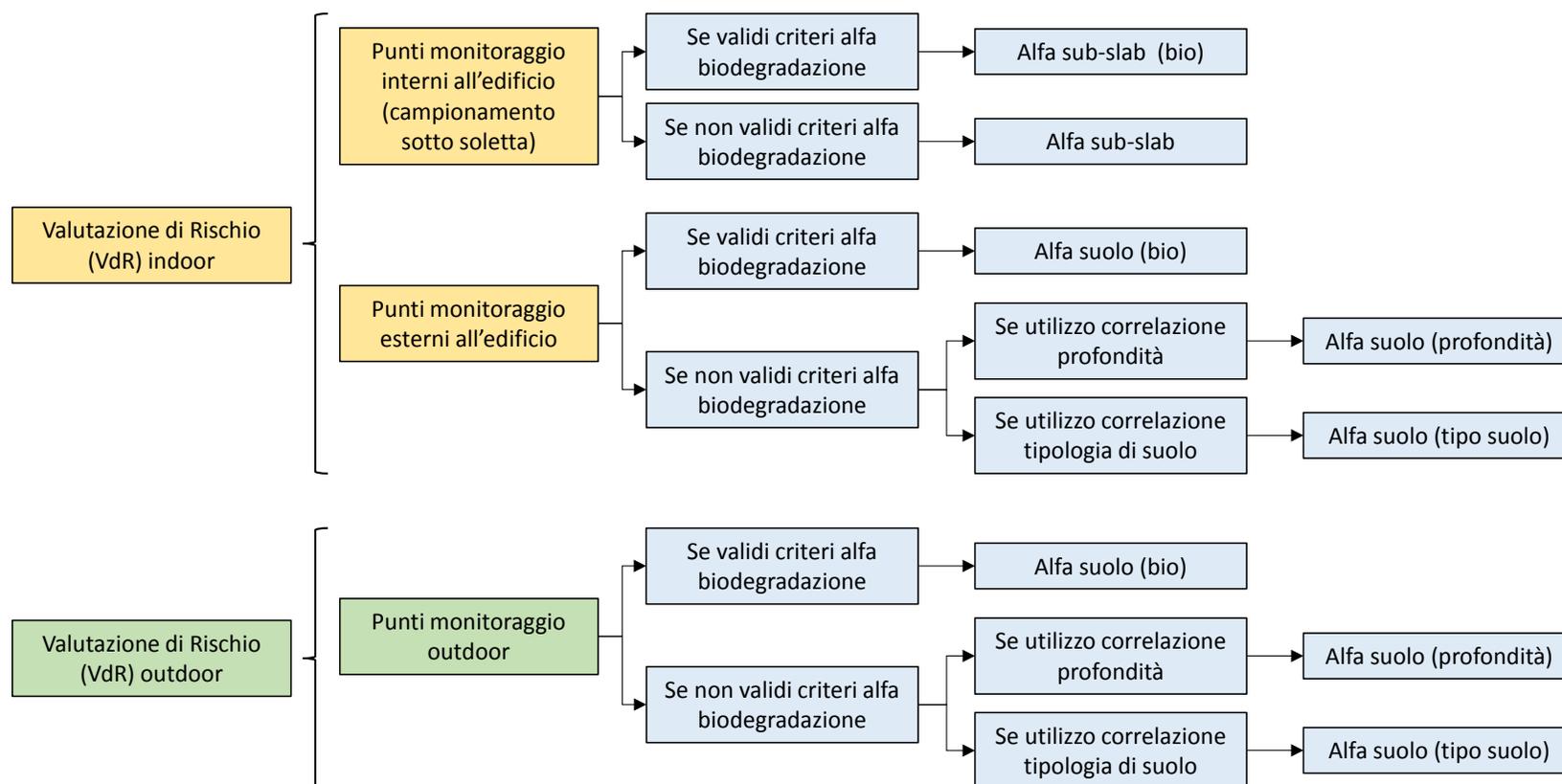
Per quel che concerne la contaminazione da altri composti potenzialmente biodegradabili in ambiente aerobico diversi da quelli indicati in precedenza, potranno essere applicati i fattori di attenuazione di Tabella 8 qualora si dimostri l'applicabilità, previa presentazione di documentazione sulla base di bibliografia accreditata o di robusti studi in campo, di tassi di biodegradazione equivalenti a quelli indicati nell'Allegato B.

Eventuali modifiche ai fattori di attenuazione proposti devono essere supportate da opportune indagini mirate a determinare la sussistenza e l'entità di eventuali fenomeni di biodegradazione. La pianificazione e l'esecuzione delle indagini mirate alla stima della biodegradazione e l'utilizzo dei risultati per la stima dei fattori di attenuazione devono essere effettuate in accordo con gli Enti di Controllo.

In ogni caso il nuovo valore del fattore di attenuazione applicabile al caso sito-specifico dovrà essere fissato in accordo con gli Enti di Controllo.

Lo schema della procedura di selezione dei fattori di attenuazione alfa è riportato nella Fig. 4.

Figura 4 – Schema della procedura di selezione del fattore di attenuazione alfa specifico



3.2 Stima della concentrazione rappresentativa nei gas interstiziali

Il calcolo del rischio dovrà essere effettuato per ciascuna campagna di monitoraggio.

Il valore di concentrazione rappresentativa deve tener conto sia dell'andamento delle concentrazioni nel tempo nel singolo punto di campionamento (stazionarietà del fenomeno), sia della variabilità spaziale sui diversi punti di campionamento ai fini della valutazione dell'esposizione.

In generale nella singola campagna a ciascun punto di monitoraggio è associato un unico valore di concentrazione. Tale valore di concentrazione, per le modalità di campionamento dei gas interstiziali attualmente in uso, rappresenta un valore medio sulla durata di campionamento ipotizzata in fase di progettazione.

Qualora sia richiesta la valutazione della variabilità nel breve periodo dei dati e quindi per un certo numero di punti di monitoraggio siano state effettuate più misure in giorni diversi nell'arco della stessa campagna (vedi § 4.1), la concentrazione rappresentativa per ciascun punto di monitoraggio, per omogeneità, dovrà essere data da un indicatore statistico della tendenza centrale dei dati. In questi casi, data l'esiguità dei dati, è possibile utilizzare la media in caso di stazionarietà (gaussianità) del dataset (es. media e mediana sono molto vicine). In caso di dataset non stazionario (distribuzione fortemente asimmetrica) è consigliabile usare la mediana. Qualora non sia possibile effettuare ipotesi sulle cause che hanno determinato la forte asimmetria dei dati si potrà utilizzare il valore più cautelativo tra le due.

Per la valutazione della concentrazione rappresentativa su diversi punti di monitoraggio (Fig.5):

- nel caso di un numero di punti di monitoraggio inferiore a 10 sarà utilizzato il valore massimo (in analogia al manuale ISPRA);
- nel caso di un numero di punti di monitoraggio superiore a 10 si utilizzerà una stima conservativa della media mediante l'utilizzo dell'UCL 95% (in analogia al manuale ISPRA);
- nel caso in cui la media non rappresenti un indicatore statistico robusto, ovvero nei due seguenti casi, si procederà come segue:
 - qualora la distribuzione dei dati risulti "non parametrica"⁶, si utilizzerà l'80° percentile del dataset⁷;
 - qualora l'UCL95% risulti, maggiore del valore massimo, si utilizzerà il 90° percentile del dataset⁸.

Si evidenzia comunque che nei casi in cui l'UCL 95% è superiore al valore massimo o la distribuzione dei dati è "non parametrica" risulta necessario valutare criticamente i dati in termini di disomogeneità, presenza di trend, ecc. ed eventualmente considerare la possibilità di modificare il modello concettuale in funzione dei rilievi effettuati (se più di una campagna evidenzia risultati analoghi), ridefinendo l'area critica per il soil gas o suddividendo i punti di monitoraggio in data-set differenti dovuti probabilmente a sorgenti diverse.

⁶ Non riconducibile a una distribuzione nota (es. normale, lognormale, gamma). Tale valutazione può essere effettuata mediante il software ProUCL dell'USEPA.

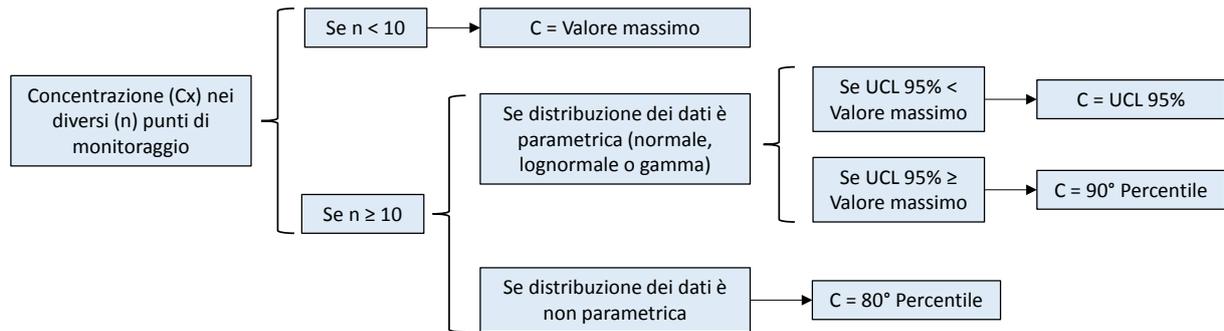
⁷ Si sono prese a riferimento le indicazioni in merito alla valutazione spaziale dei punti di monitoraggio delle acque per la verifica del "buono stato chimico" dei corpi idrici sotterranei ai sensi della Direttiva 2006/118/EC. In tale contesto si stabilisce che lo stato chimico può essere definito ancora "buono" anche in presenza di non conformità con i valori di riferimento (standard di qualità e valori soglia) purché queste ultime non rappresentino più del 20% dell'area totale o del volume del corpo idrico. In analogia il valore rappresentativo di concentrazione, posto pari all'80° percentile è superato su base spaziale nel 20% dei casi. Tale scelta è "ragionevolmente cautelativa" nell'ottica della stima della tendenza dei dati su base spaziale.

⁸ In luogo del valore massimo stabilito dai "Criteri Metodologici" (APAT, 2008) per questo tipo di casi, si è deciso di utilizzare un valore "ragionevolmente cautelativo", poiché si sta comunque effettuando una stima della tendenza centrale dei dati su base spaziale.

Per quanto riguarda invece le misure di gas interstiziali finalizzate a valutare l'esposizione indoor (sub-slab o near slab), queste saranno valutate considerando i dati di sonde rappresentative di un medesimo edificio.

Nel caso in cui per ciascun edificio sia presente più di una sonda di *soil gas survey*, allora per la definizione della concentrazione rappresentativa si farà riferimento alle indicazioni di cui sopra.

Figura 5 – Procedura per la determinazione della concentrazione rappresentativa nei gas interstiziali



4 CRITERI PER LA VALUTAZIONE DEI RISULTATI DELLE INDAGINI SUI GAS INTERSTIZIALI

L'approccio graduale previsto dal presente documento deve essere basato su un dataset adeguato e tale da garantire la rappresentatività dei dati di campo sia ai fini del confronto con i valori soglia sia per la VdR soil gas.

Infatti, a differenza del suolo e delle acque sotterranee per i quali la singola campagna di campionamento è considerata sufficientemente rappresentativa di una condizione stazionaria per un intervallo di tempo significativamente lungo (anni per quel che concerne il suolo, una stagione per quel che concerne le acque di falda), i gas interstiziali e gli aeriformi in generale non sono una matrice stazionaria ma possono subire variazioni repentine in tempi relativamente brevi (anche nell'arco della stessa giornata).

D'altra parte, a differenza della matrice aria ambiente (indoor o outdoor) che può essere campionata per periodi lunghi o monitorata in continuo, la matrice gas del suolo che è generalmente campionata con sistemi di tipo attivo (ovvero mediante pompaggio) non si presta a campionamenti eccessivamente lunghi che possono alterare le condizioni di equilibrio dei gas interstiziali e risultare di conseguenza poco rappresentativi.

Infine occorre sottolineare che l'utilizzo delle misure di gas interstiziali e più in generale delle misure di aeriformi all'interno dell'AdR presuppone che esse siano idonee a consentire valutazioni di esposizione a "lungo termine", ovvero 30 anni nel caso dello scenario residenziale e 25 anni nel caso dello scenario commerciale/industriale.

Nel presente paragrafo vengono indicati alcuni criteri di massima per individuare il numero di campagne di misura necessario all'applicazione dell'approccio graduale.

Inoltre, sempre tenendo conto delle potenziali oscillazioni dei valori di concentrazione misurate nei gas interstiziali, vengono proposti i criteri di confronto dei dati di campo sia con i valori soglia (screening) sia con i criteri di accettabilità del rischio valutato mediante la VdR soil gas.

4.1 Indicazioni sul numero di campagne di misura

La definizione delle campagne di misura necessarie per una valutazione di rischio deve tener conto di due esigenze contrastanti. Infatti se da un lato un numero cospicuo di dati rende sicuramente più robusto ed affidabile il dataset, dall'altro può richiedere un dispendio di risorse eccessivo sia da parte del proponente che da parte dell'Ente di controllo. E' da tener presente comunque che nel principio della procedura Risk Based Corrective Action (RBCA), alla base dell'approccio graduale dell'AdR sito-specifica (ASTM, 2001), l'abbandono di ipotesi cautelative e il conseguente approfondimento delle indagini (maggiori costi di caratterizzazione) risulta generalmente in una riduzione dei costi di bonifica/messa in sicurezza (minori costi degli interventi).

Nel documento "Progettazione del monitoraggio di composti volatili" sono riportate le indicazioni sul numero minimo di campagne di soil gas in grado di garantire una sufficiente rappresentatività del set di dati senza un aggravio eccessivo di risorse.

Nello specifico dovranno essere previste:

- almeno 4 campagne (rappresentative delle stagionalità di un anno) per l'esclusione del percorso di volatilizzazione (confronto con i valori soglia);
- da 4 a 6 campagne (rappresentative delle stagionalità di uno o due anni) per la verifica di accettabilità del rischio (VdR soil gas).

4.2 Confronto tra i dati di campo e i valori di riferimento

Il confronto tra i dati di campo ed i valori di riferimento può essere effettuato per:

- verificare la conformità ai valori soglia per l'esclusione del percorso di volatilizzazione, sia in fase di redazione della VdR soil gas, sia in fase di monitoraggio degli interventi qualora si sia deciso fissare gli obiettivi pari agli stessi valori soglia;
- verificare la conformità ai valori accettabili.

In generale il confronto deve essere effettuato con i valori di concentrazione rappresentativa, determinata secondo quanto indicato al § 3.2, anche se, in base alle specificità del sito e alla tipologia dei punti di campionamento, a giudizio degli Enti di Controllo, si potrà anche effettuare un confronto puntuale.

La conformità ai valori soglia deve essere verificata in tutte le campagne effettuate. Nel caso in cui le concentrazioni rappresentative siano inferiori ai valori soglia, ma in alcuni punti si registrino delle non conformità in base all'entità delle eccedenze ed alle condizioni sito-specifiche (contaminanti riscontrati, recettori coinvolti, ecc.) gli Enti di Controllo potranno richiedere:

- l'esecuzione di ulteriori monitoraggi;
- l'applicazione della VdR soil gas o in alternativa la verifica di conformità alle $C_{\text{accettabili}}$ limitatamente alle aree in cui i valori soglia risultino superati.

Ai fini valutazione del rischio e/o del confronto con le $C_{\text{accettabili}}$, si è fissato per il primo anno di monitoraggio (4 campagne) una incertezza legata alla rappresentatività del dato del 10%⁹. Per le campagne successive al primo anno, tenendo conto degli esiti dei monitoraggi già eseguiti, si ritiene che il dataset sia sufficientemente robusto e rappresentativo da non necessitare più della valutazione di incertezza. La definizione della necessità di ulteriori monitoraggi dipende dai risultati, in termini di rischio, ottenuti nelle prime 4 campagne eseguite tenendo conto del range di incertezza.

Per quel che concerne la VdR soil gas si possono presentare i seguenti casi:

1. $R \leq R_{\text{accettabile}}$ o in alternativa $C \leq C_{\text{accettabile}}$ in tutte le campagne eseguite (Caso B.1 - Fig.6):
 - se i valori di rischio (R) o in alternativa le concentrazioni rappresentative (C) in tutte le campagne risultano inferiori al 90% del criterio di accettabilità ($R \leq 0,9 R_{\text{accettabile}}$ o $C \leq 0,9 C_{\text{accettabile}}$), allora non saranno necessari ulteriori monitoraggi;
 - se i valori di rischio (R) o in alternativa le concentrazioni rappresentative (C) in una o più campagne risultano superiori al 90% del criterio di accettabilità, ma comunque inferiori al medesimo criterio ($0,9 R_{\text{accettabile}} < R \leq R_{\text{accettabile}}$ o $0,9 C_{\text{accettabile}} < C \leq C_{\text{accettabile}}$), allora dovrà essere ripetuta la campagna di monitoraggio più critica (per entità di superamento e/o condizioni sito specifiche) in tutti i punti di monitoraggio;
 - se gli esiti della nuova campagna restituiscono $R \leq R_{\text{accettabile}}$ o in alternativa $C \leq C_{\text{accettabile}}$ allora non saranno necessari interventi o monitoraggi, altrimenti si procederà secondo quanto indicato al punto 2.

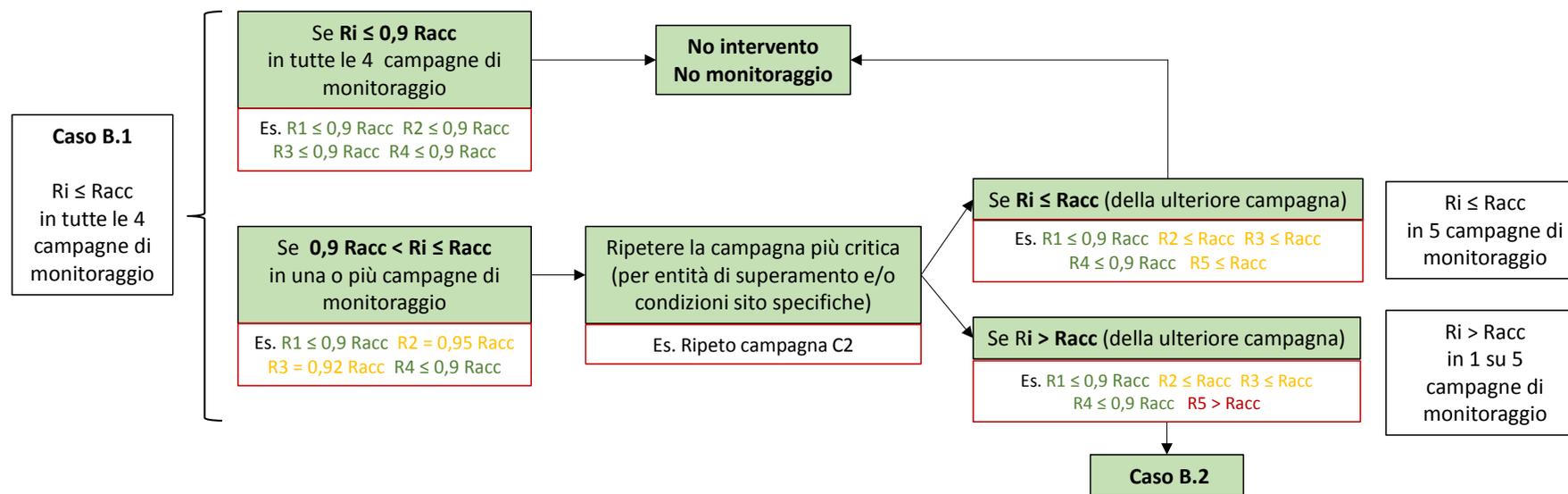
⁹ L'incertezza relativa al primo anno di monitoraggio tiene conto della rappresentatività della singola campagna rispetto alla stagione a cui si riferisce. Qualora nel primo anno di monitoraggio si registrino situazioni anomale (es. rischio da non accettabile) esse andranno rivalutate al fine di verificare se tali anomalie siano dovute ad una reale situazione di criticità ambientale, oppure possano essere gestite nell'ambito della variabilità del dato. Per i monitoraggi successivi al primo anno si ritiene che la ripetizione di una o più campagne nella stessa stagione sia sufficientemente rappresentativa da non richiedere più l'adozione di range di incertezza.

