



Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica

Allegato 1

*Relazione tecnica conclusiva contenente gli esiti delle attività svolte in ottemperanza
al Decreto n. 28 del 4 marzo 2026 del Capo Dipartimento Sviluppo Sostenibile*

Documento predisposto dal Gruppo di Lavoro istituiti con Decreto n. 28 del 4 marzo 2026 del Capo Dipartimento Sviluppo Sostenibile

Roma, 30 giugno 2026

Relazione tecnica conclusiva contenente gli esiti delle attività svolte in ottemperanza al Decreto n. 28 del 4 marzo 2026 del Capo Dipartimento Sviluppo Sostenibile

INDICE

1. Premessa.....	4
1.1. Finalità ed ambito di applicazione della linea guida	4
1.2. Aspetti interpretativi connessi alla corretta attuazione del decreto ministeriale 28 giugno 2024, n. 127	5
1.3. Approccio metodologico e struttura della LG per la verifica dei requisiti di qualità ambientale	6
2. Criteri generali di accettabilità dei rifiuti alle operazioni di recupero.....	6
3. Approccio metodologico.	6
3.1. Processi di recupero ammissibili	6
3.2. Verifica dei requisiti di qualità ambientale per l'aggregato.....	6
3.2.1 Valutazione del rischio sanitario ed ambientale per i contaminanti nella matrice solida	7
3.2.2. Verifica di conformità dell'eluato	7
3.3. Valutazione di rischio sanitario ed ambientale per l'eluato.....	9
4. Bibliografia.....	10
Allegato A – Valutazione di pericolo integrata	12
A.1. Determinazione del pericolo ambientale integrato per l'aggregato.....	12
A.1.1. Determinazione del pericolo chimico (HQchim)	12
A.1.2. Determinazione del pericolo ecotossicologico (HQeco).....	15
A.1.3. Trattamento dei dati	17
A.1.4. Determinazione dell'indice integrato e identificazione del pericolo ambientale.	18
Allegato B – Valutazione del rischio sanitario per la matrice solida e per l'eluato.....	20
B.1. Scenari di utilizzo degli aggregati, meccanismi di migrazione e modalità di esposizione	20
B.2. Caratterizzazione degli aggregati ai fini della valutazione del rischio sanitario	23
B.2.1 Contaminanti da sottoporre alla valutazione di rischio.....	25
B.3. Valutazione del rischio sanitario da matrice solida.....	25
B.3.1. Selezione dei valori di riferimento per la valutazione tossicologica	26
B.3.2. Valutazione dell'esposizione umana.....	27
B.3.2.1 Definizione del fattore di emissione di polveri (PEF) dal suolo.....	30
B.3.3. Definizione degli indici di rischio per la singola sostanza	32
B.3.4. Definizione degli indici di rischio integrati.....	33
B.3.5. Criteri decisionali per la valutazione dei risultati relativi all'esposizione umana	34
B.3.6 Valutazione del rischio da lisciviazione e dei conseguenti impatti sulle acque destinate al consumo umano	36
B.3.6.1 Modellazione del rilascio e del trasporto dei contaminanti	36
B.3.6.2 Funzioni di rilascio dei contaminanti dagli aggregati.....	38
B.3.6.3 Parametrizzazione del modello concettuale per l'implementazione della modellistica	39
B.3.6.4 Stima dei fattori di trasporto verso le acque.....	43

B.3.6.5 Definizione delle PEC per la stima del rischio da lisciviazione	45
B.3.6.6 Stima del rischio sanitario da lisciviazione	45
B.3.6.7 Stima del rischio ambientale da lisciviazione	45
B.4. Valutazione del rischio sanitario dall'eluato	46
B.5 Criteri per la valutazione degli esiti complessivi della VdR sanitaria.....	46
B.6 Processo decisionale Valutazione di Rischio sanitaria (diagramma di flusso).....	47
<i>Allegato C -Schema generale del processo</i>	<i>48</i>
<i>Allegato D – Valori di Riferimento Tossicologici desunti da database consolidati per i contaminanti riscontrabili nelle tipologie di materiali di maggiore interesse e non ricompresi del D.M. 127/2024.....</i>	<i>49</i>
<i>Allegato E – Fattori di assorbimento dermico (ABS) per i contaminanti riscontrabili nelle tipologie di materiali di maggiore interesse e non ricompresi nel D.M. 127/2024</i>	<i>65</i>