-
2. $R > R_{\text{accettabile}}$ o in alternativa $C > C_{\text{accettabile}}$ in **una campagna di monitoraggio** (Caso B.2 - Fig.7):
- se i valori di rischio (R) o in alternativa le concentrazioni rappresentative (C) eccedono i criteri di accettabilità di una percentuale inferiore al 10% ($R_{\text{accettabile}} < R \leq 1,1 R_{\text{accettabile}}$ o $C_{\text{accettabile}} < C \leq 1,1 C_{\text{accettabile}}$), allora si potrà ripetere la campagna in tutti i punti di monitoraggio e nelle medesime condizioni o, se ciò non è possibile, nelle condizioni più critiche;
 - se gli esiti della nuova campagna restituiscono $R \leq R_{\text{accettabile}}$ o in alternativa $C \leq C_{\text{accettabile}}$ allora non saranno necessari interventi o monitoraggi;
 - se gli esiti della nuova campagna eccedono i criteri di accettabilità di una percentuale inferiore al 10% ($R_{\text{accettabile}} < R \leq 1,1 R_{\text{accettabile}}$ o $C_{\text{accettabile}} < C \leq 1,1 C_{\text{accettabile}}$), allora sarà possibile ripetere nuovamente la campagna in tutti i punti di monitoraggio e nelle medesime condizioni o, se ciò non è possibile, nelle condizioni più critiche; in questo caso, per non attivare interventi la nuova campagna dovrà dare $R \leq R_{\text{accettabile}}$ o in alternativa $C \leq C_{\text{accettabile}}$;
 - se gli esiti della nuova campagna eccedono i criteri di accettabilità di una percentuale superiore al 10% ($R > 1,1 R_{\text{accettabile}}$ o $C > 1,1 C_{\text{accettabile}}$), allora dovranno essere predisposti opportuni interventi;
 - se i valori di rischio (R) o in alternativa le concentrazioni rappresentative (C) eccedono i criteri di accettabilità di una percentuale superiore al 10% ($R > 1,1 R_{\text{accettabile}}$ o $C > 1,1 C_{\text{accettabile}}$), si potrà comunque consentire la ripetizione della campagna due volte in tutti i punti di monitoraggio e nelle medesime condizioni o, se ciò non è possibile, nelle condizioni più critiche; qualora gli esiti di entrambe le nuove campagne restituiscono $R \leq R_{\text{accettabile}}$ o in alternativa $C \leq C_{\text{accettabile}}$ allora non saranno necessari interventi o monitoraggi, altrimenti dovranno essere predisposti opportuni interventi.
3. $R > R_{\text{accettabile}}$ o in alternativa $C > C_{\text{accettabile}}$ in **due campagne di monitoraggio** (Caso B.3 - Fig.8):
- se in entrambi i casi i valori di rischio (R) o in alternativa le concentrazioni rappresentative (C) eccedono i criteri di accettabilità di una percentuale inferiore al 10% ($R_{\text{accettabile}} < R \leq 1,1 R_{\text{accettabile}}$ o $C_{\text{accettabile}} < C \leq 1,1 C_{\text{accettabile}}$) è possibile consentire la ripetizione di entrambe le campagne in tutti i punti di monitoraggio e nelle medesime condizioni o, se ciò non è possibile, nelle condizioni più critiche;
 - qualora la ripetizione di entrambe le campagne restituisca $R \leq R_{\text{accettabile}}$ o in alternativa $C \leq C_{\text{accettabile}}$ allora non saranno necessari interventi o monitoraggi;
 - qualora la ripetizione anche di una sola delle campagne restituisca $R > R_{\text{accettabile}}$ o in alternativa $C > C_{\text{accettabile}}$, allora dovranno essere previsti opportuni interventi;
 - se in uno o in entrambi i casi i valori di rischio (R) o in alternativa le concentrazioni rappresentative (C) eccedono i criteri di accettabilità di una percentuale superiore al 10% ($R > 1,1 R_{\text{accettabile}}$ o $C > 1,1 C_{\text{accettabile}}$) allora dovranno essere previsti opportuni interventi.

In generale, gli Enti di Controllo sulla base delle condizioni specifiche del sito e dei risultati delle prime 4 campagne effettuate hanno facoltà di:

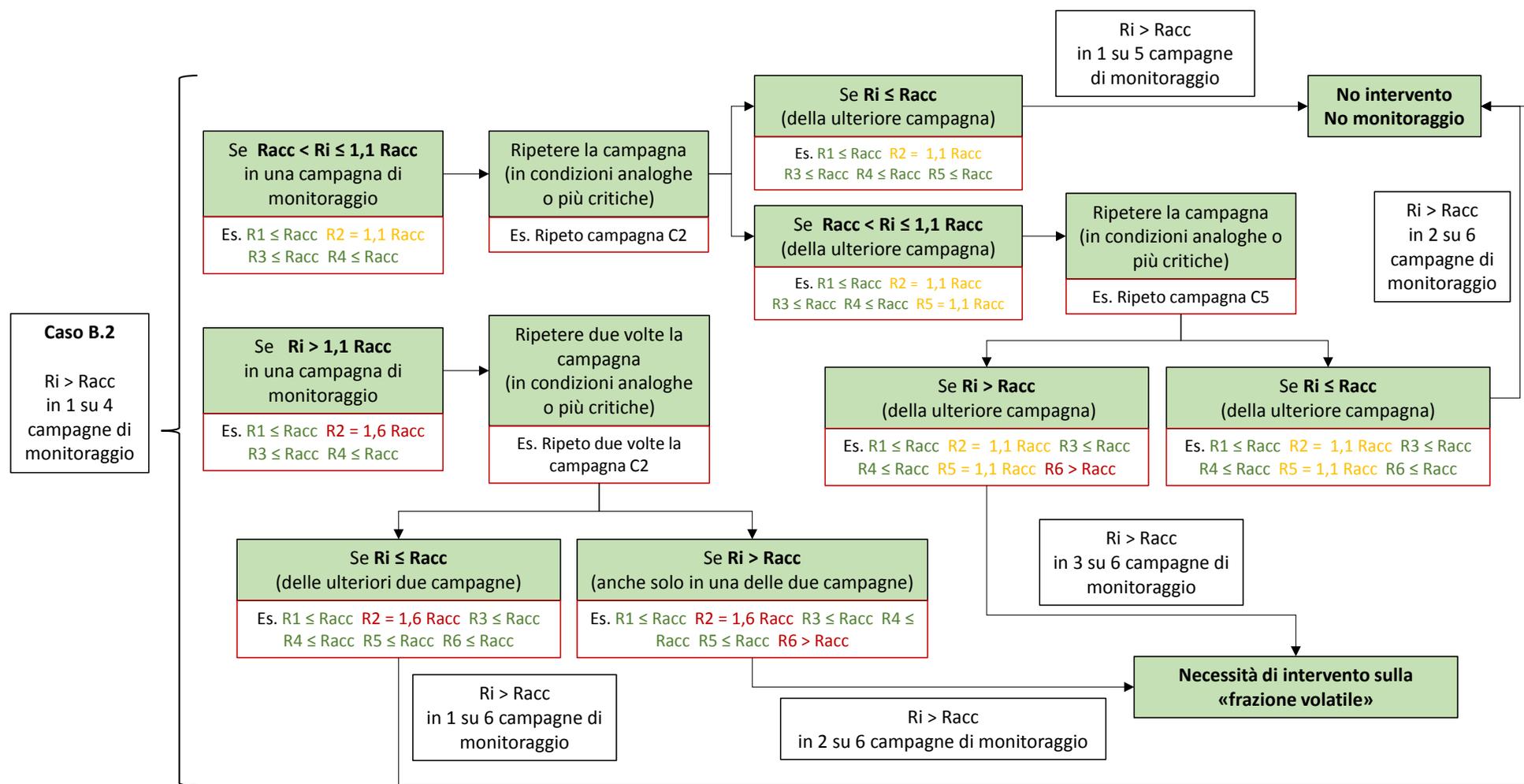
- limitare il numero di campagne necessarie ad esprimere un giudizio (ad esempio non consentendo la ripetizione delle campagne in cui $R > 1,1 R_{\text{accettabile}}$ o $C > 1,1 C_{\text{accettabile}}$);
- richiedere ulteriori campagne di monitoraggio rispetto a quelle previste dalla presente procedura, qualora gli esiti delle campagne condotte non consentano di definire in maniera univoca la necessità di interventi di messa in sicurezza e/o bonifica.

Figura 6 – Confronto con i criteri di accettabilità VdR soil gas (Caso B.1)



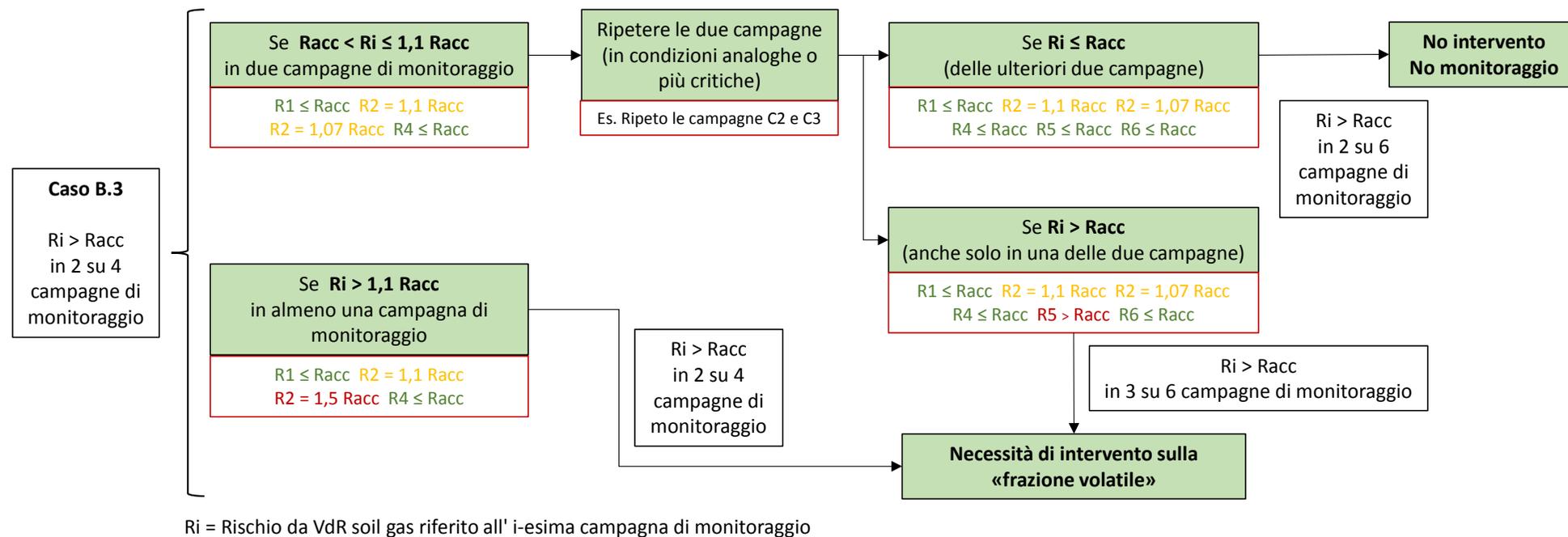
Ri = Rischio da VdR soil gas riferito all' i-esima campagna di monitoraggio

Figura 7 – Confronto con i criteri di accettabilità VdR soil gas (Caso B.2)



Ri = Rischio da VdR soil gas riferito all' i-esima campagna di monitoraggio

Figura 8 – Confronto con i criteri di accettabilità VdR soil gas (Caso B.3)



5 CONCLUSIONI E SVILUPPI FUTURI

La procedura descritta nel presente documento consente di superare molte criticità nella gestione dei dati dei gas interstiziali all'interno dell'AdR dei siti contaminati, delineando un approccio condiviso a livello nazionale.

I criteri proposti infatti prevedono un approccio graduale per step di approfondimento che può, in molti casi, semplificare la gestione del percorso "inalazione di vapori" sia per i proponenti che per gli Enti di Controllo, consentendo di prendere decisioni in tempi ragionevoli e limitare eventuali approfondimenti di caratterizzazione ai casi più complessi.

Come evidenziato in precedenza i modelli elaborati per l'applicazione dell'AdR non garantiscono una sufficiente affidabilità delle elaborazioni ottenute a partire dai dati di *soil gas survey* e non sono al momento disponibili modelli consolidati, di facile fruibilità e comprensione, tali da essere usati per scopi pratici e non solo di ricerca, e quindi da proporre in alternativa a quelli ad oggi adottati.

Per consentire l'adozione di nuovi modelli e/o nuovi fattori di trasporto per l'AdR sito-specifica calati nel contesto nazionale sono emerse da parte del Gruppo di Lavoro le seguenti proposte di approfondimento tecnico/scientifico:

- raccogliere i casi studio di monitoraggio di aeriformi disponibili nell'ambito del SNPA al fine di predisporre un database nazionale che consenta di effettuare sia le correlazioni suolo/falda/soil gas/flusso che le correlazioni soil gas/flusso/aria ambiente in analogia al lavoro effettuato da USEPA;
- validare sui casi studio disponibili nuovi modelli di trasporto da suolo/falda, che superino le criticità di quelli proposti dal Manuale ISPRA e consentano di evitare il ricorso massiccio a misure di aeriformi nei siti contaminati;
- validare, sulla scorta delle informazioni raccolte nel database nazionale, nuovi modelli di trasporto dei gas interstiziali, che superino le criticità di quelli proposti dagli attuali software di AdR.

Sulla scorta degli approfondimenti sopra citati la procedura indicata potrà, se necessario, essere rivista.

BIBLIOGRAFIA

Auer LH, Rosemberg ND, Birdsell KH, Withney EM, 1996 – The effects of barometric pumping on contaminant transport – *Journal of Contaminant Hydrology* 2002 24(2)

APAT, 2008 – Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati – <http://www.isprambiente.gov.it/files/temi/siti-contaminati-02marzo08.pdf>

BCME, 2010 – Technical Guidance on Contaminated Sites. Vapour Investigation and Remediation – <http://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/air-land-water/site-remediation/docs/technical-guidance/tg04.pdf>

CCME, 2007 – Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health. CCME Soil Quality Index 1.0 Technical Report – http://www.ccme.ca/files/Resources/calculators/soqi_tech_report_e_1.1.pdf

CCME, 2014 – A Protocol for the Derivation of Soil Vapour Quality Guidelines for Protection of Human Exposures via Inhalation of Vapours – <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/347>

CCME, 2010 – Federal Contaminated Site Risk Assessment in Canada, Part VII: Guidance For Soil Vapour Intrusion Assessment At Contaminated Sites – www.healthcanada.gc.ca

Chen C, Green RE, Thomas DM, Knuteson JA, 1995 – Modeling 1,3-D fumigant volatilization with vapor-phase advection in the soil profile – *Environmental Science and Technology*, 29, 1816–1821

Chiodini G, Cioni R, Guidi M, Raco B, 1998 – Soil CO₂ flux measurements in volcanic and geothermal areas - *Applied Geochemistry* 1998 13(5)

Choi JW, Tillman FD, Smith JA, 2002 – Relative Importance of Gas-Phase Diffusive and Advective Trichloroethene (TCE) Fluxes in the Unsaturated Zone under Natural Conditions – *Environmental Science and Technology* 2002 36 (14)

CRC CARE, 2013 – Cooperative Research Centre for Contamination Assessment and Remediation of the Environment. Technical Report series, n. 23. Petroleum hydrocarbon vapour intrusion assessment: Australian guidance

De Jong E, 1973 – Evidence for significance of other-than-normal diffusion transport in soil gas exchange – a discussion – *Geoderma* 1973 10

Etiopè G, 1999 – Subsoil CO₂ and CH₄ and their advective transfer from faulted grassland to the atmosphere – *Journal of Geophysical Research* 1999 104 (14)

Etiopè G, Martinelli G, 2002 – Migration of carrier and trace gases in the geosphere: an overview – *Physics of the Earth and Planetary Interiors* 2002 129

Harkov R., 1989 – Semivolatile Organic Compounds in the Atmosphere – Volume 4 / 4B, *The Handbook of Environmental Chemistry* 1989

INAIL, 2014 – Manuale operativo: Il rischio chimico per i lavoratori nei siti contaminati

ISTAT, 2017 – Nomenclatura e classificazione delle Unità Professionali - <http://professioni.istat.it/sistemainformativoprofessionioni/cp2011/>

ISS, INAIL, AULSS 12, ARPAV, 2014 – Protocollo per il monitoraggio dell'aria indoor/outdoor ai fini della valutazione dell'esposizione inalatoria nei siti contaminati Sito di Venezia Porto Marghera (Protocollo attuativo dell'Accordo di Programma per il SIN Venezia-Porto Marghera) – settembre 2014

ISS-INAIL, 2018 – Banca Dati ISS INAIL, Documento di supporto – marzo 2018
http://www.bonifiche.minambiente.it/contenuti/gruppi/ADR/Nota_6919.zip

ISTAT, 2012 – Uso del tempo – <http://www.istat.it/it/archivio/52079>

ISTAT, 2014 – Tavole di mortalità della popolazione residente – <http://www.istat.it/it/archivio/172643>

ISTAT – Portale I.Stat: Il tuo accesso diretto alla statistica italiana – <http://dati.istat.it/Index.aspx>

Luo Y, Zhou X, 2006 – Soil Respiration and the Environment – Academic Press/Elsevier 2006

MATTM, 2014-2015 – Linee Guida per l'applicazione dell'Analisi di Rischio sito-specifica del 2014 (prot. 29706/STA) con integrazioni del 2015 (prot. 2277/STA) – <http://www.bonifiche.minambiente.it/contenuti%5Cgruppi%5CADR%5CLinee-guida%20AdR.pdf>

MADEP, 2009 – Method for the determination of air-phase petroleum hydrocarbons (APH) – Massachusetts Department of Environmental Protection 2009

Rey A, Belelli-Marchesini L, Were A, Serrano-Ortiz P, Etiope G, Papale D, Domingo F, Pegoraro E, 2012 – Wind as a main driver of the net ecosystem carbon balance of a semiarid Mediterranean steppe in the South East of Spain – Global Change Biology 2012 18

Scanlon BR, Nicot JP, Massmann JW, 2002 – Soil Gas Movement in Unsaturated Systems – Soil Physics Companion edited by A.W. Warric, 2002

Tillman FD, Choi JW, Smith JA, 2002 – A comparison of direct measurement and model simulation of total flux of volatile organic compounds from the subsurface to the atmosphere under natural field conditions – Water Resources Research, 39, 5-11

United States Environmental Protection Agency USEPA, 1996 – Soil Screening Guidance: Technical Background Document – <https://www.epa.gov/superfund/superfund-soil-screening-guidance>

United States Environmental Protection Agency USEPA-EQM, 2003 – User's Guide for evaluating subsurface vapor intrusion into buildings – https://www.lm.doe.gov/cercla/documents/rockyflats_docs/SW/SW-A-005690.pdf

United States Environmental Protection Agency USEPA, 2011 – Exposure Factors Handbook 2011 Edition (Final) – <https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=236252>

United States Environmental Protection Agency USEPA, 2011b – Age Dependent Adjustment Factor (ADAF) application – https://hero.epa.gov/hero/index.cfm/reference/details/reference_id/783747

United States Environmental Protection Agency USEPA, 2012 – EPA’s Vapor Intrusion Database – https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/oswer_2010_database_report_03-16-2012_final_witherratum_508.pdf

United States Environmental Protection Agency USEPA, 2015 – Assessing and Mitigating the Vapor Intrusion Pathway from Subsurface Vapor Sources to Indoor Air – <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/oswer-vapor-intrusion-technical-guide-final.pdf>

United States Environmental Protection Agency USEPA, 2015b – Technical Guide for Addressing Petroleum Vapor Intrusion at Leaking Underground Storage Tank Sites – <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/pvi-guide-final-6-10-15.pdf>

Vecchio A, Falconi M, 2016 – Direct measures for a better management of inhalation risks from contaminated sites – SIDISA 2016

Waitz MFW, Freijer JI, Kreule P, Swartjes FA, 1996 – The VOLASOIL risk assessment model based on CSOIL for soils contaminated with volatile compounds – National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven. Report n. 715810014

World Health Organization WHO, 2000 – Regional Office for Europe Air Quality Guidelines for Europe, 2^o Edition – WHO Regional Publications, European series n. 91

World Health Organization WHO, 2010 – Guidelines for indoor air quality: selected pollutants – WHO Regional Publications. Copenhagen – http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0009/128169/e94535.pdf

New Jersey Department of Environmental Protection NJ DEP, 2013 – Vapor Intrusion Technical Guidance. Version 3.1. Site Remediation Division.

Joint Research Centre JRC, 2007 – Derivation methods of Soil Screening Values in Europe. A review and evaluation of National procedures towards harmonization – JRC PUBSY 7123 - Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities – http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/ESDB_Archive/eusoils_docs/other/EUR22805.pdf

ALLEGATO A – DERIVAZIONE DEI PARAMETRI DI ESPOSIZIONE PER L'INALAZIONE DI VAPORI

A.1 Derivazione dei parametri di esposizione per lo scenario residenziale-ricreativo

Per la definizione dei valori caratteristici dei parametri di esposizione si è cercato di far riferimento a studi sulla popolazione nazionale, avvalendosi di indagini specifiche effettuate da ISTAT. In particolare, rispetto ai default proposti nel Manuale APAT “Criteri Metodologici” (APAT, 2008), è stata valutata l’opportunità di rivedere i parametri “frequenza giornaliera di esposizione (EF_g)” e “tempo di mediazione per le sostanze cancerogene (AT_{canc})”.

Per quel che concerne la “frequenza giornaliera di esposizione (EF_g)” è stata presa a riferimento l’indagine “Uso del tempo” svolta dall’ISTAT nel periodo 01/02/2008-31/01/2009 su un campione di 18.250 famiglie e pubblicata nel 2012 (ISTAT, 2012). In particolare si riportano nel seguito alcune tavole di interesse per la determinazione del parametro EF_g .

Tabella A1 – Attività svolte dalla popolazione anno 2008 (ore e minuti) secondo lo studio ISTAT 2012

Classe di età	Dormire, mangiare e altra cura della persona	Lavoro retr.	Istr. e form.	Lavoro fam.	Volontariato, aiuti, partecip. sociale e religiosa	Tempo libero				Spost.	Tempo non spec.
						Vita sociale, att. culturali e riposo	Sport e att. all'aperto	Arti, passatempi, inform., e giochi	Lecture, tv, radio		
3-5 anni	13,46	-	3,2	0,12	0,03	0,54	0,21	3,12	1,17	0,55	0
6-10 anni	12,49	-	4,24	0,2	0,07	0,48	0,25	2,18	1,49	0,59	0,01
11-14 anni	12,03	-	4,45	0,28	0,07	1,13	0,39	1,22	2,14	1,08	0,02
15-24 anni	11,27	1,28	2,58	1	0,07	2,06	0,42	0,42	1,48	1,41	0,01
25-44 anni	11	4,23	0,11	3,04	0,08	1,19	0,26	0,14	1,4	1,31	0,02
45-64 anni	11,04	3,1	0,01	3,45	0,19	1,23	0,29	0,13	2,17	1,17	0,01
65 anni e più	12,25	0,11	0,01	4,01	0,25	2,03	0,35	0,16	3,14	0,49	0,01

Tabella A2 – Luoghi frequentati dalla popolazione anno 2008 (ore e minuti) secondo lo studio ISTAT 2012

Classe di età	Casa propria	Casa di altre persone	Scuola, luogo di lavoro	Altri luoghi al chiuso	Luoghi in spazio aperto	Mezzi di spost.	Luogo non spec.
3-5 anni	17,15	1,02	3,26	0,34	0,47	0,55	0,01
6-10 anni	17,02	0,53	3,28	0,5	0,46	0,59	0,03
11-14 anni	16,53	0,47	3,12	0,5	1,04	1,08	0,07
15-24 anni	15,37	0,33	3,05	1,3	1,16	1,42	0,17
25-44 anni	15,24	0,32	4,16	1,15	0,46	1,41	0,07
45-64 anni	16,55	0,31	3,03	1,15	0,49	1,22	0,05
65 anni e più	20,24	0,28	0,1	1,14	0,52	0,49	0,03

I tempi di permanenza nei diversi luoghi ed i tempi dedicati alle differenti attività rappresentano dei valori medi riferiti al “giorno medio settimanale”, ovvero considerando sia i giorni lavorativi che quelli festivi. In particolare il tempo passato in “casa propria” comprende sia gli ambienti chiusi e gli spazi all’aperto (giardini, terrazzi, ecc.) dell’abitazione di residenza sia quelli relativi ad altre abitazioni di proprietà. Pertanto non sarebbe corretto attribuire tale valore alla frequenza giornaliera in ambiente indoor per lo scenario residenziale, per cui devono essere considerati esclusivamente i tempi trascorsi in ambienti chiusi dell’abitazione di residenza.

Al fine di stimare il tempo trascorso in ambiente outdoor per lo scenario residenziale si sono esaminate quindi le attività svolte sulla base delle definizioni ISTAT. In particolare si è considerato che per bambini e adolescenti (fino a 24 anni) una parte delle attività familiari e una parte del tempo libero dedicato al gioco sia svolto in ambiente outdoor. Per gli adulti (da 25 anni in su) si è invece considerato per gli ambienti outdoor una parte del lavoro familiare e una parte delle attività del tempo libero dedicata alla lettura e al riposo.

Per quel che concerne lo scenario ricreativo si è fatto riferimento alle frequentazioni di “altri luoghi al chiuso” per l’indoor e “luoghi in spazio aperto” per l’outdoor.

I valori medi del parametro “frequenza giornaliera di esposizione (EF_g)” per le classi di età prese in considerazione nel seguente studio, mutuata dalle definizioni dell’Exposure Factor Handbook dell’USEPA (EFH, 2011), sono stati quindi desunti a partire dai valori medi per le classi di età definiti da ISTAT ed in particolare:

- bambino (0-6 anni) – classe ISTAT 3-5 anni
- adolescente (7-16 anni) – classi ISTAT 6-10 anni, 11-14 anni
- adulto (17-65) – classi ISTAT 15-24 anni, 25-44 anni, 45-64 anni
- anziano (> 65) – classe ISTAT >65 anni

Si riporta di seguito la tabella riepilogativa dei valori medi di EF_g

Tabella A3 – Frequenza Giornaliera di Esposizione EF_g – valore medio (ore) ricavato dallo studio ISTAT 2012

Classe di età	Residenziale		Ricreativo	
	indoor	outdoor	indoor	outdoor
Bambino (0-6 anni)	16,53	0,62	0,34	0,47
Adolescente (7-16 anni)	16,33	0,44	0,50	0,75
Adulto (17-65 anni)	14,98	0,74	1,20	0,70
Anziano (>65 anni)	18,70	1,54	1,14	0,52

Al fine di effettuare una stima cautelativa dell’esposizione secondo il principio della “Reasonable Maximum Exposure - RME” e per tener conto anche dei segmenti della popolazione potenzialmente più esposte, si è deciso di utilizzare come valore caratteristico del parametro EF_g la media incrementata del 20%¹⁰. Si riporta di seguito la tabella riepilogativa dei valori “RME” per il parametro EF_g .

Tabella A4 – Frequenza Giornaliera di Esposizione EF_g – valore cautelativo (ore) approccio RME

Classe di età	Residenziale		Ricreativo	
	indoor	outdoor	indoor	outdoor
Bambino (0-6 anni)	19,8	0,7	0,4	0,6
Adolescente (7-16 anni)	19,6	0,5	0,7	1,0
Adulto (17-65 anni)	18,0	0,9	1,4	0,8
Anziano (>65 anni)	22,4	1,9	1,4	0,6

Inoltre anche per la definizione del parametro “durata di esposizione (ED)” si è tenuto conto delle classi di età definite in precedenza, considerando in generale l’intervallo temporale specifico della singola classe di età. Fa eccezione soltanto il recettore “adulto” per il quale il Manuale APAT “Criteri Metodologici” (APAT, 2008) indica $ED = 24$ anni, considerando che mediamente un adulto non permane nella stessa abitazione per la durata della vita.

¹⁰ Il valore è derivato dallo scostamento tra il valore medio e il 90mo percentile dei tassi di inalazione giornalieri (espressi in $m^3/(\text{giorno} * \text{peso corporeo})$) nell’EFH 2011 per le classi di età individuate.

Si è deciso quindi di suddividere il valore indicato dai “Criteri Metodologici” per l’adulto residente tra adolescente (10 anni – corrispondente all’intervallo della classe di età) e adulto (14 anni). Per l’anziano (>65 anni) è stata considerata una durata di esposizione di 5 anni tenendo conto del valore selezionato per la durata media della vita (70 anni).

Tabella A5 – Durata di esposizione ED (anni) per le classi di età selezionale

Classe di età	Residenziale/Ricreativo
Bambino (0-6 anni)	6
Adolescente (7-16 anni)	10
Adulto (17-65 anni)	14
Anziano (> 65 anni)	5

Per quel che concerne il “tempo di mediazione per le sostanze cancerogene (AT_{canc})”, che coincide con la durata media della vita, si è fatto riferimento ai dati ISTAT 2014 relativi alla “speranza di vita alla nascita” ed all’“età media al decesso” riportati di seguito.

Tabella A6 – Dati sulla speranza di vita alla nascita ed età media al decesso ricavati dallo studio ISTAT del 2014

Dati Italia 2014 (anni)	Valore medio	Valore minimo
Speranza di vita alla nascita	80,3	77,9
Età media al decesso	77,3	73,9

In via cautelativa, secondo il principio di RME, sarebbe opportuno selezionare il valore minimo del dato nazionale relativo all’età media al decesso, corrispondente a circa 74 anni per l’Italia. Pertanto si ritiene rappresentativo il valore di default di 70 anni indicato nel Manuale APAT “Criteri Metodologici”(APAT, 2008).

A.2 Derivazione dei parametri di esposizione per lo scenario commerciale-industriale

Per la definizione delle classi di professione si è fatto riferimento alla classificazione delle Unità Professionali del sistema informativo dell’ISTAT (2017), secondo cui le professioni sono organizzate in raggruppamenti. Ad ogni grande gruppo (colonna 1, Tabella A7) corrispondono più gruppi. I gruppi sono suddivisi in classi di professioni (colonna 2, Tabella A7), composte a loro volta da più categorie. Ad ogni categoria (colonna 3, Tabella A7) corrispondono delle Unità Professionali contenenti le voci professionali (singole denominazioni di professioni).

In Tabella A7 è riportata una possibile corrispondenza tra le classi di professione (colonna 2, Tabella A7) e la tipologia di attività lavorativa distinta in:

- a) attività che in genere si svolgono in ambienti chiusi (indoor);
- b) attività che possono essere svolte in ambienti aperti (outdoor) e/o in ambienti chiusi (indoor);
- c) attività che in genere si svolgono in ambienti aperti (outdoor).

Tabella A7 – Classificazione delle Unità Professionali del sistema informativo ISTAT (2017)

Classificazione delle Unità Professionali (ISTAT)			Attività indoor/ outdoor
1 - LEGISLATORI, IMPRENDITORI E ALTA DIRIGENZA	1.1 - Membri dei corpi legislativi e di governo, dirigenti ed equiparati dell'amministrazione pubblica, nella magistratura, nei servizi di sanità, istruzione e ricerca e nelle organizzazioni di interesse nazionale e sovranazionale	1.1.1 - Membri di organismi di governo e di assemblee con potestà legislativa e regolamentare 1.1.2 - Direttori, dirigenti ed equiparati dell'amministrazione pubblica e nei servizi di sanità, istruzione e ricerca 1.1.3 - Dirigenti della magistratura 1.1.4 - Dirigenti di organizzazioni di interesse nazionale e sovranazionale	a)
	1.2 - Imprenditori, amministratori e direttori di grandi aziende	1.2.1 - Imprenditori e amministratori di grandi aziende 1.2.2 - Direttori e dirigenti generali di aziende 1.2.3 - Direttori e dirigenti dipartimentali di aziende	
	1.3 - Imprenditori e responsabili di piccole aziende	1.3.1 - Imprenditori e responsabili di piccole aziende	
2 - PROFESSIONI INTELLETTUALI, SCIENTIFICHE E DI ELEVATA SPECIALIZZAZIONE	2.1 - Specialisti in scienze matematiche, informatiche, chimiche, fisiche e naturali	2.1.1 - Specialisti in scienze matematiche, informatiche, chimiche, fisiche e naturali	a)
	2.2 - Ingegneri, architetti e professioni assimilate	2.2.1 - Ingegneri e professioni assimilate 2.2.2 - Architetti, pianificatori, paesaggisti e specialisti del recupero e della conservazione del territorio	
	2.3 - Specialisti nelle scienze della vita	2.3.1 - Specialisti nelle scienze della vita	
	2.4 - Specialisti della salute	2.4.1 - Medici	
	2.5 - Specialisti in scienze umane, sociali, artistiche e gestionali	2.5.1 - Specialisti delle scienze gestionali, commerciali e bancarie 2.5.2 - Specialisti in scienze giuridiche 2.5.3 - Specialisti in scienze sociali 2.5.4 - Specialisti in discipline linguistiche, letterarie e documentali 2.5.5 - Specialisti in discipline artistico-espressive 2.5.6 - Specialisti in discipline religiose e teologiche	
	2.6 - Specialisti della formazione e della ricerca	2.6.1 - Docenti universitari (ordinari e associati) 2.6.2 - Ricercatori e tecnici laureati nell'università 2.6.3 - Professori di scuola secondaria, post-secondaria e professioni assimilate 2.6.4 - Professori di scuola primaria, pre-primaria e professioni assimilate 2.6.5 - Altri specialisti dell'educazione e della formazione	

a) Attività che in genere si svolgono in ambienti chiusi (indoor)

b) Attività che possono essere svolte in ambienti aperti (outdoor) e/o in ambienti chiusi (indoor)

c) Attività che in genere si svolgono in ambienti aperti (outdoor)

3 - PROFESSIONI TECNICHE	3.1 - Professioni tecniche in campo scientifico, ingegneristico e della produzione	3.1.1 - Tecnici delle scienze quantitative, fisiche e chimiche 3.1.2 - Tecnici informatici, telematici e delle telecomunicazioni 3.1.3 - Tecnici in campo ingegneristico 3.1.4 - Tecnici della conduzione di impianti produttivi in continuo e dell'esercizio di reti idriche ed energetiche 3.1.5 - Tecnici della gestione dei processi produttivi di beni e servizi 3.1.6 - Tecnici del trasporto aereo, navale e ferroviario 3.1.7 - Tecnici di apparecchiature ottiche e audio-video 3.1.8 - Tecnici della sicurezza e della protezione ambientale	b)
	3.2 - Professioni tecniche nelle scienze della salute e della vita	3.2.1 - Tecnici della salute 3.2.2 - Tecnici nelle scienze della vita	a)
	3.3 - Professioni tecniche nell'organizzazione, amministrazione e nelle attività finanziarie e commerciali	3.3.1 - Tecnici dell'organizzazione e dell'amministrazione delle attività produttive 3.3.2 - Tecnici delle attività finanziarie ed assicurative 3.3.3 - Tecnici dei rapporti con i mercati 3.3.4 - Tecnici della distribuzione commerciale e professioni assimilate	a)
	3.4 - Professioni tecniche nei servizi pubblici e alle persone	3.4.1 - Professioni tecniche delle attività turistiche, ricettive ed assimilate 3.4.2 - Insegnanti nella formazione professionale, istruttori, allenatori, atleti e professioni assimilate 3.4.3 - Tecnici dei servizi ricreativi 3.4.4 - Tecnici dei servizi culturali 3.4.5 - Tecnici dei servizi sociali 3.4.6 - Tecnici dei servizi pubblici e di sicurezza	b)
4 - PROFESSIONI ESECUTIVE NEL LAVORO D'UFFICIO	4.1 - Impiegati addetti alle funzioni di segreteria e alle macchine da ufficio	4.1.1 - Impiegati addetti alla segreteria e agli affari generali 4.1.2 - Impiegati addetti alle macchine d'ufficio	a)
	4.2 - Impiegati addetti ai movimenti di denaro e all'assistenza clienti	4.2.1 - Impiegati addetti agli sportelli e ai movimenti di denaro 4.2.2 - Impiegati addetti all'accoglienza e all'informazione della clientela	
	4.3 - Impiegati addetti alla gestione amministrativa, contabile e finanziaria	4.3.1 - Impiegati addetti alla gestione amministrativa della logistica 4.3.2 - Impiegati addetti alla gestione economica, contabile e finanziaria	
	4.4 - Impiegati addetti alla raccolta, controllo, conservazione e recapito della documentazione	4.4.1 - Impiegati addetti al controllo di documenti e allo smistamento e recapito della posta 4.4.2 - Impiegati addetti all'archiviazione e conservazione della documentazione	

- a) Attività che in genere si svolgono in ambienti chiusi (indoor)
b) Attività che possono essere svolte in ambienti aperti (outdoor) e/o in ambienti chiusi (indoor)
c) Attività che in genere si svolgono in ambienti aperti (outdoor)

5 - PROFESSIONI QUALIFICATE NELLE ATTIVITA' COMMERCIALI E NEI SERVIZI	5.1 - Professioni qualificate nelle attività commerciali	5.1.1 - Esercenti delle vendite 5.1.2 - Addetti alle vendite 5.1.3 - Altre professioni qualificate nelle attività commerciali	a)
	5.2 - Professioni qualificate nelle attività ricettive e della ristorazione	5.2.1 - Esercenti nelle attività ricettive 5.2.2 - Esercenti ed addetti nelle attività di ristorazione 5.2.3 - Assistenti di viaggio e professioni assimilate	b)
	5.3 - Professioni qualificate nei servizi sanitari e sociali	5.3.1 - Professioni qualificate nei servizi sanitari e sociali	a)
	5.4 - Professioni qualificate nei servizi culturali, di sicurezza e alla persona	5.4.1 - Maestri di arti e mestieri 5.4.2 - Professioni qualificate nei servizi ricreativi, culturali ed assimilati 5.4.3 - Operatori della cura estetica 5.4.4 - Professioni qualificate nei servizi personali ed assimilati 5.4.5 - Addestratori e custodi di animali 5.4.6 - Esercenti e addetti di agenzie per il disbrigo di pratiche e professioni assimilate 5.4.7 - Esercenti e addetti di agenzie di pompe funebri 5.4.8 - Professioni qualificate nei servizi di sicurezza, vigilanza e custodia	b)
6 - ARTIGIANI, OPERAI SPECIALIZZATI E AGRICOLTORI	6.1 - Artigiani e operai specializzati dell' industria estrattiva, dell'edilizia e della manutenzione degli edifici	6.1.1 - Brillatori, tagliatori di pietre, coltivatori di saline e professioni assimilate 6.1.2 - Artigiani ed operai specializzati addetti alle costruzioni e al mantenimento di strutture edili 6.1.3 - Artigiani ed operai specializzati addetti alle rifiniture delle costruzioni 6.1.4 - Artigiani ed operai specializzati addetti alla pitturazione ed alla pulizia degli esterni degli edifici ed assimilati 6.1.5 - Artigiani ed operai specializzati addetti alla pulizia ed all'igiene degli edifici	b)
	6.2 - Artigiani ed operai metalmeccanici specializzati e installatori e manutentori di attrezzature elettriche ed elettroniche	6.2.1 - Fonditori, saldatori, lattonieri, calderai, montatori di carpenteria metallica e professioni assimilate 6.2.2 - Fabbri ferrai costruttori di utensili ed assimilati 6.2.3 - Meccanici artigianali, montatori, riparatori e manutentori di macchine fisse e mobili (esclusi gli addetti alle linee di montaggio industriale) 6.2.4 - Artigiani e operai specializzati dell'installazione e della manutenzione di attrezzature elettriche ed elettroniche	b)
	6.3 - Artigiani ed operai specializzati della meccanica di precisione, dell'artigianato artistico, della stampa ed assimilati	6.3.1 - Artigiani ed operai specializzati della meccanica di precisione su metalli e materiali assimilati 6.3.2 - Vasai, soffiatori e formatori di vetrerie e professioni assimilate 6.3.3 - Artigiani delle lavorazioni artistiche del legno, del tessuto e del cuoio e dei materiali assimilati 6.3.4 - Artigiani ed operai specializzati delle attività poligrafiche	a)

a) Attività che in genere si svolgono in ambienti chiusi (indoor)

b) Attività che possono essere svolte in ambienti aperti (outdoor) e/o in ambienti chiusi (indoor)

c) Attività che in genere si svolgono in ambienti aperti (outdoor)

6 - ARTIGIANI, OPERAI SPECIALIZZATI E AGRICOLTORI	6.4 - Agricoltori e operai specializzati dell'agricoltura, delle foreste, della zootecnia, della pesca e della caccia	6.4.1 - Agricoltori e operai agricoli specializzati 6.4.2 - Allevatori e operai specializzati della zootecnia 6.4.3 - Allevatori e agricoltori 6.4.4 - Operai forestali specializzati 6.4.5 - Pescatori e cacciatori	c)
	6.5 - Artigiani e operai specializzati delle lavorazioni alimentari, del legno, del tessile, dell'abbigliamento, delle pelli, del cuoio e dell'industria dello spettacolo	6.5.1 - Artigiani ed operai specializzati delle lavorazioni alimentari 6.5.2 - Attrezzisti, operai e artigiani del trattamento del legno ed assimilati 6.5.3 - Artigiani ed operai specializzati del tessile e dell'abbigliamento 6.5.4 - Artigiani ed operai specializzati della lavorazione del cuoio, delle pelli e delle calzature ed assimilati 6.5.5 - Artigiani ed operai specializzati dell'industria dello spettacolo	a)
7 - CONDUTTORI DI IMPIANTI, OPERAI DI MACCHINARI FISSI E MOBILI E CONDUCENTI DI VEICOLI	7.1 - Conduttori di impianti industriali	7.1.1 - Conduttori di impianti e macchinari per l'estrazione e il primo trattamento dei minerali 7.1.2 - Operatori di impianti per la trasformazione e lavorazione a caldo dei metalli 7.1.3 - Conduttori di forni ed altri impianti per la lavorazione del vetro, della ceramica e di materiali assimilati 7.1.4 - Conduttori di impianti per la trasformazione del legno e la fabbricazione della carta 7.1.5 - Operatori di macchinari e di impianti per la raffinazione del gas e dei prodotti petroliferi, per la chimica di base e la chimica fine e per la fabbricazione di prodotti derivati dalla chimica 7.1.6 - Conduttori di impianti per la produzione di energia termica e di vapore, per il recupero dei rifiuti e per il trattamento e la distribuzione delle acque 7.1.7 - Operatori di catene di montaggio automatizzate e di robot industriali 7.1.8 - Conduttori di impianti per la trasformazione dei minerali	b)
	7.2 - Operai semiqualeficati di macchinari fissi per la lavorazione in serie e operai addetti al montaggio	7.2.1 - Operai addetti a macchine automatiche e semiautomatiche per lavorazioni metalliche e per prodotti minerali 7.2.2 - Operai dei rivestimenti metallici, della galvanoplastica e per la fabbricazione di prodotti fotografici 7.2.3 - Conduttori di macchinari per la fabbricazione di articoli in gomma e materie plastiche 7.2.4 - Operai addetti a macchinari in impianti per la produzione in serie di articoli in legno 7.2.5 - Conduttori di macchinari per tipografia e stampa su carta e cartone 7.2.6 - Operai addetti a macchinari dell'industria tessile, delle confezioni ed assimilati 7.2.7 - Operai addetti all'assemblaggio di prodotti industriali 7.2.8 - Operai addetti a macchine confezionatrici di prodotti industriali	b)

a) Attività che in genere si svolgono in ambienti chiusi (indoor)

b) Attività che possono essere svolte in ambienti aperti (outdoor) e/o in ambienti chiusi (indoor)

c) Attività che in genere si svolgono in ambienti aperti (outdoor)

7 - CONDUTTORI DI IMPIANTI, OPERAI DI MACCHINARI FISSI E MOBILI E CONDUCENTI DI VEICOLI	7.3 - Operatori di macchinari fissi in agricoltura e nella industria alimentare	7.3.1 - Operai addetti a macchinari fissi nell'agricoltura e nella prima trasformazione dei prodotti agricoli 7.3.2 - Operai addetti a macchinari fissi per l'industria alimentare	b)
	7.4 - Conducenti di veicoli, di macchinari mobili e di sollevamento	7.4.1 - Conducenti di convogli ferroviari e altri manovratori di veicoli su rotaie e di impianti a fune 7.4.2 - Conducenti di veicoli a motore e a trazione animale 7.4.3 - Conducenti di macchine agricole 7.4.4 - Conducenti di macchine per movimento terra, di macchine di sollevamento e di maneggio dei materiali	c)
8 - PROFESSIONI NON QUALIFICATE	8.1 - Professioni non qualificate nel commercio e nei servizi	8.1.1 - Venditori ambulanti 8.1.2 - Personale non qualificato di ufficio 8.1.3 - Personale non qualificato addetto allo spostamento e alla consegna merci 8.1.4 - Personale non qualificato nei servizi di pulizia di uffici, alberghi, navi, ristoranti, aree pubbliche e veicoli 8.1.5 - Personale non qualificato nei servizi di istruzione e sanitari 8.1.6 - Personale non qualificato addetto ai servizi di custodia di edifici, attrezzature e beni	b)
	8.2 - Professioni non qualificate nelle attività domestiche, ricreative e culturali	8.2.1 - Personale non qualificato nei servizi ricreativi e culturali 8.2.2 - Personale non qualificato addetto ai servizi domestici	b)
	8.3 - Professioni non qualificate nell'agricoltura, nella manutenzione del verde, nell'allevamento, nella silvicoltura e nella pesca	8.3.1 - Personale non qualificato nell'agricoltura e nella manutenzione del verde 8.3.2 - Personale non qualificato addetto alle foreste, alla cura degli animali, alla pesca e alla caccia	c)
	8.4 - Professioni non qualificate nella manifattura, nell'estrazione di minerali e nelle costruzioni	8.4.1 - Personale non qualificato delle miniere e delle cave 8.4.2 - Personale non qualificato delle costruzioni e professioni assimilate 8.4.3 - Personale non qualificato nella manifattura	b)

- a) Attività che in genere si svolgono in ambienti chiusi (indoor)
b) Attività che possono essere svolte in ambienti aperti (outdoor) e/o in ambienti chiusi (indoor)
c) Attività che in genere si svolgono in ambienti aperti (outdoor)

ALLEGATO B – STIMA DEI FATTORI DI ATTENUAZIONE SOIL-GAS

B.1 Considerazioni sui meccanismi di trasporto dei gas nel suolo e sui modelli di stima dei flussi di massa

Nell'ambito dell'analisi di rischio il monitoraggio del soil gas è una delle linee d'evidenza per verificare le condizioni di trasporto e/o d'accumulo di vapori contaminati; non è tuttavia l'unica.