1. Premessa.

Al fine di garantire un'applicazione uniforme sul territorio nazionale del decreto ministeriale 28 giugno 2024, n. 127 (1), e di approfondirne gli aspetti tecnico-scientifici con particolare riferimento ai flussi di materiali non espressamente normati, il Dipartimento Sviluppo Sostenibile (DiSS) del MASE, con decreto n. 28 del 5 marzo 2026 (2), ha istituito un apposito Gruppo di Lavoro (GdL) coordinato dal Capo Dipartimento DISS e costituito da rappresentanti del Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica (MASE), dell'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) e dell'Istituto Superiore di Sanità (ISS). Il GdL ha avuto il compito di supportare l'Amministrazione nell'elaborazione di indirizzi operativi condivisi. Nello specifico, l'attività si è concentrata sulla valutazione del rischio dei flussi di materiali che, pur non rientrando esplicitamente nell'ambito di applicazione del decreto, sono finalizzati agli scopi specifici di utilizzabilità di cui all'Allegato 2.

Per disporre di un panorama nazionale del livello di applicazione della norma, il GdL ha proceduto all'audizione di alcune Agenzie regionali e provinciali per la protezione dell'ambiente (ARPA/ARTA/APPA), enti competenti per il rilascio dei pareri tecnici sulle autorizzazioni "End of Waste" per i flussi non regolamentati a livello nazionale.

Sono state audite ARPA Lombardia, ARPA Emilia-Romagna, ARPA Veneto, ARPA Lazio e ARPA Campania. Le Agenzie hanno fornito copiosa documentazione tecnica descrittiva delle valutazioni effettuate nel corso del tempo, ai fini della predisposizione del parere obbligatorio e vincolante previsto dall'art.184 ter comma 3 del D.lgs. 152/2006.

1.1. Finalità ed ambito di applicazione della linea guida

Con la delibera nr. 156/2022 il Consiglio SNPA ha approvato la revisione delle *“Linee Guida per l'applicazione della disciplina end of waste di cui all'art. 184 ter comma 3 ter del D.lgs. 152/2006”* (3), finalizzate a garantire un approccio condiviso ed omogeneo da parte delle Agenzie e di ISPRA in merito alle competenze loro attribuite sia nella fase istruttoria di predisposizione del parere obbligatorio e vincolante (DL 77/2021), sia in quella di controllo. Tali linee guida, i cui contenuti si intendono qui integralmente richiamati, forniscono utili elementi per la valutazione delle condizioni di cui ai commi 1 e 3 del citato articolo nell'ambito dei procedimenti di autorizzazione *caso per caso*.

Appare opportuno ricordare che le autorizzazioni *caso per caso* sono previste dall'art. 6 della Direttiva 2008/98/CE (4) sulla *“cessazione della qualifica di rifiuto”* (end of waste), che demanda alla Commissione l'adozione di atti di esecuzione per stabilire i criteri dettagliati sull'applicazione uniforme delle condizioni di recupero e di riciclaggio, affinché un rifiuto cessi di essere tale.

L'art. 6, comma 3, stabilisce che *“Laddove non siano stati stabiliti criteri a livello di Unione ai sensi del paragrafo 2, gli Stati membri possono stabilire criteri dettagliati sull'applicazione delle condizioni di cui al paragrafo 1 a determinati tipi di rifiuti [...]”*. Specularmente, l'art. 184-ter, comma 2, del D.lgs. n. 152/2006 (5) prevede che i criteri specifici affinché un rifiuto cessi di essere tale siano adottati *“in conformità a quanto previsto dalla disciplina comunitaria ovvero, in mancanza di criteri comunitari [...] attraverso uno o più decreti del Ministro”*. Dalle disposizioni citate emerge che, per il legislatore eurounitario, la decisione in forza della quale una sostanza perde la qualifica di rifiuto è rimessa al legislatore nazionale solo in assenza di una disciplina comunitaria. Tale decisione, come precisato dal ventiduesimo considerando della Direttiva 2008/98/CE, *“può essere presa solo sulla base di un approccio coordinato, da aggiornare regolarmente e ove ciò sia coerente con la protezione dell'ambiente e della salute umana”*. In definitiva, la definizione *caso per caso* è ammissibile solo in via residuale, qualora manchino criteri predefiniti sia a livello unionale che nazionale.

Le condizioni affinché i rifiuti cessino di essere considerati tali, a seguito di apposite procedure di riciclaggio e di recupero, richiedono che:

- a) la sostanza o l'oggetto sia destinato ad essere utilizzato per scopi specifici;
- b) esista un mercato o una domanda;
- c) siano soddisfatti i requisiti tecnici per gli scopi specifici, nel rispetto della normativa e degli standard applicabili ai prodotti;
- d) il relativo utilizzo non porterà ad impatti complessivi negativi sulla salute umana e sull'ambiente.