Infatti, la sola presenza nei gas interstiziali di concentrazioni rilevabili di sostanze volatili non è sufficiente a confermare/escludere un potenziale rischio da inalazione di vapori contaminati per i recettori presenti all'interno del sito. Occorre, infatti, che vi sia anche un trasporto significativo (flusso di massa) di contaminati in fase vapore verso gli ambienti indoor e outdoor.

Per utilizzare quindi in maniera opportuna i dati di soil gas ai fini della valutazione dell'effettiva presenza di un flusso di sostanze volatili dal suolo e/o dalla falda, occorre considerare quali sono i meccanismi di trasporto e i fattori che li influenzano. In sintesi i due meccanismi principali del trasporto di sostanze volatili nel suolo sono l'avvezione (per gradiente di pressione) e la diffusione (per gradiente di concentrazione).

In generale anche gradienti di pressione relativamente piccoli possono generare flussi significativi di tipo avveztivo. Tuttavia al diminuire della pressione, della granulometria (diametro medio dei pori) o della saturazione del gas nei pori (ovvero all'aumento del grado di saturazione dell'acqua) oppure all'approfondirsi della sorgente, il flusso avveztivo si riduce lasciando il posto a quello diffusivo che può diventare predominante (Auer et al., 1996, De Jong, 1973, Chiodini et al. 1998, Etiope et al., 2002, Choi, 2005, Luo et al., 2006, Etiope, 2009, Rey et al., 2012, CRC CARE, 2013).

E' anche noto che le variazioni di pressione sono per loro natura ciclica (alternando gradienti positivi o negativi) e che quindi l'effetto delle stesse può determinare una emissione dal suolo di tipo non continuo (Chen et al., 1995, Tillman et al., 2004, Waitz et al., 1996). Inoltre sia studi di letteratura (Choi et al., 2002), sia studi effettuati da ISPRA (Vecchio et al., 2016), hanno evidenziato che, in alcuni casi, il solo modello di diffusione applicato ai dati di gas interstiziali non sempre è sufficiente a quantificare il flusso globale di inquinanti dal suolo perché la componente avveztiva gioca, in talune condizioni, un ruolo altrettanto rilevante.

Si evidenzia quindi che l'utilizzo delle concentrazioni nel soil gas in input ai modelli di trasporto di tipo "diffusivo" (basati sulla legge di Fick) potrebbe portare a una "sottostima" del fenomeno di trasporto. A tal proposito si riporta di seguito la tabella B.1 (tratta da Scanlon et al., 2002) riepilogativa dei modelli maggiormente appropriati per la stima dei flussi di massa di vapori dal suolo sulla base di presenza di gradiente di pressione, permeabilità del suolo, concentrazione nei gas interstiziali.

Tabella B1 – Modelli più appropriati per la stima dei flussi di massa di vapori dal suolo (in corsivo i modelli che includono l'avvezione)

Gradiente di pressione	Permeabilità	Basse concentrazioni	Alte concentrazioni
Isobaro	Bassa	Dusty gas model	Dusty gas model
Isobaro	Alta	Legge di Fick	Stefan-Maxwell
Non isobaro	Bassa	<i>Dusty gas model + Legge di Darcy</i>	<i>Dusty gas model + Legge di Darcy</i>
Non isobaro	Alta	<i>Avvezione + Diffusione</i>	Dusty gas model

Si evidenzia infine che nel caso dei modelli in ambiente indoor, in alcuni software di AdR disponibili, è possibile tener conto anche del contributo "avveztivo" sulla base della

definizione di un gradiente di pressione suolo-aria indoor. Gli attuali strumenti software non sono invece in grado di tener conto del trasporto “avvettivo” in ambiente outdoor.

B.2 Analisi del Vapour Intrusion Database USEPA

Alla luce delle criticità evidenziate relativamente all'utilizzo degli attuali modelli di trasporto applicati ai dati derivanti da *soil gas survey*, si è ritenuto opportuno far riferimento agli studi disponibili in letteratura che basano la stima dei fattori di trasporto sulla scorta di dati sperimentali.

Il “Vapor Intrusion Database” (USEPA, 2012) consente lo studio, sulla base dei monitoraggi disponibili, della correlazione tra le concentrazioni registrate in aria indoor e le concentrazioni misurate nei gas interstiziali su un numero considerevole di siti sia in contesto residenziale che in contesto non residenziale. Le sostanze investigate sono prevalentemente composti clorurati presenti nei suoli insaturi e/o nelle acque sotterranee, anche se il database contiene diversi casi di contaminazione da idrocarburi.

Si osserva tuttavia che le pubblicazioni disponibili in letteratura, riguardano quasi esclusivamente la tematica del “vapour intrusion” e quindi il trasporto di vapori contaminati in ambienti indoor. Non vi sono invece analoghi studi relativi alla migrazione delle sostanze inquinanti in ambiente outdoor, né proposte di derivazione dei relativi fattori di attenuazione sperimentali, ad eccezione del documento della provincia canadese della British Columbia (BCME, 2010). Si è deciso tuttavia di privilegiare i documenti USEPA in quanto si basano su un set di dati corposo e su una approfondita trattazione statistica dei dati, mentre il documento canadese non riporta né i criteri di derivazione dei fattori di attenuazione indoor e outdoor proposti, né il dataset di riferimento su cui sono state effettuate le correlazioni.

Pertanto, pur riconoscendo alcuni limiti del database USEPA (Brewer et al., 2014), ad oggi tale fonte costituisce l'unico riferimento sufficientemente robusto e riconosciuto nel panorama internazionale sulla base del quale si possono fare delle valutazioni in merito a correlazioni tra la concentrazione al punto di esposizione e la concentrazione dei gas interstiziali investigata con i *soil gas survey*.

Il “Vapor Intrusion Database” è stato utilizzato per la stima di fattori di attenuazione soil-gas in contesto residenziale riportati nei documenti USEPA “EPA’s Vapor Intrusion Database: Evaluation and Characterization of Attenuation Factors for Chlorinated Volatile Organic Compounds and Residential Buildings” (USEPA, 2012) e “Assessing and Mitigating the Vapor Intrusion Pathway from Subsurface Vapor Sources to Indoor Air” (USEPA, 2015).

Tuttavia per le finalità del documento in esame l'analisi del “Vapor Intrusion Database” è stata adattata da ISPRA al contesto nazionale. Si riportano nella tabella seguente le assunzioni utilizzate nell'analisi ed il confronto con quelle utilizzate da USEPA per la stima dei valori di riferimento dei fattori di attenuazione (alfa).

Tabella B2 – Assunzioni utilizzate nell’analisi del Vapour Intrusion Database USEPA

Condizione	Criterio	Conformità LG USEPA	Note
Tipologia di sostanze	Tutte le sostanze (clorurati + idrocarburi)	Non conforme	Nei documenti USEPA sono stati considerati solo i composti clorurati
Tipologia di edificio	Tutte le tipologie (residenziali e non residenziali)	Non conforme	Nei documenti USEPA sono stati considerati solo gli edifici residenziali
Consistenza dei dati	Esclusi gli alfa derivati da valori di soil-gas minori della rilevabilità Esclusi gli alfa ≥ 1	Conforme	Sono stati esclusi i valori di fattori di attenuazione non realistici
Influenza di background in aria	Esclusi gli alfa derivati da valori di soil gas minori di 50 volte il background in aria (<i>source strenght</i>) Non esclusi gli alfa derivati da valori in aria minori della rilevabilità	Conforme	E’ stato privilegiato il criterio della rilevanza della sorgente (<i>source strenght</i>)

Si fa presente che le assunzioni sopra riportate, ed in particolare quella relativa all’influenza del background in aria, limitano molto il dataset. Tuttavia tali assunzioni rendono più robusta l’analisi e restituiscono fattori di attenuazione più realistici.

Sulla base dei criteri sopra indicati si riportano in tabella B.3 le statistiche significative dei fattori di attenuazione determinati a partire dai dati di soil gas misurati all’esterno dell’edificio ed al di sotto della soletta (sub-slab).

Tabella B3 – Statistiche generali dei fattori di attenuazione (alfa)

Statistiche	alfa	
	soil gas sub-slab (indoor)	soil gas suolo (esterno edificio)
Min	1,97E-04	1,32E-06
5 percentile	6,38E-04	9,29E-06
25 percentile	1,58E-03	3,83E-04
50 percentile	2,94E-03	2,15E-03
75 percentile	6,38E-03	8,57E-03
95 percentile	2,75E-02	1,25E-01
Max	8,82E-02	4,10E-01
Media	7,13E-03	2,38E-02
StdDev	1,42E-02	6,08E-02
UCL95 media	1,12E-02	3,45E-02

E’ stata quindi effettuata un’analisi per verificare la correlazione del fattore di attenuazione in funzione di:

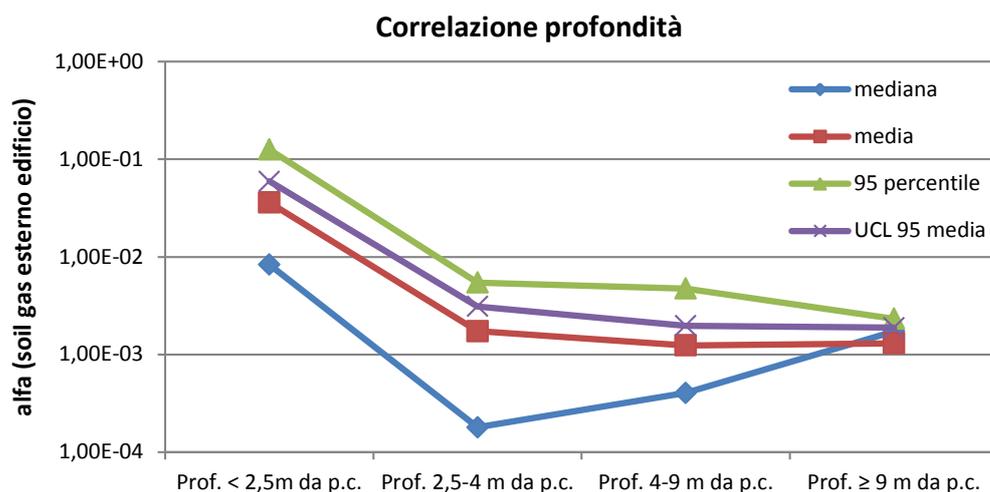
- profondità di campionamento (valida esclusivamente per i dati di soil gas misurati all’esterno dell’edificio) (tabella B.4 e Fig. B.3);
- tipologia di suolo (tabella B.5)

Di seguito sono riportate le statistiche relative alla correlazione del fattore di attenuazione con la profondità di campionamento. Le classi di profondità sono state definite in maniera da avere un dataset omogeneo (stessa numerosità) per ciascuna classe.

Tabella B4 – Correlazione del fattore di attenuazione con la profondità di campionamento (soil gas misurati all'esterno dell'edificio)

Statistiche	alfa (soil gas esterno edificio)				
	All data	Prof. < 2,5m da p.c.	Prof. 2,5-4 m da p.c.	Prof. 4-9 m da p.c.	Prof. ≥ 9 m da p.c.
Min	1,32E-06	1,32E-06	5,93E-06	3,36E-06	6,81E-05
5 percentile	9,29E-06	6,05E-06	6,20E-06	7,34E-06	7,85E-05
25 percentile	3,83E-04	1,71E-03	1,15E-05	1,26E-04	1,04E-04
50 percentile	2,15E-03	8,34E-03	1,80E-04	4,04E-04	1,73E-03
75 percentile	8,57E-03	3,76E-02	3,88E-03	1,48E-03	2,01E-03
95 percentile	1,25E-01	1,25E-01	5,47E-03	4,75E-03	2,33E-03
Max	4,10E-01	2,50E-01	7,18E-03	7,50E-03	2,46E-03
Media	2,38E-02	3,59E-02	1,74E-03	1,24E-03	1,30E-03
StdDev	6,08E-02	5,83E-02	2,43E-03	1,90E-03	9,86E-04
UCL95 media	3,45E-02	5,93E-02	3,11E-03	1,97E-03	1,89E-03

Figura B3 – Correlazione del fattore di attenuazione con la profondità di campionamento (statistiche significative)



Come si può vedere il trend di riduzione del fattore di attenuazione con la profondità si osserva per gli indicatori statistici relativi sia alla tendenza centrale (media ed UCL 95% della media) sia alle code della distribuzione (95° percentile). Fa eccezione la mediana che non registra tale trend per le classi di profondità più elevate.

Per quel che concerne la tipologia di suolo, sono riportate in tabella B.5 le statistiche di correlazione del fattore di attenuazione esclusivamente per le classi “very course” e “course” perché per esse esiste un dataset significativo per l’analisi statistica. Per la classe “fine” il dataset, a valle delle assunzioni restituite in Tabella B2, non risulta sufficientemente robusto, ma si ricorda che per tale tipologia, in linea di massima, il monitoraggio di soil gas in modalità attiva non è consigliato (Appendice A).

Tabella B5 – Correlazione del fattore di attenuazione con la tipologia di suolo (statistiche significative)

Statistiche	alfa (soil gas sub-slab)		alfa (soil gas esterno edificio)	
	<i>very course</i>	<i>course</i>	<i>very course</i>	<i>course</i>
Min	1,97E-04	4,47E-04	4,20E-04	1,32E-06
5 percentile	7,83E-04	6,83E-04	5,19E-04	5,77E-06
25 percentile	3,85E-03	1,48E-03	7,89E-04	1,04E-04
50 percentile	6,56E-03	2,67E-03	4,77E-03	5,91E-04
75 percentile	1,18E-02	5,42E-03	2,07E-02	3,94E-03
95 percentile	2,54E-02	2,15E-02	1,26E-01	3,51E-02
Max	3,18E-02	8,82E-02	2,50E-01	1,27E-01
Media	9,46E-03	7,00E-03	2,71E-02	7,57E-03
StdDev	9,42E-03	1,62E-02	5,94E-02	2,10E-02
UCL95 media	1,53E-02	1,25E-02	5,31E-02	1,23E-02

Anche in questo caso si registra un trend per tutti gli indicatori statistici di aumento del fattore di attenuazione al diminuire della granulometria del terreno.

Alla luce di tale trend si riporta comunque di seguito una stima degli indicatori statistici significativi per la classe “fine” derivata da una correlazione lineare con le altre due classi.

Tabella B6 – Indicatori statistici del fattore di attenuazione per la classe “fine” derivati dalla correlazione con le altre due classi

Statistiche	alfa (soil gas sub-slab)	alfa (soil gas esterno edificio)
	<i>fine</i>	<i>fine</i>
50 percentile	1,08E-03	7,32E-05
95 percentile	1,82E-02	9,82E-03
Media	5,18E-03	2,12E-03
UCL95 media	1,02E-02	2,86E-03

B.3 Scelta dei fattori di attenuazione

Sulla base dell’analisi dei fattori di trasporto derivati da dati sperimentali ed in particolare del database USEPA, sono stati selezionati i fattori di attenuazione di riferimento per l’utilizzo dei dati di soil gas all’interno dell’AdR soil gas.

Per la derivazione dei valori soglia, secondo le peculiarità del Livello 1 dell’AdR che definisce i “valori di screening” sito-generici, si è fatto riferimento ad un unico valore ragionevolmente cautelativo (α_c) del fattore di attenuazione tenendo conto del 95° percentile sia degli alfa derivati da soil gas misurati sotto soletta (sub-slab), sia degli alfa derivati da soil gas misurati all’esterno dell’edificio.

$$\alpha_c = 0,1$$

Per la derivazione degli alfa specifici, secondo le peculiarità del Livello 2 dell’AdR che prevede una maggiore specificità della valutazione e la rimozione progressiva di ipotesi conservative, si è invece deciso di privilegiare un indicatore statistico della tendenza centrale della distribuzione dei fattori di attenuazione.

Tenendo conto delle analisi di correlazione rispettivamente con la profondità e la tipologia di suolo sono stati determinati i valori dei fattori di attenuazione specifici, riportati nelle tabelle

seguenti. In particolare si è deciso di adottare come statistica rappresentativa, il limite superiore di confidenza della media (UCL 95%). Tale scelta è motivata sia dai trend di correlazione, sia per coerenza con gli attuali indicatori statistici utilizzati nell'applicazione dell'AdR sito-specifica.

Tabella B7 – *Fattore di attenuazione sito specifico funzione della profondità di campionamento (soil gas outdoor)*

Profondità	alfa (soil gas suolo)
< 2,5m da p.c.	5,93E-02
2,5-4 m da p.c.	3,11E-03
4-9 m da p.c.	1,97E-03
≥ 9 m da p.c	1,89E-03

Tabella B8 – *Fattore di attenuazione sito specifico funzione della tipologia di suolo*

Tipo di suolo	alfa (soil gas sub-slab indoor)	alfa (soil gas suolo)
Very course	1,53E-02	5,31E-02
Course	1,25E-02	1,23E-02
Fine	1,02E-02	2,86E-03

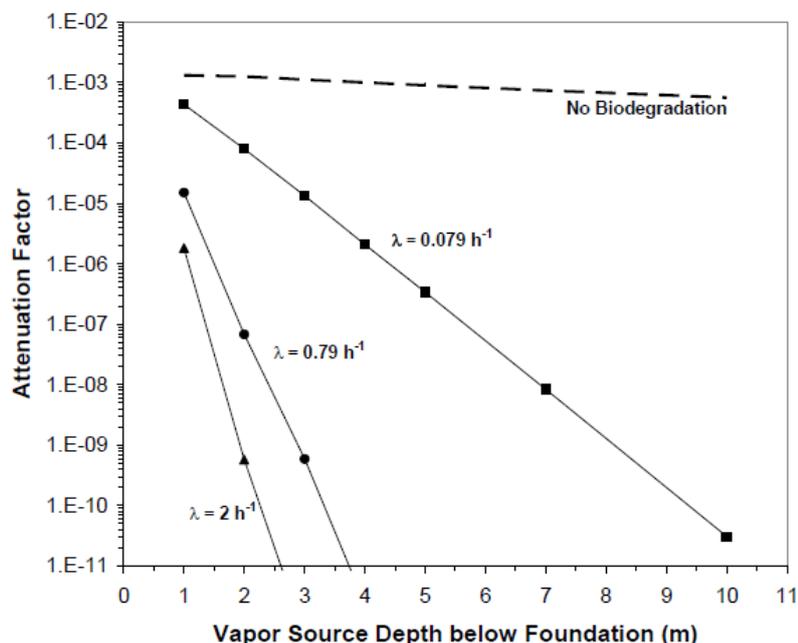
B.4 Fattori di attenuazione in presenza di biodegradazione

Gli studi disponibili in letteratura (De Vaull, 2011, Abreu et al., 2005, Abreu et al., 2006) e i documenti di riferimento (USEPA, 2015b) sono concordi nell'affermare che fattori di attenuazione che non tengano conto dei fenomeni di biodegradazione potrebbero risultare, in alcuni casi, eccessivamente cautelativi per gli idrocarburi e quindi poco rappresentativi della realtà.

Pertanto si è deciso di derivare fattori di attenuazione specifici per gli idrocarburi da applicarsi in presenza di condizioni favorevoli alla biodegradazione.

Si è preso a riferimento il documento USEPA del 2013 "Evaluation of empirical data to support Soil Vapor Intrusion Screening Criteria for Petroleum Hydrocarbon Compounds". Tale documento considera i risultati dell'applicazione di modelli tridimensionali per la simulazione del trasporto di vapori di idrocarburi (Abreu et al., 2009) in funzione della profondità in presenza di degradazione aerobica (Fig. B4) e valide per concentrazioni di COV da Idrocarburi (rappresentati principalmente dal Benzene) alla sorgente inferiori a 10 mg/L (ovvero 10 g/m³). Sono state considerate diverse cinetiche di biodegradazione, in termini di costanti di degradazione del primo ordine (definita dal parametro λ).

Figura B4 – Correlazione del fattore di attenuazione (alfa) per idrocarburi con la profondità di campionamento (modello tridimensionale di Abreu et al., 2009) per concentrazioni inferiori a 10g/m³



Sono state prese in considerazione le rette relative ai fattori di attenuazione rispettivamente in assenza di biodegradazione e con biodegradazione descritta, a titolo di cautela, dalla costante di biodegradazione minore $\lambda = 0,079 \text{ h}^{-1}$ (assunzione conservativa). Tuttavia, poiché il modello preso a riferimento considera gli effetti della biodegradazione aerobica, si è ritenuto opportuno limitare l'analisi a profondità inferiori a 4 m da p.c., ritenendo che al di sotto di tale limite si inneschino meccanismi di degradazione diversi vista la minore disponibilità di ossigeno.

Per rendere la valutazione dei fattori di attenuazione in presenza di biodegradazione aerobica più generale possibile, quindi svincolata dai casi specifici simulati dal modello e coerente con quella effettuata in assenza di biodegradazione, si è deciso di legare gli alfa da biodegradazione a quelli derivati dal Vapour Intrusion Database.

Pertanto sono stati derivati gli UCL 95% della media degli alfa relativi alle due rette considerate (senza e con biodegradazione) per le stesse classi di profondità già identificate fino a 4 m da p.c. Sono stati quindi calcolati i rapporti tra i valori rappresentativi degli alfa.

Tabella B10 – Valutazione dei fattori di biodegradazione da modello tridimensionale in funzione di profondità di campionamento inferiori a 4 m da p.c.

Profondità	UCL 95 alfa modello senza biodegradazione	UCL 95 alfa modello con biodegradazione	Rapporto
< 2,5m da p.c.	1,47E-03	4,16E-04	2,83E-01
2,5-4 m da p.c.	1,18E-03	1,35E-05	1,14E-02

Sulla base dei rapporti così identificati sono stati derivati i fattori di attenuazione con biodegradazione a partire da quelli relativi al Vapour Intrusion Database considerando la correlazione con la profondità.

Ai fini della valutazione degli effetti della biodegradazione, per profondità superiori a 4 m da p.c. si è utilizzato, lo stesso grado di riduzione del fattore di attenuazione relativo a profondità inferiori, considerando lo stesso rapporto relativo alla classe 2,5 – 4 m da p.c.

Tabella B11 – Valutazione dei fattori di biodegradazione da modello tridimensionale in funzione della profondità di campionamento

Profondità	alfa (soil gas suolo) senza biodegr.	alfa (soil gas suolo) con biodegr.	alfa (subslab) senza biodegr.	alfa (subslab) con biodegr.e
< 2,5m da p.c.	5,93E-02	1,68E-02	1,12E-02	3,17E-03
2,5-4 m da p.c.	3,11E-03	3,56E-05		
4-9 m da p.c.	1,97E-03	2,25E-05		
≥ 9 m da p.c	1,89E-03	2,16E-05		

Infine occorre precisare alcune considerazioni circa l'applicabilità dei fattori di attenuazione con biodegradazione derivati nel presente documento.

Il modello di biodegradazione utilizzato prevede cinetiche di biodegradazione in ambiente aerobico e pertanto non può essere applicato nei casi in cui i fenomeni biodegradativi sono di tipo anaerobico. E' da ricordare tuttavia che per gli idrocarburi i fenomeni biodegradativi anaerobici, benché non specificatamente considerati dal modello, possono essere rilevanti tanto quanto quelli aerobici, dipendendo dalle condizioni specifiche del sito.

Il modello di biodegradazione utilizzato è valido per concentrazioni di idrocarburi totali nei vapori inferiori a 10 g/m³ e pertanto la presenza di prodotto in fase separata rende non valida l'applicazione degli alfa derivati.

Inoltre le valutazioni modellistiche di Abreu et al. (2009) sono state applicate ad edifici assimilabili a quelli residenziali e quindi con superfici non rilevanti. L'applicazione a complessi di edifici estesi (grandi capannoni, centri commerciali, grandi agglomerati residenziali) deve essere comunque supportata da indagini più mirate in quanto è necessario verificare l'esistenza di condizioni aerobiche sotto tali solette.

Infine il modello è stato ritenuto applicabile da USEPA a Benzene, Etilbenzene ed Idrocarburi C_{≤12}. Per il Toluene e per gli Xileni USEPA ritiene che la correlazione dei dati di tali contaminanti con il Benzene debba essere ulteriormente approfondita.

Si ritiene tuttavia che, per le finalità del presente documento, l'applicazione degli alfa da biodegradazione possa essere estesa a Idrocarburi C_{≤12} e BTEXS misurati nei gas interstiziali. Non si ritiene invece applicabile direttamente ad altre sostanze (es. IPA, MTBE, ETBE, ecc.) che spesso si ritrovano associate alla contaminazione da idrocarburi, in quanto i documenti di riferimento USEPA non hanno studi a supporto per l'indicazione della stessa cinetica di biodegradazione relativa ai C_{≤12} e BTEXS.

Sulla scorta delle considerazioni precedenti si indicano i seguenti criteri di applicabilità del fattore di attenuazione con biodegradazione:

- contaminazione da BTEXS e Idrocarburi C_{≤12};
- percentuali di ossigeno misurate nei gas superiori al 4 %;
- edifici con superficie inferiore a 140 m² (New Jersey, 2013).

Per altri casi l'indicazione di fenomeni di biodegradazione dovrà essere argomentata e sostenuta con prove sito-specifiche di biodegradazione da concordare e sottoporre alla valutazione degli Enti di Controllo.

B.5 Confronto tra i fattori di attenuazione indicati dai documenti USEPA e quelli derivati dai modelli di trasporto

A partire dai casi studio selezionati nell'Appendice C, sono stati individuati i valori dei fattori di trasporto alfa derivati dai modelli ai fini del confronto con i valori indicati dai documenti USEPA.

In particolare per quel che concerne i modelli di trasporto in ambiente indoor sono stati valutati i fattori di trasporto alfa sia considerando il solo contributo diffusivo ($\Delta P = 0$) sia considerando anche il contributo avveztivo ($\Delta P > 0$), ipotizzando un gradiente di pressione tra l'ambiente chiuso e l'esterno pari a 4 Pa.

I contaminanti oggetto di questo confronto, in analogia con quanto riportato nell'Appendice C, sono stati Idrocarburi leggeri, BTEXS, Composti Clorurati e IPA (Naftalene). I valori di concentrazione nel soil gas inferiori a LOQ sono stati posti pari a tali valori.

Nelle Fig. B.5 e B.6 seguente sono riportati, per tipologie differenti di contaminanti, i risultati del confronto tra i valori di alfa derivati dai modelli utilizzati dagli attuali strumenti software e alcune statistiche del database USEPA. Il confronto è stato effettuato con gli alfa del database USEPA derivati a partire dai dati di soil gas prelevati all'esterno dell'edificio. Per Idrocarburi e BTEXS nei terreni superficiali è stato considerato anche l'UCL95 dei fattori alfa derivati dal modello di biodegradazione indicato da USEPA (Abreu et al., 2009) e descritto nel paragrafo precedente.

Figura B5 – Confronto tra i valori di alfa derivati dai modelli di trasporto previsti dai software per i dati di soil gas ed alcune statistiche significative del database USEPA – Idrocarburi in terreni a profondità < di 2,5 m da p.c.

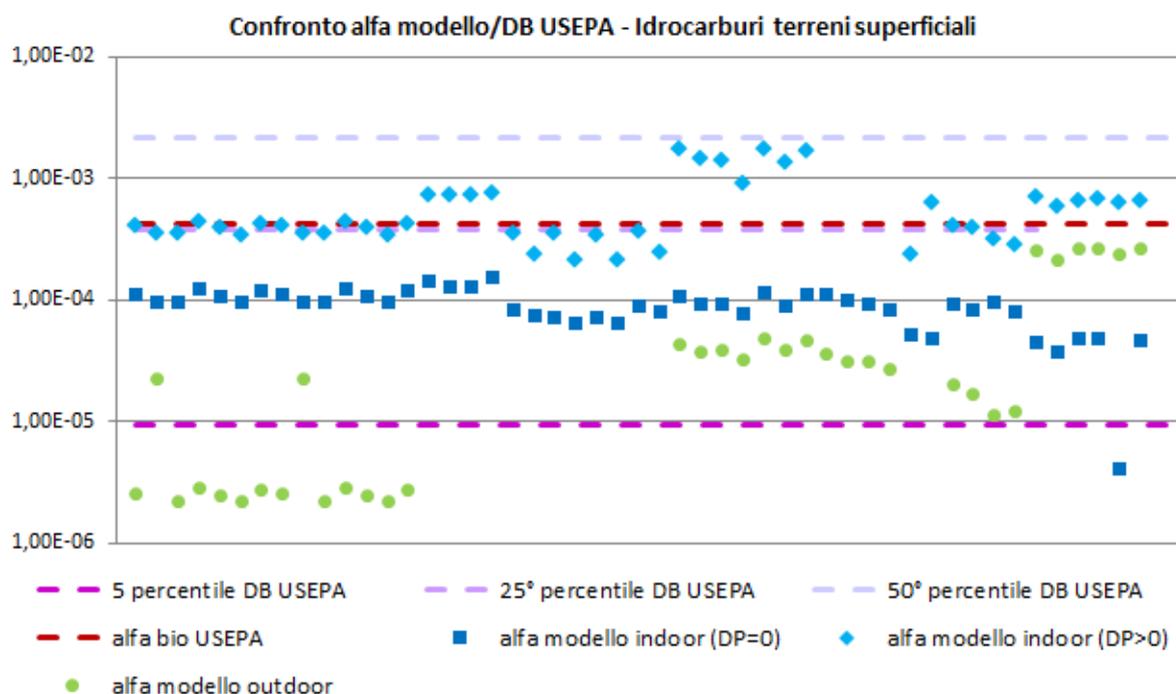
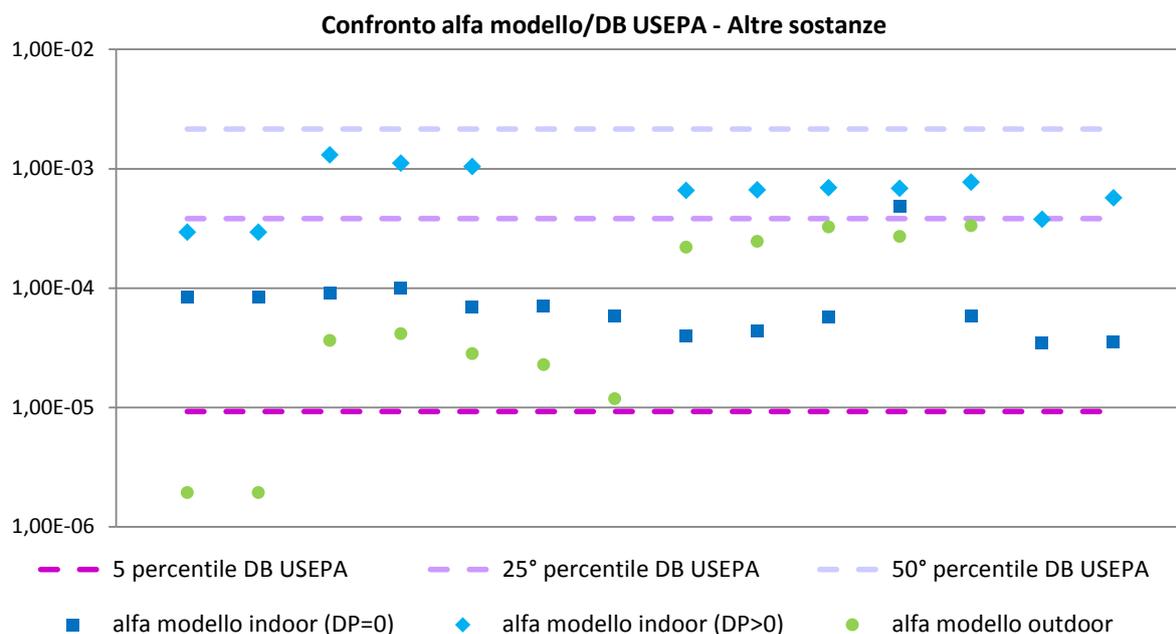


Figura B6 – Confronto tra i valori di alfa derivati dai modelli di trasporto previsti dai software per i dati di soil gas ed alcune statistiche significative del database USEPA – Altre sostanze



I valori di alfa derivati dal modello indoor diffusivo ($\Delta P = 0$) applicato ai dati di soil gas per le sostanze diverse dagli idrocarburi, ad eccezione di un caso, sono sempre inferiori al 5° percentile dei dati sperimentali riportati nel database USEPA. In un caso si registra un fattore di attenuazione inferiore al valore minimo del database USEPA. Considerando il contributo avvertivo ($\Delta P = 4$ Pa), i fattori di attenuazione aumentano fino ad un ordine di grandezza ma, nella maggior parte dei casi, rimangono comunque intorno al 25° percentile del database USEPA e in un limitato numero di casi si attestano fra il 25° e il 50° percentile. Questo vuol dire che in più del 50% dei casi il valore di alfa ricavato dai dati sperimentali indicati nel database USEPA è superiore a quanto previsto dal modello indoor, anche considerando il contributo avvertivo. Considerando invece il solo modello diffusivo in più del 75% dei casi il valore di alfa ricavato dai dati sperimentali indicati nel database USEPA è superiore a quanto previsto dal modello indoor.

Per quel che concerne la contaminazione da idrocarburi, i valori di alfa derivati dal modello indoor diffusivo ($\Delta P = 0$) applicato ai dati di soil gas sono sempre inferiori all'UCL95% dei fattori alfa derivati dal modello di biodegradazione indicato da USEPA. Considerando il contributo avvertivo ($\Delta P = 4$ Pa), i fattori di attenuazione aumentano fino ad un ordine di grandezza risultando sostanzialmente paragonabili all'UCL 95% degli alfa da biodegradazione del modello USEPA. In un limitato numero di casi i valori sono superiori all'UCL 95% degli alfa da biodegradazione del modello USEPA. Occorre però tener presente che i modelli outdoor testati non tengono in considerazione la biodegradazione e pertanto, qualora quest'ultima fosse inclusa nel modello, porterebbe a fattori di attenuazione decisamente più bassi di quelli esaminati.

Per quel che concerne invece gli alfa derivati dal modello in ambiente outdoor di tipo diffusivo si registra che per le sostanze diverse dagli idrocarburi i valori stimati sono paragonabili se non addirittura superiori a quelli previsti dall'analogo modello diffusivo relativo all'indoor. Nel caso degli idrocarburi nella maggior parte dei casi i valori stimati dal modello outdoor risultano decisamente inferiori a quelli del modello indoor. Tuttavia vi sono alcuni casi in cui i valori previsti dal modello outdoor sono superiori.

I risultati del confronto effettuato si ritiene che supportino ulteriormente la scelta dei fattori di attenuazione indicati nel presente documento dato che gli alfa calcolati dai modelli utilizzati dai software risultano decisamente inferiori (e quindi molto meno cautelativi) rispetto a quelli ricavati dalle misure sperimentali incluse nel database USEPA.

ALLEGATO C – TEST DELLA PROCEDURA SU CASI REALI

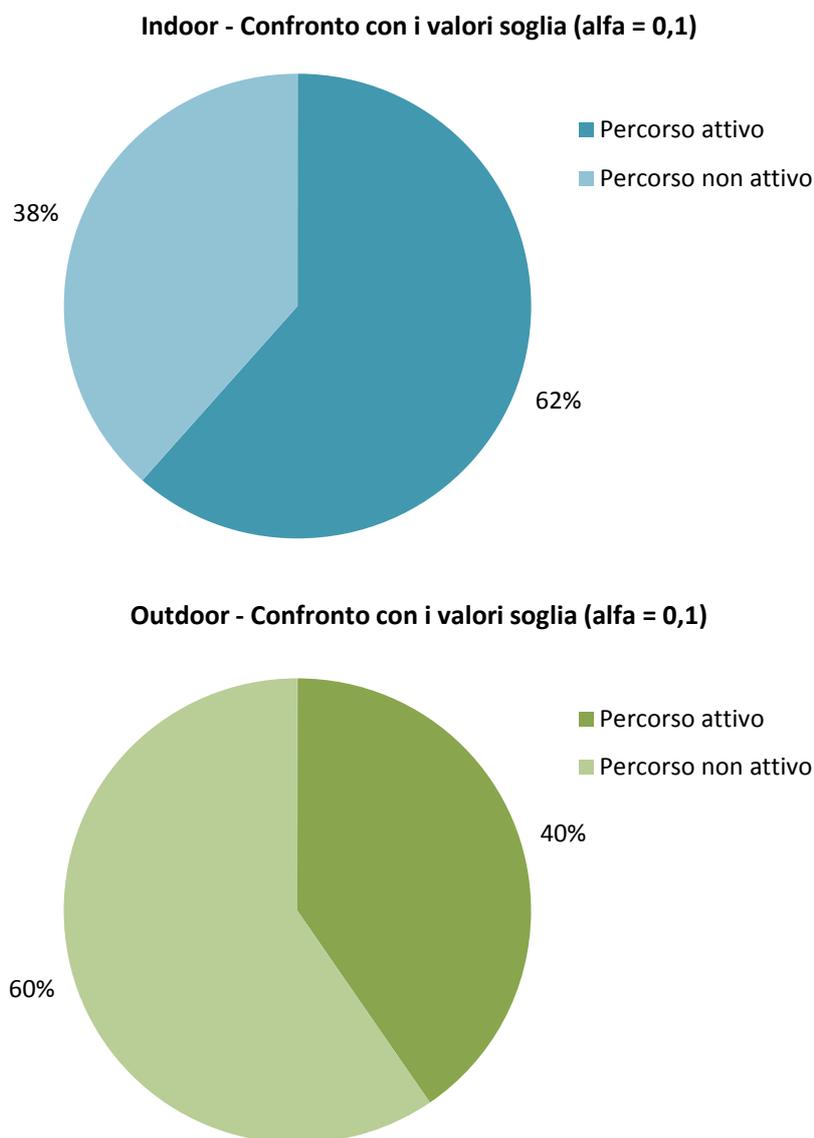
Sono stati selezionati dal SNPA alcuni casi studio di applicazione dell'AdR sito-specifica ai dati di soil gas utilizzando i correnti strumenti software sia in ambiente outdoor che in ambiente indoor. I casi studio sono relativi sia a scenari di esposizione di tipo residenziale, sia a scenari di tipo commerciale/industriale.

In questa prima indagine i siti monitorati sono stati 12. I campionamenti (intesi come numero di analisi ricercate in ogni campagna sui diversi siti) relativi all'ambiente indoor sono stati 65 mentre per l'outdoor sono stati raccolti 47 campionamenti utili per il confronto.

I contaminanti oggetto di questo confronto sono stati Idrocarburi leggeri, BTEXS, Composti Clorurati e IPA (Naftalene). Il campionamento dei gas del suolo è stato effettuato prevalentemente negli strati più superficiali (intorno a 1 m da p.c.) anche se vi sono alcuni casi di campionamenti profondi (fino a 3 m da p.c.).

La prima verifica ha riguardato innanzitutto il confronto con i valori soglia. In Fig. C1 sono evidenziati i casi di superamento dei valori soglia relativi rispettivamente all'indoor e all'outdoor.

Figura C1 – Confronto con i valori soglia



Per quel che concerne gli ambienti indoor il confronto con i valori soglia determina l'attivazione del percorso di inalazione di vapori nel 62% dei casi, mentre nel caso outdoor l'attivazione del percorso di inalazione di vapori riguarda solo il 40% dei casi. Ciò in virtù del fatto che i valori soglia nel caso outdoor sono spesso più elevati rispetto a quelli relativi agli ambienti indoor, a causa delle differenti condizioni di esposizione dei recettori ed in particolare dei maggiori tempi di permanenza negli ambienti indoor rispetto all'esterno.

La seconda verifica ha riguardato il confronto tra gli esiti dell'AdR secondo le attuali procedure utilizzate dai software per i dati di soil gas e la procedura prevista nel presente documento. Ovviamente i casi esaminati sono esclusivamente quelli in cui il confronto con i valori soglia ha determinato che il percorso di inalazione di vapori risulta attivo.

In particolare per quel che concerne gli ambienti indoor sono stati valutati i fattori "alfa" derivati dai modelli di trasporto sia considerando il solo contributo diffusivo ($\Delta P = 0$) sia considerando anche il contributo avveztivo ($\Delta P > 0$), ipotizzando un gradiente di pressione tra l'ambiente chiuso e l'esterno pari a 4 Pa (APAT, 2008; USEPA-EQM, 2003).

Le differenze principali tra i due approcci riguardano:

- i parametri di esposizione dei recettori ed in particolare i tempi di permanenza in ambiente indoor e outdoor
- i valori dei fattori di trasporto "alfa"

Nelle Fig. C2, C3, C4 e C5 sono riportati i confronti relativi al rischio cancerogeno e all'indice di rischio per esposizione indoor stimata a partire dai dati di soil gas.

I risultati dimostrano che l'applicazione della procedura dà risultati più cautelativi sia in termini di rischio cancerogeno che di indice di pericolo e pertanto la procedura può determinare in alcuni casi la non accettabilità dei rischi a fronte di valori di rischio/indice di pericolo accettabili indicati dai software. Tali casi si riferiscono comunque a valori di concentrazione registrati nei gas che superano di più di un ordine di grandezza i valori soglia. Tuttavia in diversi casi entrambi gli approcci si trovano concordi nel dimostrare sia l'accettabilità sia la non accettabilità dei rischi associati alle concentrazioni di soil gas. Inoltre in diversi casi l'applicazione del gradiente di pressione determina condizioni di non accettabilità dei rischi rispetto al modello diffusivo.