I criteri dettagliati per l'attuazione di tali condizioni includono:

- a) materiali di rifiuto in entrata ammissibili ai fini dell'operazione di recupero;
- b) processi e tecniche di trattamento consentiti;
- c) criteri di qualità per i materiali che hanno cessato la qualifica di rifiuto, coerenti con le norme di prodotto e comprensivi di valori limite per le sostanze inquinanti, se necessario;
- d) requisiti affinché i sistemi di gestione dimostrino il rispetto dei criteri relativi alla cessazione della qualifica di rifiuto (inclusi controllo della qualità, automonitoraggio e accreditamento);

e) il requisito relativo alla dichiarazione di conformità.

Per dimostrare la sussistenza della condizione d) di cui al comma 1 dell'art. 184 ter, la Tabella 4.1 della Linea Guida SNPA n. 41/2022 richiede la presentazione di documentazione idonea a dimostrare che la sostanza o l'oggetto non comporti impatti complessivi negativi sull'ambiente o sulla salute umana rispetto alla materia prima.

Le metodologie di valutazione previste, anche alternative tra loro, sono:

1. descrizioni qualitative/quantitative degli impatti sull'ambiente e sulla salute legati all'utilizzo della sostanza o dell'oggetto che cessa la qualifica di rifiuto in sostituzione della materia prima, anche in base a dati di letteratura;
2. valutazione degli impatti effettuata attraverso il confronto delle caratteristiche ambientali e, se necessario, sanitarie, della sostanza o dell'oggetto che cessa la qualifica di rifiuto, con quelle della materia prima sostituita (*Non-Waste comparator*);
3. utilizzo di limiti derivanti da normative nazionali o europee esistenti, quando applicabili;
4. analisi di rischio in base agli specifici utilizzi e ai comparti ambientali interessati, qualora non ci siano informazioni sufficienti sulle caratteristiche della materia prima per la valutazione degli impatti sull'ambiente e sulla salute, legati all'utilizzo della sostanza o dell'oggetto che cessa la qualifica di rifiuto.

La presente linea guida fornisce ulteriori indicazioni metodologiche applicative basate sui criteri sopra descritti, con l'obiettivo di valutare la condizione d) del comma 1 dell'art. 184 ter del D.lgs. 152/2006 per flussi di materiali non ricompresi nel DM 127/2024, al fine di garantire l'uniforme applicazione della disciplina sul territorio nazionale.

1.2. Aspetti interpretativi connessi alla corretta attuazione del decreto ministeriale 28 giugno 2024, n. 127

Alcune indicazioni interpretative possono essere desunte dai pareri espressi dal MASE e dal parere n. 160/2024 del Consiglio di Stato (6). In particolare, sotto il profilo generale, il Ministero ha chiarito che:

- in caso di emanazione da parte del MASE di un decreto per l'individuazione di criteri di cessazione della qualifica di rifiuto, in nessun caso, il rinnovo o il rilascio di autorizzazioni riguardanti rifiuti disciplinati anche parzialmente dal decreto di riferimento, può essere considerato completamente svincolato dalle condizioni ivi stabilite. Al contrario, tali condizioni una volta pubblicate rappresentano un riferimento univoco, imprescindibile e cogente per la valutazione tecnica, integrata da altri strumenti normativi e tecnici indicati dalle fonti eventualmente applicabili;
- per i rifiuti non ricompresi nel campo di applicazione del decreto ministeriale, o ricompresi ma destinati a scopi diversi da quelli indicati dall'allegato 2, l'autorizzazione caso per caso avverrà nel rispetto dell'art. 184-ter del D.lgs. 152/2006, previo parere obbligatorio e vincolante di ISPRA/ARPA;
- in termini di valutazione del rischio, i test ecotossicologici non possono considerarsi alternativi al test di cessione, poiché rispondono a finalità differenti. Infatti, se il test di cessione misura il rilascio dei contaminanti da una matrice solida, il test ecotossicologico su organismi acquatici o terrestri serve a verificare il potenziale pericolo per i corpi idrici superficiali e il suolo. Resta inteso che, perdendo la qualifica di rifiuto, il materiale diventa a tutti gli effetti un prodotto, dovendone rispettare i relativi requisiti di conformità.

Il Decreto Ministeriale individua in modo tassativo le tipologie di rifiuti ammissibili, al fine di garantire la tutela dell'ambiente e della salute umana (art. 184 ter, comma 1 lettera d) del D.lgs. 152/2006). Di conseguenza, non è ammissibile un'autorizzazione "caso per caso" volta ad ampliare l'elenco dei codici EER dell'Allegato 1 tramite miscelazione con rifiuti esclusi, poiché ciò comporterebbe la disapplicazione dei criteri individuati dal DM 127/2024 a livello statale per i rifiuti da esso disciplinati.

Questo principio di gerarchia delle fonti è ribadito anche dal Consiglio di Stato nel parere n. 160 del 2024, rilasciato sullo schema di regolamento sul vetro sanitario di cui alla lettera a) comma 1 dell'articolo 5 del DPR 254/2003 (7). Nella fattispecie il Consiglio di Stato ha rilevato che lo schema proposto interveniva su una specifica materia già disciplinata dalla Commissione europea con il regolamento n. 1179/2012/UE che, nel disciplinare il recupero dei rottami in vetro, esclude esplicitamente quelli che provengono dalle strutture sanitarie. Il parere chiarisce inequivocabilmente che un flusso di rifiuti disciplinato o espressamente escluso da una norma di rango superiore che disciplina la cessazione della qualifica di rifiuto non può essere oggetto di cessazione della qualifica di rifiuto attraverso una disciplina di rango inferiore. Pertanto, anche nel caso di regolamentazione nazionale, un rifiuto espressamente escluso dal campo di applicazione di tale regolamentazione non potrà essere oggetto di autorizzazione caso per caso.

1.3. Approccio metodologico e struttura della LG per la verifica dei requisiti di qualità ambientale

Il presente documento tecnico intende fornire un approccio metodologico da seguire nei casi in cui l'aggregato destinato agli utilizzi previsti dall'Allegato 2 al DM 127/2024 sia prodotto con rifiuti non compresi nell'elenco di cui alla tabella 1, Allegato 1 del medesimo Decreto. Conseguentemente, l'utilizzo di tali rifiuti deve essere disciplinato attraverso un atto autorizzativo caso per caso nell'ambito del quale è previsto il parere vincolante di ISPRA o dell'Agenzia per la protezione dell'ambiente territorialmente competente (ARPA, ARTA, APPA) (comma 3, art.184 ter del d.lgs. 152/2006).

In linea generale, l'approccio prevede un percorso di verifica dei requisiti di conformità dell'aggregato già previsti dal decreto e successive fasi di approfondimento analitico che si basano su una caratterizzazione del pericolo ambientale, attraverso una procedura integrata e ponderata chimica ed ecotossicologica, eventualmente seguita da una valutazione del rischio ambientale che considera gli scenari di utilizzo degli aggregati ragionevolmente più critici, qualora sia identificato un potenziale pericolo per le matrici ambientali.

Il presente documento intende definire quindi, un percorso di verifica dei requisiti di qualità ambientale e dei potenziali effetti sulla salute umana nel caso in cui:

- Il rifiuto in entrata all'impianto ha un **codice EER non compreso** nell'elenco di cui all'Allegato 1, Tabella 1, e,
- Gli scenari di potenziale **utilizzo dell'aggregato** sono quelli previsti dall'Allegato 2 al DM 127/2024.

2. Criteri generali di accettabilità dei rifiuti alle operazioni di recupero

Ai fini del rilascio dell'autorizzazione caso per caso devono essere identificate le tipologie di rifiuti ammesse all'operazione di recupero. A tal fine, il proponente deve fornire idonea documentazione per valutare, in fase istruttoria, sia la compatibilità del rifiuto con l'operazione di recupero proposta, sia la sussistenza di eventuali criticità rispetto agli utilizzi proposti. Sul punto si richiama quanto riportato nella Linea Guida SNPA n. 41/2022 alla tabella 4.1 per il criterio dettagliato a). Deve essere fornita la caratterizzazione dei rifiuti per i quali si propone l'avvio all'operazione di recupero ed in particolare è necessario disporre delle loro caratteristiche chimiche, fisiche e merceologiche, di informazioni sulla presenza di contaminanti e delle caratteristiche di lisciviabilità. Tale valutazione deve essere eseguita con particolare attenzione qualora il rifiuto in entrata all'impianto non sia tra quelli ricompresi nella tabella 1 dell'Allegato 1 al DM 127/2024. Attraverso la caratterizzazione del rifiuto devono essere individuati, oltre ai parametri di cui all'Allegato 1 al DM 127/2024, eventuali ulteriori parametri pertinenti che possono influire sulla conformità degli aggregati prodotti dal processo di recupero, fermo restando che le procedure gestionali e le verifiche da prevedere per i rifiuti in ingresso devono tener conto di quanto indicato alla lettera b) dell'allegato 1 al DM 127/2024.