Nel caso degli idrocarburi, la considerazione dei fenomeni biodegradativi determina in molti casi risultati analoghi a quelli previsti dai software, anche se questi ultimi non considerano la biodegradazione.

Figura C2 – Indoor - Confronto dei risultati in termini di rischio cancerogeno ottenuti rispettivamente utilizzando i software e la procedura – Benzene ed Etilbenzene

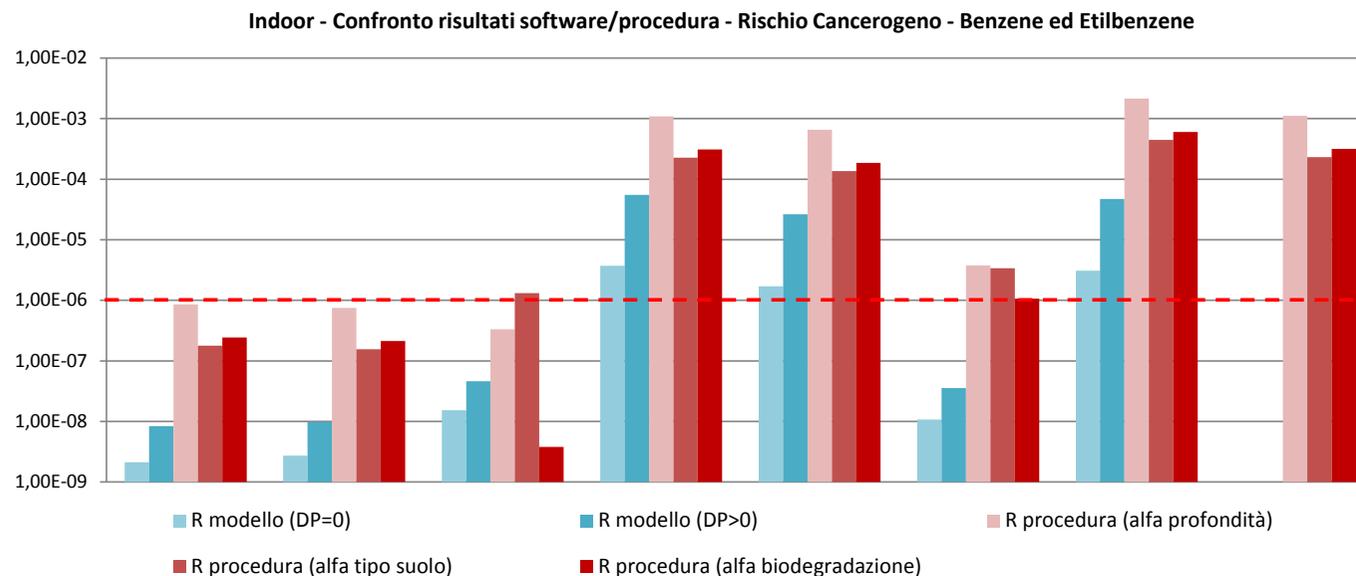
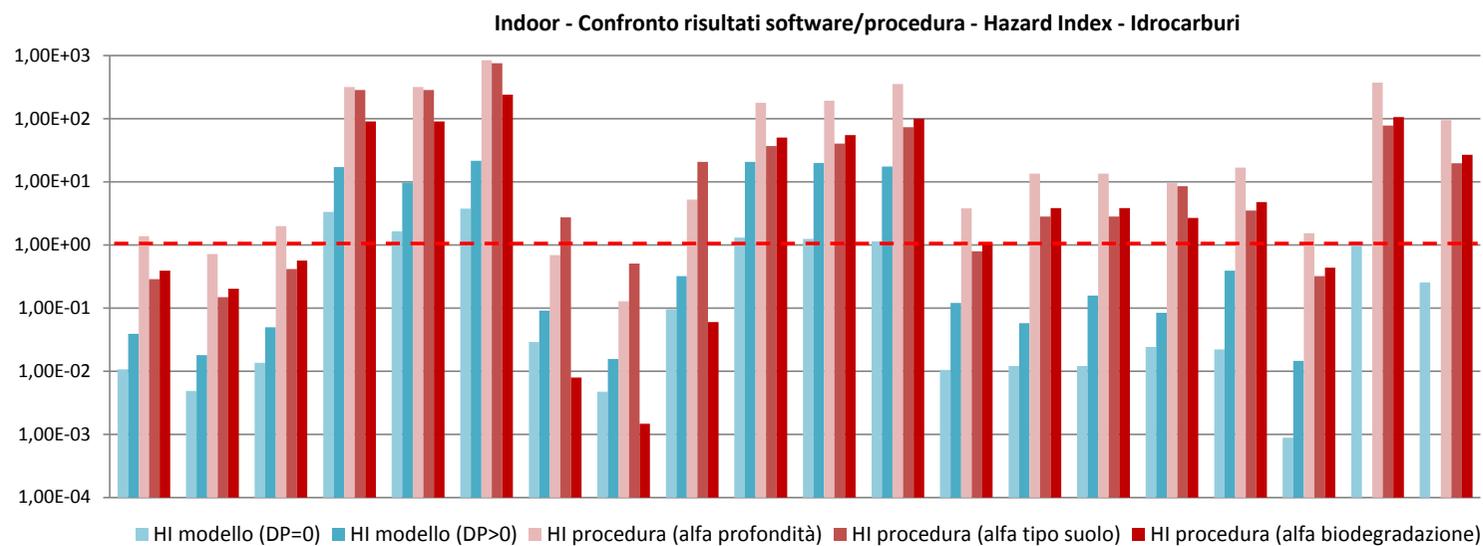


Figura C3 – Indoor - Confronto dei risultati in termini di indici di rischio ottenuti rispettivamente utilizzando i software e la procedura – Idrocarburi



Di seguito sono riportati in sintesi i risultati del confronto tra i due approcci relativamente al giudizio finale sull'accettabilità del rischio/indice di pericolo per esposizione indoor alle concentrazioni di soil gas. Sono stati distinti i seguenti casi:

- approcci concordi - valori di rischio e/o indice di pericolo accettabili in tutti i casi (software con $\Delta P=0$, software con $\Delta P>0$, procedura con correlazione alfa/profondità, correlazione alfa/tipo di suolo, alfa con biodegradazione);
- approcci discordi – valori di rischio e/o indice di pericolo accettabili da software e valori di rischio e/o indice di pericolo non accettabili da procedura;
- approcci parzialmente concordi - valori di rischio e/o indice di pericolo accettabili da software (software con $\Delta P=0$ e software con $\Delta P>0$) e in uno dei casi della procedura (correlazione alfa/profondità, correlazione alfa/tipo di suolo, alfa con biodegradazione); valori di rischio e/o indice di pericolo non accettabili da procedura e da software nel caso con $\Delta P>0$.

Figura C6 – Indoor - Confronto tra l'approccio dei software e la procedura in termini di giudizio sull'accettabilità del rischio/indice di pericolo - Idrocarburi senza biodegradazione

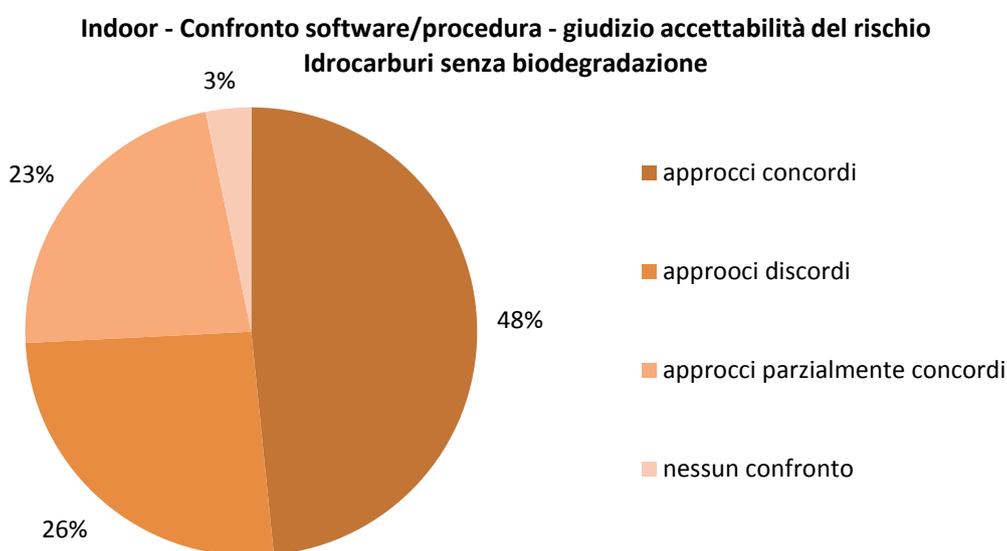
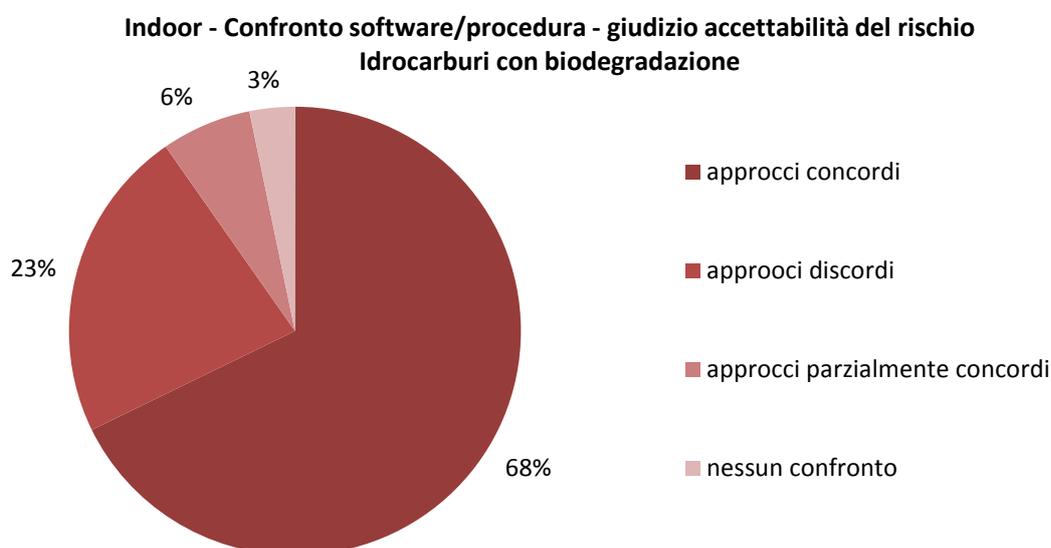
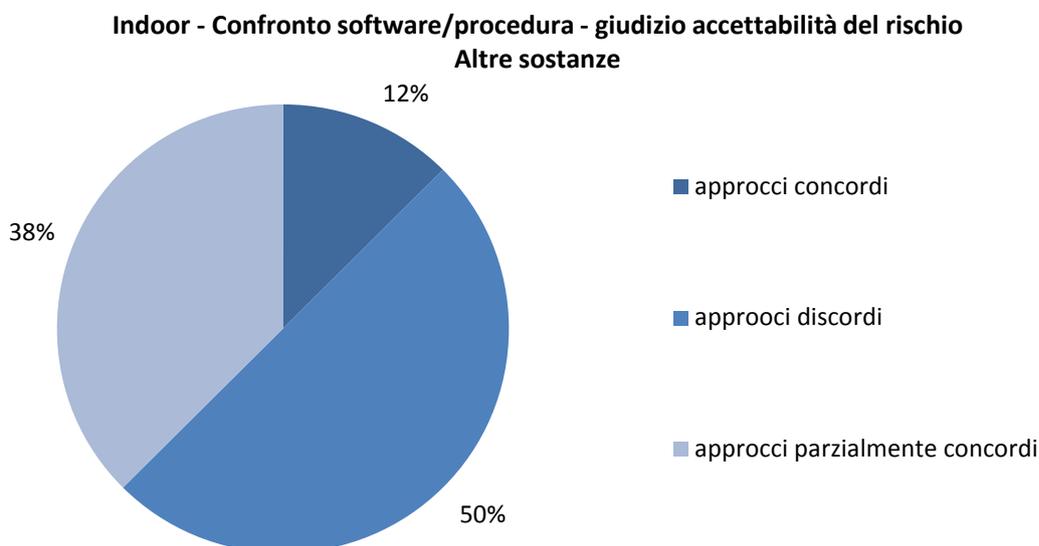


Figura C7 – Indoor - Confronto tra l'approccio dei software e la procedura in termini di giudizio sull'accettabilità del rischio/indice di pericolo - Idrocarburi con biodegradazione



Nel caso degli idrocarburi gli approcci sono concordi nel 48% dei casi, mentre solo nel 26% dei casi l'applicazione della procedura nel caso indoor determina un giudizio finale diverso da quanto prodotto dai software. Considerando gli effetti della biodegradazione la percentuale dei casi in cui gli approcci diventano concordi aumenta al 68%.

Figura C8 – Indoor - Confronto tra l'approccio dei software e la procedura in termini di giudizio sull'accettabilità del rischio/indice di pericolo - Idrocarburi con biodegradazione



Nel caso di clorurati, IPA e altre sostanze volatili, gli approcci sono concordi solo nel 12% dei casi, mentre la procedura risulta più cautelativa nel giudizio finale rispetto ai software nel 50% dei casi. Tuttavia nel 38% dei casi, considerando il contributo avveztivo nei modelli indoor, gli approcci pervengono a risultati sovrapponibili.

Nelle Fig.C9, C10 e C11 si riportano i confronti relativi al rischio cancerogeno e all'indice di rischio stimati a partire dai dati di soil gas nello scenario di esposizione outdoor. Tali confronti, analogamente all'indoor, sono stati effettuati nei casi in cui il confronto con i valori soglia ha determinato che il percorso inalazione outdoor di vapori risulta attivo.

Anche per l'esposizione in ambienti outdoor i risultati dimostrano che l'applicazione della procedura dà risultati più cautelativi sia in termini di rischio cancerogeno che di indice di pericolo. Pertanto la procedura può determinare in alcuni casi la non accettabilità dei rischi a fronte di valori di rischio/indice di pericolo accettabili indicati dai software. Tali casi si riferiscono comunque a valori di concentrazione registrati nei gas che superano di più di un ordine di grandezza i valori soglia per esposizione outdoor che sono generalmente superiori agli analoghi per esposizione indoor. E' da evidenziare inoltre che, nel caso di scenario di esposizione commerciale/industriale, non è stato possibile stabilire la tipologia di attività svolta e quindi è stato sempre cautelativamente assunto per la frequenza giornaliera di esposizione outdoor il valore cautelativo di 8 ore/giorno.

Occorre inoltre sottolineare che, per l'inalazione outdoor di vapori, non è attualmente possibile nei software di analisi di rischio tener conto dell'effetto dei gradienti di pressione (trasporto avveztivo).

Tuttavia anche per l'outdoor, in diversi casi entrambi gli approcci si trovano concordi nel dimostrare sia l'accettabilità sia la non accettabilità dei rischi associati alle concentrazioni di soil gas.

Figura C9 – Outdoor - Confronto dei risultati in termini di rischio cancerogeno ottenuti rispettivamente utilizzando i software e la procedura - Benzene ed Etilbenzene

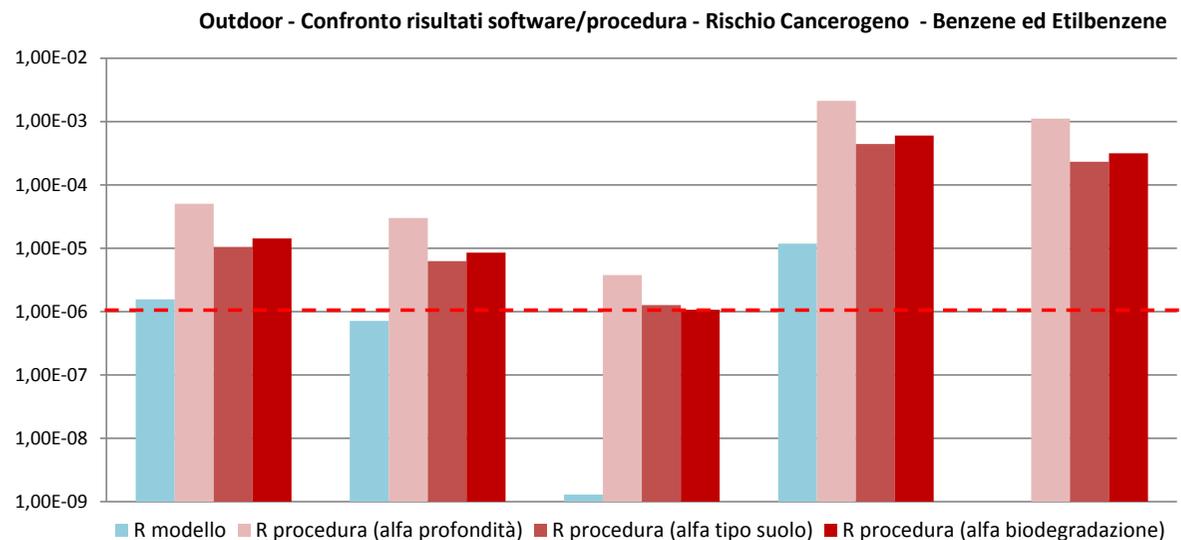


Figura C10 – Outdoor - Confronto dei risultati in termini di indici di rischio ottenuti rispettivamente utilizzando i software e la procedura – Idrocarburi

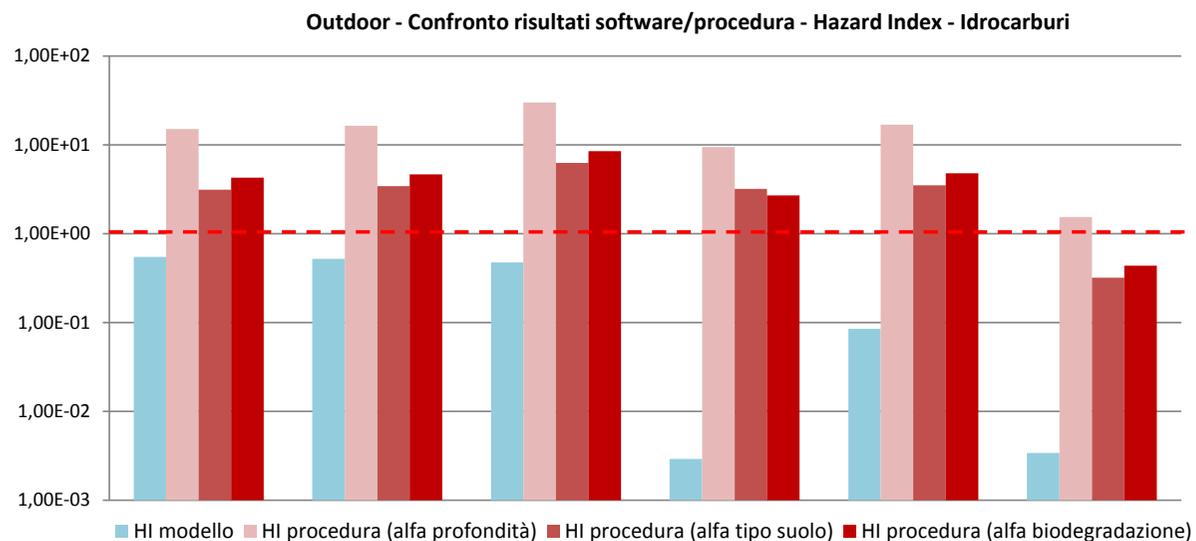
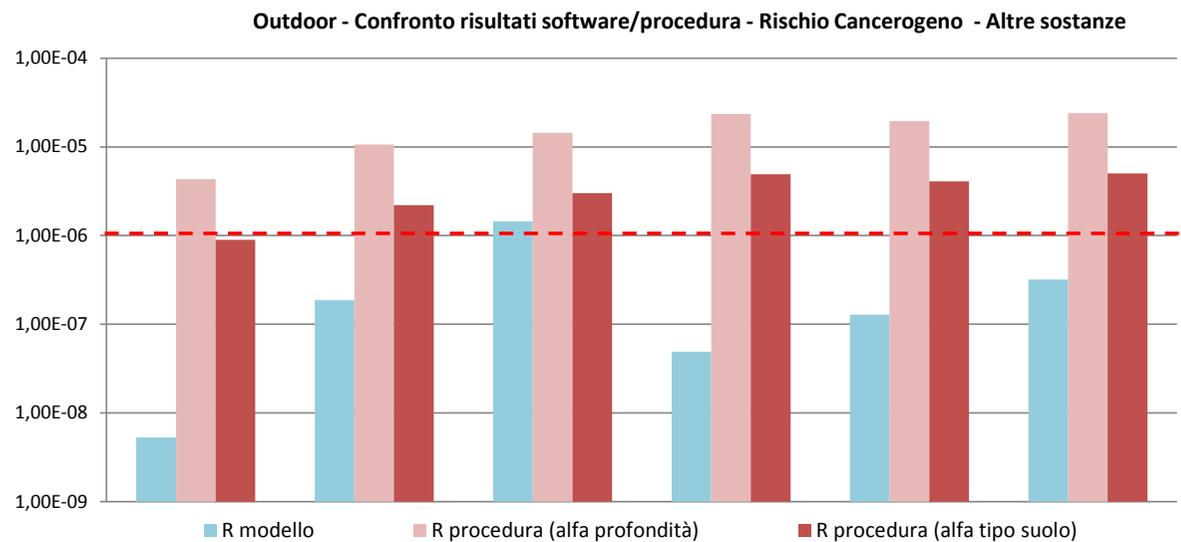


Figura C11 – Outdoor - Confronto dei risultati in termini di rischio cancerogeno ottenuti rispettivamente utilizzando i software e la procedura – Altre sostanze



Anche per il caso outdoor sono riportati in sintesi i risultati del confronto tra i due approcci relativamente al giudizio finale sull'accettabilità del rischio/indice di pericolo per esposizione alle concentrazioni di soil gas, distinguendo:

- approcci concordi - valori di rischio e/o indice di pericolo accettabili in tutti i casi (software, procedura con correlazione alfa/profondità, correlazione alfa/tipo di suolo, alfa con biodegradazione);
- approcci discordi – valori di rischio e/o indice di pericolo accettabili da software e valori di rischio e/o indice di pericolo non accettabili da procedura;
- approcci parzialmente concordi - valori di rischio e/o indice di pericolo accettabili da software e in uno dei casi della procedura (correlazione alfa/profondità, correlazione alfa/tipo di suolo, alfa con biodegradazione).

Figura C11 – Outdoor - Confronto tra l'approccio dei software e la procedura in termini di giudizio sull'accettabilità del rischio/indice di pericolo - Idrocarburi senza biodegradazione

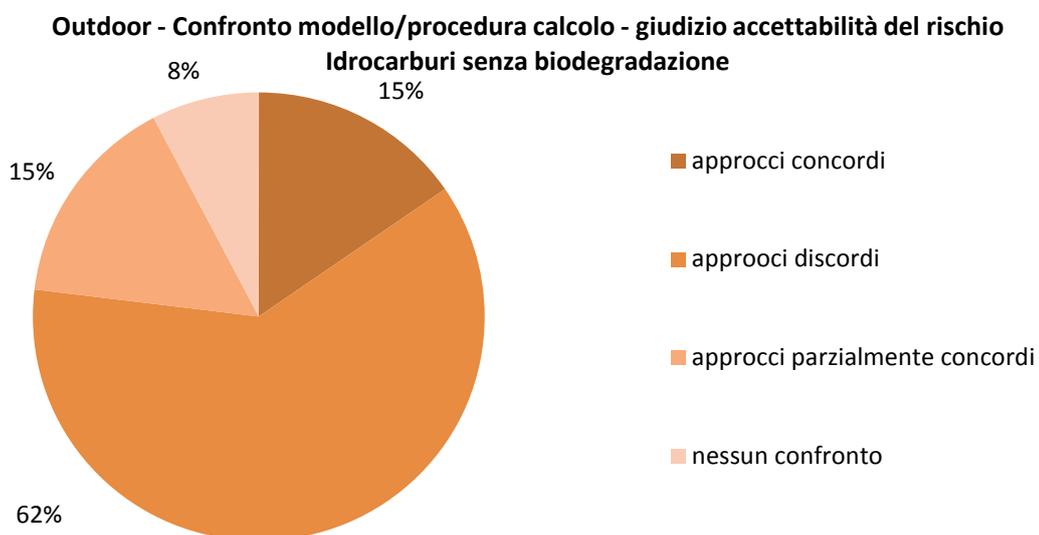
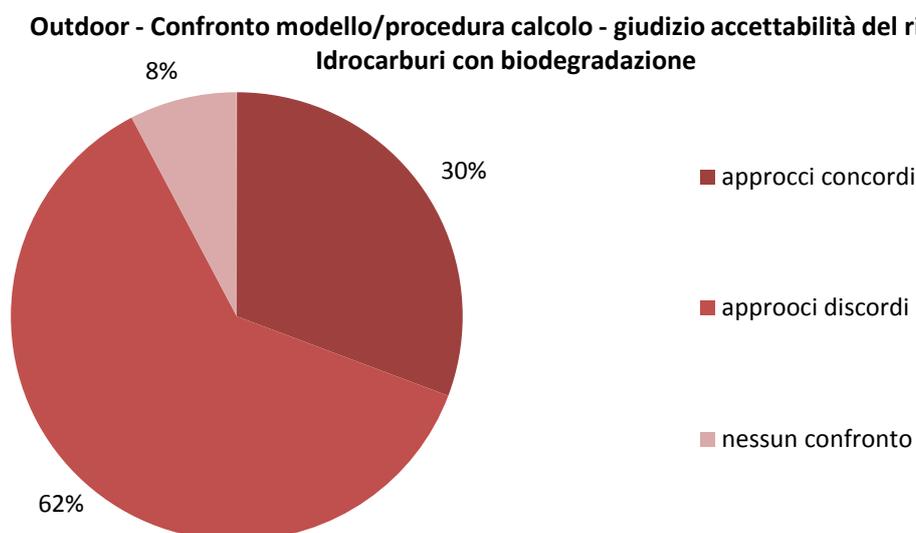
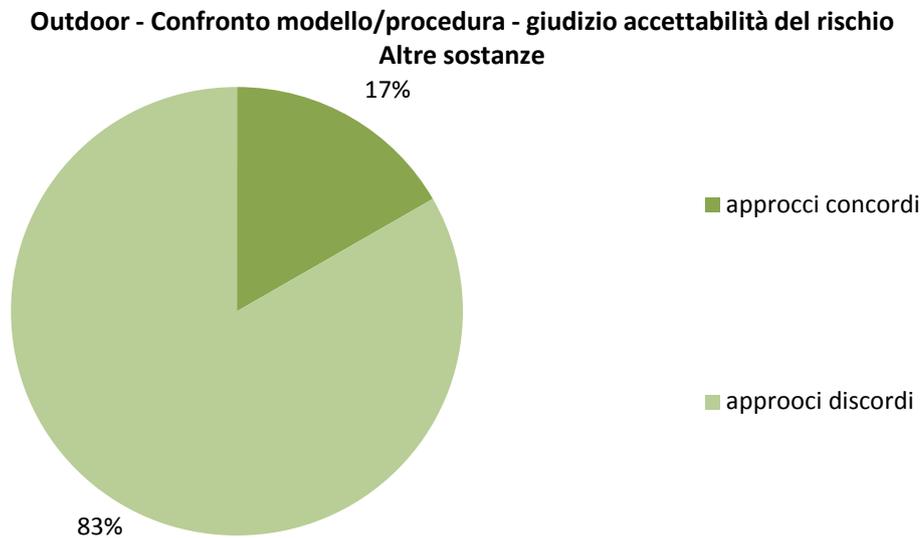


Figura C11 – Outdoor - Confronto tra l'approccio dei software e la procedura in termini di giudizio sull'accettabilità del rischio/indice di pericolo - Idrocarburi con biodegradazione



Per gli idrocarburi, rispetto all'indoor, si registra un minor numero di casi (15% senza biodegradazione e 30% con biodegradazione) in cui i due approcci sono concordi.

Figura C12 – Outdoor - Confronto tra l'approccio dei software e la procedura in termini di giudizio sull'accettabilità del rischio/indice di pericolo - Altre sostanze



Nel caso di clorurati, IPA e altre sostanze volatili, i casi in cui gli approcci sono concordi si riducono al 17%, mentre la procedura risulta più cautelativa nel giudizio finale rispetto ai software nell'83% dei casi.

Tuttavia occorre ricordare che il numero di casi in cui il percorso di inalazione indoor di vapori è risultato attivo dopo il confronto con i valori soglia è decisamente inferiore rispetto all'indoor.

APPENDICE 1 – CONCENTRAZIONI SOGLIA NEI GAS INTERSTIZIALI E LIMITI DI QUANTIFICAZIONE DELLE METODICHE DI CAMPIONAMENTO ED ANALISI

Sostanza	Numero CAS	C _{soglia} soil gas [mg/m ³]			C _{soglia} soil gas [mg/m ³]			Limiti di quantificazione in base alle condizioni strumentali					
		Esposizione indoor (alfa = 0,1)			Esposizione outdoor (alfa = 0,1)			(Campionamento e analisi)					
		Residenziale	Ricreativo	Commerciale/ Industriale	Residenziale	Ricreativo	Commerciale/ Industriale	Desorbimento Chimico		Desorbimento Termico		EPA TO15 Canister Vacuum Bottle	
Microinquinanti inorganici								LOQ Strument. [mg/m ³]	LOQ [ug/camp.]	LOQ Strument. [mg/m ³]	LOQ [ug/camp.]	LOQ Strument. [mg/m ³]	LOQ [ppbV]
Cianuri	57-12-5	8,94E-03	1,43E-01	3,50E-02	1,05E-01	2,22E-01	3,50E-02	ND	-	ND	-	ND	-
Microinquinanti inorganici								LOQ Strument. [mg/m ³] V=24 litri	LOQ [ug/camp.] F=hopcalite VS = 5 ML	LOQ Strument. [mg/m ³]	LOQ [ug/camp.]	LOQ Strument. [mg/m ³]	LOQ [ppbV]
Mercurio elementare	7439-97-6	3,35E-03	5,36E-02	1,31E-02	3,95E-02	8,34E-02	1,31E-02	4,50E-04	0,01	ND	-	ND	-
Aromatici								LOQ Strument. [mg/m ³] V=30 litri	LOQ [ug/camp.] F=c.a. (100/50 mg) VS=1ML	LOQ Strument. [mg/m ³] V=7 litri	LOQ [ng/camp.] T multis.	LOQ Strument. [mg/m ³]	LOQ [ppbV]
Benzene	71-43-2	3,31E-03	6,42E-02	1,57E-02	7,18E-02	8,57E-02	1,57E-02	3,33E-03	0,1	1,43E-03	10	3,20E-03	1
Etilbenzene	100-41-4	1,03E-02	2,00E-01	4,91E-02	2,24E-01	2,67E-01	4,91E-02	3,33E-03	0,1	7,14E-04	5	4,30E-03	1
Stirene	100-42-5	5,16E-02	1,00E+00	2,45E-01	1,12E+00	1,34E+00	2,45E-01	1,67E-01	5	7,14E-04	5	6,40E-03	1,5
Toluene	108-88-3	5,59E+01	8,94E+02	2,19E+02	6,59E+02	1,39E+03	2,19E+02	3,33E-03	0,1	7,14E-04	5	3,80E-03	1
m-Xilene	108-38-3	1,12E+00	1,79E+01	4,38E+00	1,32E+01	2,78E+01	4,38E+00	6,66E-03	0,2	7,14E-04	5	8,60E-03	2
o-Xilene	95-47-6	1,12E+00	1,79E+01	4,38E+00	1,32E+01	2,78E+01	4,38E+00	3,33E-03	0,1	7,14E-04	5	4,30E-03	1
p-Xilene	106-42-3	1,12E+00	1,79E+01	4,38E+00	1,32E+01	2,78E+01	4,38E+00	6,66E-03	0,2	7,14E-04	5	8,60E-03	2
Xileni	1330-20-7	1,12E+00	1,79E+01	4,38E+00	1,32E+01	2,78E+01	4,38E+00	ND	-	ND	-	ND	-
Aromatici policiclici								LOQ Strument. [mg/m ³] V=36 litri	LOQ [ug/camp.] F=XAD-2 (100/50mg) VS=2ML	LOQ Strument. [mg/m ³] V=7 litri	LOQ [ng/camp.] T multis.	LOQ Strument. [mg/m ³]	LOQ [ppbV]
Acenaftene	83-32-9	3,35E-02	5,36E-01	1,31E-01	3,95E-01	8,34E-01	1,31E-01	2,78E-03	0,1	ND	-	ND	-

Acenaftilene	208-96-8	3,35E-02	5,36E-01	1,31E-01	3,95E-01	8,34E-01	1,31E-01	2,78E-03	0,1	ND	-	ND	-	
Antracene	120-12-7	3,35E-02	5,36E-01	1,31E-01	3,95E-01	8,34E-01	1,31E-01	2,78E-03	0,1	ND	-	ND	-	
Fenantrene	85-01-8	3,35E-02	5,36E-01	1,31E-01	3,95E-01	8,34E-01	1,31E-01	2,78E-03	0,1	ND	-	ND	-	
Fluorene	86-73-7	3,35E-02	5,36E-01	1,31E-01	3,95E-01	8,34E-01	1,31E-01	2,78E-03	0,1	ND	-	ND	-	
Naftalene	91-20-3	7,59E-04	1,47E-02	3,61E-03	1,65E-02	1,97E-02	3,61E-03	2,78E-03	0,1	7,14E-03	50	2,60E-03	0,5	
Alifatici clorurati									LOQ Strument. [mg/m³] V=30 litri	LOQ [ug/camp.] F=c.a. (100/50 mg) VS=1ML	LOQ Strument. [mg/m³] V=7 litri	LOQ [ng/camp.] T multis.	LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ppbV]
1,1,2-Tricloroetano	79-00-5	1,61E-03	3,13E-02	7,67E-03	2,63E-02	4,18E-02	7,67E-03	3,33E-03	0,1	7,14E-04	5	2,73E-03	0,5	
1,1-Dicloroetilene	75-35-4	2,23E+00	3,58E+01	8,76E+00	2,63E+01	5,56E+01	8,76E+00	1,67E-01	5	7,14E-04	5	3,96E-03	1	
1,2,3-Tricloropropano	96-18-4	3,35E-03	5,36E-02	1,31E-02	3,95E-02	8,34E-02	1,31E-02	3,33E-03	0,1	7,14E-04	5	ND	-	
1,2-Dicloroetano	107-06-2	9,93E-04	1,93E-02	4,72E-03	2,15E-02	2,57E-02	4,72E-03	3,33E-03	0,1	7,14E-04	5	2,00E-03	0,5	
Clorometano	74-87-3	1,43E-02	2,78E-01	6,81E-02	3,11E-01	3,72E-01	6,81E-02	1,67E-01	5	ND	-	2,07E-03	1	
Cloruro di vinile	75-01-4	4,99E-03	1,06E-01	2,79E-02	1,12E-01	1,36E-01	2,79E-02	1,67E-01	5	7,14E-03	50	1,28E-03	0,5	
Diclorometano	75-09-2	1,13E+00	3,10E+01	1,23E+01	3,02E+01	3,12E+01	1,23E+01	1,67E+00	50	7,14E-03	50	3,47E-03	1	
Tetracloroetilene (PCE)	127-18-4	9,93E-02	1,93E+00	4,72E-01	2,15E+00	2,57E+00	4,72E-01	3,33E-03	0,1	7,14E-04	5	6,78E-03	1	
Tricloroetilene	79-01-6	2,76E-03	7,55E-02	2,99E-02	7,35E-02	7,60E-02	2,99E-02	3,33E-03	0,1	7,14E-04	5	5,39E-03	1	
Triclorometano	67-66-3	1,12E-03	2,18E-02	5,33E-03	2,43E-02	2,91E-02	5,33E-03	3,33E-03	0,1	7,14E-04	5	2,44E-03	0,5	
1,1,2,2-Tetracloroetano	79-34-5	4,45E-04	8,63E-03	2,11E-03	9,65E-03	1,15E-02	2,11E-03	ND	-	7,14E-04	5	1,00E-02	1,5	
1,1,1-Tricloroetano	71-55-6	5,59E+01	8,94E+02	2,19E+02	6,59E+02	1,39E+03	2,19E+02	3,33E-03	0,1	1,40E-03	10	5,46E-03	1	
1,1-Dicloroetano	75-34-3	7,82E-02	1,25E+00	3,07E-01	9,22E-01	1,95E+00	3,07E-01	1,67E-01	5	7,14E-04	5	4,05E-03	1	
1,2-Dicloropropano	78-87-5	6,98E-03	1,35E-01	3,31E-02	1,51E-01	1,81E-01	3,31E-02	3,33E-03	0,1	7,14E-04	5	2,30E-03	0,5	
1,2-Dicloroetilene	156-59-2	6,70E-01	1,07E+01	2,63E+00	7,90E+00	1,67E+01	2,63E+00	1,67E-01	5	7,14E-04	5	3,97E-03	1	
Esaclorobutadiene	87-68-3	3,91E-02	6,26E-01	1,53E-01	4,61E-01	9,73E-01	1,53E-01	ND	-	7,14E-03	50	ND	-	
Alifatici alogenati cancerogeni									LOQ Strument. [mg/m³] V=30 litri	LOQ [ug/camp.] F=c.a. (100/50 mg) VS=1ML	LOQ Strument. [mg/m³] V=7 litri	LOQ [ng/camp.] T multis.	LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ppbV]
1,2-Dibromoetano	106-93-4	4,30E-05	8,34E-04	2,04E-04	9,33E-04	1,11E-03	2,04E-04	3,33E-03	0,1	7,14E-04	5	3,84E-03	0,5	

Bromodichlorometano	75-27-4	6,98E-04	1,35E-02	3,31E-03	1,51E-02	1,81E-02	3,31E-03	3,33E-03	0,1	7,14E-04	5	3,35E-03	0,5
Dibromoclorometano	124-48-1	7,82E-01	1,25E+01	3,07E+00	9,22E+00	1,95E+01	3,07E+00	3,33E-03	0,1	7,14E-04	5	8,52E-03	1
Tribromometano (Bromoformio)	75-25-2	7,82E-01	1,25E+01	3,07E+00	9,22E+00	1,95E+01	3,07E+00	3,33E-03	0,1	7,14E-04	5	1,03E-02	1
Nitrobenzeni								LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ug/camp.]	LOQ Strument. [mg/m³] V=7 litri	LOQ [ng/camp.] T multis.	LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ppbV]
Nitrobenzene	98-95-3	6,45E-04	1,25E-02	3,07E-03	1,40E-02	1,67E-02	3,07E-03	ND	-	7,14E-03	50	ND	-
Clorobenzeni								LOQ Strument. [mg/m³] V=30 litri	LOQ [ug/camp.] F=c.a. (100/50 mg) VS=1ML	LOQ Strument. [mg/m³] V=7 litri	LOQ [ng/camp.] T multis.	LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ppbV]
1,2,4,5-Tetraclorobenzene	95-94-3	1,17E-02	1,88E-01	4,60E-02	1,38E-01	2,92E-01	4,60E-02	ND	-	7,14E-03	50	ND	-
1,2,4-Triclorobenzene	120-82-1	2,23E-02	3,58E-01	8,76E-02	2,63E-01	5,56E-01	8,76E-02	ND	-	7,14E-03	50	7,42E-03	1
1,2-Diclorobenzene	95-50-1	2,23E+00	3,58E+01	8,76E+00	2,63E+01	5,56E+01	8,76E+00	ND	-	7,14E-04	5	ND	
1,4-Diclorobenzene	106-46-7	2,35E-03	4,55E-02	1,11E-02	5,09E-02	6,08E-02	1,11E-02	3,33E-03	0,1	7,14E-04	5	ND	
Esaclorobenzene	118-74-1	5,61E-05	1,09E-03	2,67E-04	1,22E-03	1,45E-03	2,67E-04	ND	-	ND		ND	-
Monoclorobenzene	108-90-7	5,59E-01	8,94E+00	2,19E+00	6,59E+00	1,39E+01	2,19E+00	3,33E-03	0,1	7,14E-04	5	4,61E-03	1
Pentaclorobenzene	608-93-5	3,13E-02	5,01E-01	1,23E-01	3,69E-01	7,79E-01	1,23E-01	ND	-	7,14E-03	50	ND	-
Fenoli non clorurati								LOQ Strument. [mg/m³] V=5 litri	LOQ [ug/camp.] F=XAD-7 (100/50mg) VS=2ML	LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ug/camp.]	LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ppbV]
Fenolo	108-95-2	2,23E+00	3,58E+01	8,76E+00	2,63E+01	5,56E+01	8,76E+00	4,00E-01	2	ND	-	ND	-
m-Metilfenolo	108-39-4	6,70E+00	1,07E+02	2,63E+01	7,90E+01	1,67E+02	2,63E+01	4,00E-01	2	ND	-	ND	-
o-Metilfenolo	95-48-7	6,70E+00	1,07E+02	2,63E+01	7,90E+01	1,67E+02	2,63E+01	4,00E-01	2	ND	-	ND	-
p-Metilfenolo	106-44-5	6,70E+00	1,07E+02	2,63E+01	7,90E+01	1,67E+02	2,63E+01	4,00E-01	2	ND	-	ND	-
Metilfenoli	1319-77-3	6,70E+00	1,07E+02	2,63E+01	7,90E+01	1,67E+02	2,63E+01	ND	-	ND	-	ND	-
Fenoli clorurati								LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ug/camp.]	LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ug/camp.]	LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ppbV]
2,4-Diclorofenolo	120-83-2	1,17E-01	1,88E+00	4,60E-01	1,38E+00	2,92E+00	4,60E-01	ND	-	ND	-	ND	-

2-Clorofenolo	95-57-8	5,59E-01	8,94E+00	2,19E+00	6,59E+00	1,39E+01	2,19E+00	ND	-	ND	-	ND	-
Ammine aromatiche								LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ug/camp.]	LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ug/camp.]	LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ppbV]
Anilina	62-53-3	1,12E-02	1,79E-01	4,38E-02	1,32E-01	2,78E-01	4,38E-02	ND	-	ND	-	ND	-
m,p-Anisidina	536-90-3	6,45E-04	1,25E-02	3,07E-03	1,40E-02	1,67E-02	3,07E-03	ND	-	ND	-	ND	-
o-Anisidina	90-04-0	6,45E-04	1,25E-02	3,07E-03	1,40E-02	1,67E-02	3,07E-03	ND	-	ND	-	ND	-
p-Toluidina	106-49-0	5,06E-04	9,82E-03	2,40E-03	1,10E-02	1,31E-02	2,40E-03	ND	-	ND	-	ND	-
Idrocarburi (Classificazione TPHCWG)								LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ug/camp.]	LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ug/camp.]	LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ppbV]
Alifatici C 5-6		7,49E+00	1,20E+02	7,49E+00	8,83E+01	1,86E+02	2,93E+01	ND	-	ND	-	ND	-
Alifatici C >6-8		7,49E+00	1,20E+02	7,49E+00	8,83E+01	1,86E+02	2,93E+01	ND	-	ND	-	ND	-
Alifatici C >8-10		5,59E+00	8,94E+01	5,59E+00	6,59E+01	1,39E+02	2,19E+01	ND	-	ND	-	ND	-
Alifatici C >10-12		5,59E+00	8,94E+01	5,59E+00	6,59E+01	1,39E+02	2,19E+01	ND	-	ND	-	ND	-
Aromatici C > 7-8		2,12E+01	3,40E+02	2,12E+01	2,50E+02	5,28E+02	8,32E+01	ND	-	ND	-	ND	-
Aromatici C >8-10		2,23E+00	3,58E+01	2,23E+00	2,63E+01	5,56E+01	8,76E+00	ND	-	ND	-	ND	-
Aromatici C >10-12		2,23E+00	3,58E+01	2,23E+00	2,63E+01	5,56E+01	8,76E+00	ND	-	ND	-	ND	-
Idrocarburi (Classificazione MADEP)								LOQ Strument. [mg/m³] V=30 litri	LOQ [ug/camp.] F=c.a. (100/50 mg) VS=1ML	LOQ Strument. [mg/m³] V=7 litri	LOQ [ng/camp.] T multis.	LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ppbV]
Alifatici C5-C8		2,23E+00	3,57E+01	2,23E+00	2,63E+01	5,55E+01	8,74E+00	6,70E-01	20	2,14E-02	150	2,30E-02	1
Alifatici C9-C12		2,23E+00	3,57E+01	2,23E+00	2,63E+01	5,55E+01	8,74E+00	6,70E-01	20	2,86E-02	200	2,40E-02	1
Aromatici C9-C10		2,79E-01	4,47E+00	1,10E+00	3,29E+00	6,95E+00	1,10E+00	3,33E-01	10	1,43E-02	100	1,50E-02	1
Aromatici C11-C12		2,79E-01	4,47E+00	1,10E+00	3,29E+00	6,95E+00	1,10E+00	ND	-	ND	-	ND	-
Altre sostanze								LOQ Strument. [mg/m³] V=30 litri	LOQ [ug/camp.] F=c.a. (100/50 mg) VS=1ML	LOQ Strument. [mg/m³] V=7 litri	LOQ [ng/camp.] T multis.	LOQ Strument. [mg/m³]	LOQ [ppbV]
MTBE	1634-04-4	3,35E+01	5,36E+02	1,31E+02	3,95E+02	8,34E+02	1,31E+02	3,30E-02	1	1,43E-03	10	3,61E-03	1
ETBE	637-92-3	3,35E+00	5,36E+01	1,31E+01	3,95E+01	8,34E+01	1,31E+01	3,30E-02	1	1,43E-03	10	ND	-

Altre sostanze								LOQ Strument. [mg/m ³] V=36 litri	LOQ [ug/camp.] F=XAD-2 (100/50mg) VS=2ML	LOQ Strument. [mg/m ³] V=7 litri	LOQ [ng/camp.] T multis.	LOQ Strument. [mg/m ³]	LOQ [ppbV]
Piombo Tetraetile	78-00-2	8,38E-04	1,34E-02	3,29E-03	9,88E-03	2,09E-02	3,29E-03	5,56E-02	2	ND	-	ND	-
Composti organostannici (Tributilstagno)	688-73-3	2,23E-01	3,58E+00	8,76E-01	2,63E+00	5,56E+00	8,76E-01	ND	-	ND	-	ND	-
LEGENDA													
	V = Volume campionato												
	F = Tipo di fiala												
	VS = Volume solvente desorbimento												
	T multis.= Tubi a desorbimento termico multisorbent												
	Le caratteristiche peculiari della tecnica di campionamento e analisi non permettono di raggiungere i valori di C _{soglia} per lo scenario Residenziale Indoor. (es. di campionamento: 30 litri desorbimento chimico e 7 desorbimento termico).												

TITOLO INIZIATIVA FORMATIVA:**Monitoraggio di aeriformi nell'ambito delle procedure di bonifica dei siti contaminati****TIPOLOGIA DI INTERVENTO:**

- CONVEGNO/SEMINARIO
 CORSO RESIDENZIALE
 CORSO FAD-BLENDED
 ADDESTRAMENTO
 RETRAINING

CALENDARIO - date proposte da definire :

RESPONSABILE SCIENTIFICO DEL PROGETTO (<i>esperto d'ambito</i>)			
COGNOME NOME	TELEFONO/fax	E-mail	Struttura d'appartenenza
Referente ISPRA			

PROGETTISTA*			
COGNOME	NOME	TELEFONO/fax	<u>E-mail</u>
Responsabili uffici formazione			

TUTOR*			
COGNOME	NOME	TELEFONO/fax	<u>E-mail</u>
Referenti Agenzie formanti			

COMPONENTI* DEL GRUPPO DI PROGETTO (<i>Comitato tecnico scientifico</i>)			
COGNOME NOME	Telefono/ E-mail	Ambito operativo	Struttura d'appartenenza
Tecnici esperti agenzie formanti			

* tutor: figura che svolge funzioni di facilitatore d'aula o con i gruppi di lavoro, collabora alla progettazione e s'interfaccia con il coordinatore di progetto; progettista: personale della Struttura formazione del personale e formazione esterna che nelle diverse fasi del progetto coordina e supporta il gruppo di progetto e segue lo svolgersi delle attività previste al fine di realizzare e verificare il corretto sviluppo del progetto; componente gruppo di progetto: persona esperta sulla tematica oggetto del progetto formativo

DESTINATARI DEL PROGETTO FORMATIVO (<i>discenti</i>)		
RUOLO E AMBITO DI ATTIVITA'	N. DISCENTI	STRUTTURA/SERVIZIO DI APPARTENENZA
Tecnici agenzie da formare	30-40 per edizione	Servizi di vigilanza/monitoraggio
		Aree tecniche funzionali

DETTAGLIO OBIETTIVI FORMATIVI RIFERITI AL PROGETTO

ELEMENTI DI CONOSCENZA

Acquisire conoscenze teoriche circa il monitoraggio di aeriformi in ambiente e in campioni di soil gas nell'ambito delle procedure di analisi di bonifica in siti contaminati al fine di:

- valutare le proposte di monitoraggio dei soil gas presentate dai soggetti esecutori delle bonifiche, esprimendo giudizi in merito all'adeguatezza o meno dei campionamenti proposti e definendo l'eventuale necessità di eseguire campionamenti di controllo da parte di ARPA;
- valutare l'adeguata esecuzione dei monitoraggi in campo da parte dei soggetti esecutori della bonifica ed effettuare campioni in contraddittorio;
- interpretare correttamente i risultati dei monitoraggi e valutarne il corretto utilizzo nel procedimento di bonifica.

CAPACITÀ TECNICO-PRATICHE

Acquisire competenze pratiche sulle tecniche di monitoraggio/campionamento dei soli gas e dei campioni di aeriformi in postazioni indoor e outdoor per eseguire correttamente e in autonomia prelievi di aeriformi utilizzando tecniche di monitoraggio con campionamenti passivi e attivi.

COMPETENZE PER L'ANALISI E LA RISOLUZIONE DEI PROBLEMI RIFERITI AI SEGUENTI AMBITI

Adottare un approccio uniforme, sia teorico sia operativo, circa il campionamento dei gas interstiziali e il rilievo delle emissioni di vapori dal terreno in corrispondenza dei siti contaminati e l'utilizzo dei dati derivanti.

DOCENZA E METODOLOGIA DIDATTICA:

da individuare tra il personale ISPRA e delle agenzie formanti

DOCENTI

Cognome	Nome	Ente di appartenenza	Telefono uff.	Telefono cell.	E-mail

METODOLOGIA DIDATTICA

Sigla	Metodi didattici	
LRP	Lezioni e relazioni su tema preordinato	X
TD	Tavole rotonde	
DF	Discussione di filmati	
LG	Lavori di gruppo	
DT	Dimostrazioni tecniche senza esecuzione diretta da parte dei partecipanti	
ED	Esecuzione diretta da parte di tutti i partecipanti di attività pratiche o tecniche	

C/D	Confronto/dibattito tra discenti ed esperto/docente/relatore	X
RP	Role playing	
LPG	Lavori a piccoli gruppi su problemi e casi clinici con produzione di rapporto finale da discutere con l'esperto	
VDA	Incontri di verifica a distanza dell'apprendimento	
CC	Presentazione e discussione di problemi o di casi clinici in seduta plenaria	
IPE	Istruzione e presentazione e discussione di un elaborato (project work)	
VA	Verifica apprendimento	X

VERIFICA APPRENDIMENTO *(la descrizione della verifica deve essere allegata alla scheda progetto)*

- Questionario
 Prova scritta
 Prova orale
 Prova pratica
 Produzione di un documento
 Project work
 Verifica intermedia

Si propone di valutare inoltre la implementazione del programma di formazione con moduli di natura pratica da affidare a alcune agenzie operative in tutti gli ambiti del GdL9Bis secondo protocolli condivisi.

I moduli pratici potranno essere organizzati nel corso di normali attività di monitoraggio in campo.

Inoltre può essere prevista l'organizzazione di un modulo conclusivo con la restituzione da parte dei tecnici delle agenzie in formazione.

Sistema agenziale
Programma triennale 2014-2016

Processo di validazione dei prodotti

*“Progettazione del monitoraggio di vapori nei siti contaminati” e relative Appendici,
“Metodiche analitiche per le misure di aeriformi nei siti contaminati”
“Procedura operativa per la valutazione e l’utilizzo dei dati derivanti da misure di gas
interstiziali nell’analisi di rischio dei siti contaminati”*

Nota di sintesi per approvazione in Consiglio Federale

Sommario. 1. Informazioni generali – 2. Sintetica descrizione dei prodotti – 3. Processo di validazione: punti di forza e punti di debolezza dei prodotti – 4. Proposta delibera/raccomandazione/ rapporto tecnico e sperimentazione – 5. Diffusione dei prodotti – 6. Eventuale condivisione con soggetti esterni – 7. Parere dei responsabili di area

1. Informazioni generali

L’obiettivo del Gruppo di Lavoro 9bis dell’Area 3 “Controlli” previsto dal programma triennale 2014-2016 del Sistema Nazionale di Protezione dell’Ambiente (SNPA) è stato quello di pervenire ad un documento tecnico per la realizzazione dei presidi di monitoraggio, per il prelievo e l’analisi dei campioni di aeriformi e per l’utilizzo dei dati di campo all’interno dei procedimenti di bonifica.

Il monitoraggio di aeriformi si inserisce nelle attività di controllo delle Agenzie nell’ambito dei procedimenti di bonifica ai sensi del D. Lgs. 152/06 Parte IV, Titolo V e del D.M. 31/2015 relativo ai punti vendita carburante. Durante il procedimento (tipicamente analisi di rischio, bonifica), gli Enti di controllo sono chiamati ad esprimersi (validare) sulla corretta esecuzione delle varie fasi dell’intero processo quali l’ubicazione dei punti di indagine, le modalità di prelievo e le tecniche analitiche per i campioni di aeriformi (gas interstiziali, aria indoor/outdoor, flusso di vapori proveniente dal sottosuolo) e l’utilizzo dei dati.

L’esigenza di documenti tecnici condivisi nasce dal fatto che le attività relative alle matrici aeriformi, quali le modalità di esecuzione delle indagini, dei campionamenti, delle analisi, nonché l’utilizzo dei dati sperimentali, non risultano al momento sufficientemente consolidate e presentano differenze all’interno del sistema agenziale.

Vista la natura interdisciplinare delle attività del gruppo si è stabilito di definire quattro sottogruppi tematici che, con esperti di settore, hanno sviluppato i diversi aspetti tecnici, per poi riportare a sintesi in sede di riunione di gruppo plenaria gli elementi salienti derivanti dalle diverse attività. Anche nella definizione ~~finale~~ dei prodotti finali del GdL, in analogia con quanto stabilito ~~documenti analoghi~~ in contesti internazionali (USA, UK, Olanda) e per facilitare la fruizione degli stessi, si è deciso di non emanare un documento unitario, ma di suddividere i risultati in tre macro aree: progettazione e campionamento, metodiche analitiche, utilizzo del dato.

Le indicazioni tecniche dei diversi documenti sono state desunte dalle esperienze già maturate dalle Agenzie, che si sono dotate di Linee Guida per indirizzare tecnicamente lo svolgimento delle suddette attività, e da una serie di attività di sperimentazione condotte dal GdL al fine sia di confrontare le diverse tecniche di monitoraggio e di campionamento, sia di raccogliere elementi utili per superare le criticità connesse alla rappresentatività dei dati e alla gestione dell’incertezza associata alla variabilità spaziale e temporale delle misure.

I diversi documenti sono quindi da considerarsi come supporto tecnico a disposizione delle Agenzie e degli operatori pubblici e privati del settore con le seguenti finalità:

- fornire indicazioni tecniche condivise a livello nazionale per la progettazione delle indagini sperimentali su aeriformi nell'ambito dei procedimenti di bonifica ai sensi della Parte Quarta del Titolo V del D.Lgs. 152/06 e s.m.i. e per la conduzione dei relativi campionamenti e misure in campo;
- definire una procedura operativa condivisa a livello nazionale, per l'utilizzo dei dati derivanti dalle misure sperimentali di aeriformi all'interno dell'Analisi di Rischio (AdR) dei siti contaminati, basata su un approccio graduale di valutazione dei dati, in analogia a quanto indicato dai documenti USEPA (USEPA, 1996) e ASTM (ASTM, 2001), nonché dalla normativa di riferimento, D.Lgs. 152/06, Parte IV, Titolo V e s.m.i.

2. Sintetica descrizione dei prodotti

I documenti prodotti sono i seguenti:

- *Progettazione del monitoraggio di vapori nei siti contaminati.*

Il documento include indicazioni tecniche condivise a livello nazionale per il campionamento degli aeriformi nell'ambito dei procedimenti di bonifica.

Prende in considerazione esclusivamente le procedure di campionamento finalizzate alla valutazione dell'entità della frazione volatile della contaminazione e della emissione di vapori dal suolo e/o dalle acque sotterranee (misure di soil gas, misure di flusso). Non sono invece incluse nel documento le misure di aria effettuate in ambiente sia indoor sia outdoor in quanto, benché importanti anche per la valutazione ambientale del sito, le stesse possono interessare aspetti di valutazione sanitaria dell'esposizione di residenti e/o sicurezza dei lavoratori che non sono di esclusiva competenza del SNPA.

Per gli aspetti tecnici di dettaglio sono state predisposte due appendici: "Appendice A – Campionamento di gas interstiziali (soil gas survey) in modalità attiva" e "Appendice B – Misure di flusso (flux chambers) in modalità attiva". Infine, a mero scopo informativo e conoscitivo, viene riportata in "Appendice C – Sistemi di monitoraggio passivo del soil gas" una panoramica delle tecniche di monitoraggio dei gas del suolo mediante "campionatori passivi".

L'Appendice C è stata redatta dal Dipartimento di Ingegneria Civile e Ingegneria Informatica dell'Università degli Studi di Roma "Tor Vergata" che attualmente ha una linea di ricerca specifica sull'utilizzo dei campionatori passivi per l'analisi quantitativa dei composti volatili nei gas interstiziali. Le considerazioni riportate in tale Appendice sono una disamina della letteratura esistente in materia e pertanto si ritiene utile proporle agli operatori del settore, anche se tuttavia tali tecniche meritano un approfondimento di sperimentazione da parte di SNPA per la validazione in ambito bonifiche.

- *Metodiche analitiche per le misure di aeriformi nei siti contaminati.*

Il documento illustra le metodiche analitiche da utilizzarsi per le misure degli aeriformi nei siti contaminati sui diversi supporti di campionamento disponibili per il campionamento dei vapori da suolo (fiale a desorbimento con solvente, fiale a desorbimento termico, canister).

Per la definizione delle metodiche analitiche sono state effettuate anche attività sperimentali di interconfronto tra i laboratori su campioni standard

di idrocarburi aromatici e composti clorurati, preparati in matrice (fiale a desorbimento chimico e fiale a desorbimento termico) per valutare:

- il recupero degli analiti sui due diversi supporti a partire da uno standard gassoso;
- confronto fra i diversi laboratori circa le tecniche analitiche che hanno restituito il dato.

I laboratori coinvolti sono stati quelli di tutte le Agenzie che effettuano analisi in contraddittorio su campioni di aeriformi provenienti da siti contaminati.

- *Procedura operativa per la valutazione e l'utilizzo dei dati derivanti da misure di gas interstiziali nell'analisi di rischio dei siti contaminati.*

Il documento, alla cui stesura hanno partecipato anche ISS e INAIL per gli aspetti di competenza, illustra i seguenti elementi:

1. approccio graduale per la valutazione dei dati di soil gas nell'AdR
2. criteri alla base della definizione dei valori di riferimento (valori soglia) nei gas del suolo
3. criteri per la valutazione del rischio a partire dai dati di concentrazione nei gas
4. criteri di valutazione delle indagini sui gas interstiziali

Tra le diverse tipologie di monitoraggio di aeriformi, si è deciso di focalizzare l'attenzione sul "soil gas survey" perché attualmente è la tecnica più utilizzata e consolidata nell'ambito della gestione dei siti contaminati.

La procedura di valutazione dei dati dei gas interstiziali ai fini dell'AdR descritta nel documento prevede un approccio di tipo graduale: dapprima di confronto con i valori di riferimento (concentrazioni soglia) per verificare l'esclusione del percorso di volatilizzazione e, in seconda battuta, la Valutazione di Rischio soil gas (VdR soil gas) al fine di stabilire le eventuali necessità di intervento.

Il documento è stato sviluppato con le seguenti finalità:

- rivedere i parametri di esposizione per il percorso di "inalazione di vapori" sulla base di studi più recenti disponibili a livello nazionale;
- includere i nuovi sviluppi ed aggiornamenti della Banca Dati ISS-INAIL, con particolare riferimento alla classificazione delle sostanze volatili ed ai parametri tossicologici relativi alla via di esposizione inalatoria;
- facilitare la gestione dei dati di campo, fissando criteri semplificati per l'esclusione del percorso di volatilizzazione;
- superare alcune criticità applicative degli attuali software di AdR relativi ai dati di gas del suolo che, in alcuni casi, possono determinare risultati non coerenti con il modello concettuale di sito (es. risultati contrastanti tra misure di gas interstiziali e misure di flusso/aria ambiente ovvero talvolta assenza di rischi associati anche a valori elevati di concentrazione nei gas del suolo).

Al fine di verificare la procedura proposta, la stessa è stata testata su casi reali proposti dalle Agenzie coinvolte nel GdL ed i risultati sono riportati nell'Allegato C al documento.

Per la redazione dei documenti prodotti, il GdL 9 bis ha inoltre collaborato – tramite ISPRA – con ISS e INAIL per la condivisione di numerosi aspetti relativi al monitoraggio degli aeriformi ed in particolare:

- definizione delle sostanze da monitorare in fase vapore sulla base delle caratteristiche chimico/fisiche ed in particolare della reale volatilità delle stesse;
- definizione di soglie e di limiti di quantificazione da rispettare nella matrice "soil gas" compatibili con le tecniche analitiche e con le metodiche di campionamento disponibili;
- definizione delle modalità di utilizzo dei dati di monitoraggio nella procedura di Analisi di Rischio e all'atto della chiusura del procedimento, tenendo conto anche dei protocolli disponibili (ISS-INAIL, 2014 e INAIL 2014) relativi alle misure in aria ambiente nei siti contaminati.

I criteri e le procedure condivise sono stati inclusi, per gli aspetti di competenza, anche nella nuova versione della Banca Dati ISS-INAIL (2018).

3. Processo di validazione: punti di forza e punti di debolezza del prodotto

Punto di forza dei documenti prodotti dal GdL 9bis è quello di poter essere riferimento tecnico, in assenza di specifiche indicazioni normative, per la realizzazione dei monitoraggi di aeriformi nei siti contaminati, utilizzando tecniche di monitoraggio e supporti di campionamento differenti. I documenti inoltre forniscono indicazioni e criteri condivisi a livello nazionale per la valutazione dei risultati dei monitoraggi con il supporto autorevole anche degli Istituti Scientifici Nazionali (ISS e INAIL) coinvolti nelle bonifiche dei siti contaminati.

I punti di debolezza sono riconducibili ad alcuni aspetti (es. approfondimenti sulle metodiche analitiche, ulteriori considerazioni sulla variabilità spaziale e temporale dei dati, campionatori passivi, costruzione del database nazionale dei monitoraggi soil gas) che andrebbero ulteriormente approfonditi mediante attività di sperimentazione aggiuntive e raccolta dei dati disponibili a livello nazionale.

4. Proposta delibera/raccomandazione/rapporto tecnico e sperimentazione

I documenti possono essere approvati come Manuale/Linee guida.

5. Diffusione del prodotto

I documenti sono pronti per la loro pubblicazione in intranet, per una diffusione all'interno del sistema Agenziale, e per la trasmissione alle Regioni interessate. Seguiranno momenti formativi (workshop, convegni, ecc.) in cui illustrare la Linea Guida, dedicati alle Agenzie, anche con la partecipazione di operatori del settore esterni al SNPA, che hanno contribuito alle attività del GdL 9bis.

6. Eventuale condivisione con soggetti esterni

I documenti sono di sicuro interesse per tutti i soggetti pubblici e privati coinvolti nei procedimenti di bonifica dei siti contaminati ai sensi del D.Lgs 152/06, Parte IV, Titolo V e s.m.i..

7. Trasmissione amministrazioni centrali/territoriali

La Linea Guida è di interesse per il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare nell'ambito delle procedure di bonifica dei Siti di Interesse Nazionale, nonché delle Regioni per le procedure di bonifica regionali ai sensi del D.Lgs. 152/06, Parte IV, Titolo V e s.m.i.

8. Parere dei Responsabili di area e del CTP

Nelle more della definizione di una specifica procedura di validazione di prodotti tecnici nell'ambito della nuova governance di Sistema, i presenti documenti sono stati trasmessi dal Coordinatore del TIC VI nell'ambito del quale è stata inserita la tematica in questione.