3. Approccio metodologico.

Descrizione:

- I. Rifiuto con **codice EER non compreso** nell'elenco di cui all'Allegato 1, Tabella 1 al DM 127/2024
- II. Modalità di **utilizzo dell'aggregato** previste dall'Allegato 2 al DM 127/2024.

3.1. Processi di recupero ammissibili

Nel processo di recupero devono essere garantiti i requisiti di cui alla lettera c), Allegato 1 al DM 127/2024 e altri eventuali ulteriori requisiti in funzione delle finalità del processo.

3.2. Verifica dei requisiti di qualità ambientale per l'aggregato

Ai fini della cessazione della qualifica di rifiuto dovranno essere innanzitutto ricercati i parametri previsti alla lettera d.1), Allegato 1 del DM 127/2024.

Tenuto conto che l'aggregato è prodotto con uno o più rifiuti **non compresi** nell'elenco di cui alla Tabella 1, Allegato 1 al DM 127/2024, e che tale aggregato è destinato a **forme di utilizzo previste** tra quelle elencate in Allegato 2, dovranno essere presi in considerazione ulteriori parametri, qualora pertinenti con le caratteristiche del rifiuto e con le destinazioni d'uso previste.

Per l'identificazione di ulteriori parametri da considerare è possibile fare riferimento all'elenco¹ di cui alla tabella 1, Allegato 5, Parte IV Titolo V del D.Lgs. 152/2006.

3.2.1 Valutazione del rischio sanitario ed ambientale per i contaminanti nella matrice solida

La valutazione del rischio sanitario ed ambientale deve essere eseguita in conformità al principio RME (*Reasonable Maximum Exposure*). Gli scenari di utilizzo degli aggregati al suolo si riferiscono all'impiego in forma non legata per la realizzazione di opere di ingegneria geotecnica quali rilevati, riempimenti, sottofondi stradali, piazzali, opere di consolidamento/sistemazione dei versanti.

La valutazione del rischio deve quindi prevedere, in prima battuta, l'utilizzo dell'aggregato in forma non legata in quanto caso peggiore rispetto all'utilizzo in forma legata, in uno scenario di utilizzo al suolo che non preveda, ad esempio, attenuazioni/limitazioni dei percorsi di esposizione umana e della potenziale lisciviazione dei contaminanti dall'aggregato verso le acque sotterranee. Tuttavia, in conformità alle indicazioni dell'Allegato B, possono essere valutati e parametrizzati scenari di esposizione diversi per utilizzi specifici che prevedano limitazioni/interruzioni dei percorsi di migrazione dei contaminanti.

Relativamente alla potenziale migrazione verso le acque sotterranee e superficiali, si evidenzia che tale percorso deve essere necessariamente valutato a partire dalla matrice solida per i contaminanti organici che non sono ricercati nei test di lisciviazione.

Per la descrizione di dettaglio della procedura di valutazione del rischio sanitario ed ambientale si rimanda all'Allegato B.

III. *L'aggregato è conforme ai limiti previsti per Benzene, Etilbenzene, Stirene, Toluene, Xilene, Sommatoria organici aromatici (da 20 a 23), Amianto, Materiali galleggianti e Frazioni estranee di cui alla Tabella 2, Allegato 1 al DM 127/2024?*

SI. Proseguì

NO. L'aggregato non è conforme ai requisiti richiesti e deve essere gestito come rifiuto.

IV. *L'aggregato è conforme ai limiti previsti per gli altri parametri elencati in Tabella 2, Allegato 1 al DM 127/2024?*

SI. Proseguì

NO. Segui le procedure descritte per la valutazione di rischio sanitario/ambientale (Allegato B).

V. *In riferimento a quanto riportato al precedente paragrafo 3.2, l'aggregato presenta altri contaminanti non compresi in tabella 2 al DM 127/2024?*

NO. Proseguì dal 3.2.2.

SI. Segui le procedure descritte per la valutazione di rischio sanitario/ambientale (Allegato B).

VI. *La valutazione di rischio sanitario per la matrice solida prevista dall'Allegato B (paragrafo B.5) ha dato esito favorevole?*

SI. Proseguì.

NO. L'aggregato non è conforme ai requisiti richiesti e deve essere gestito come rifiuto.

VII. *Il rapporto di caratterizzazione del rischio ambientale per le acque superficiali $RCR = PEC_{sw}/PNEC_{acq} \leq 1$?*

SI. L'aggregato è conforme. Procedere dal 3.2.2.

NO. L'aggregato non è conforme ai requisiti richiesti e deve essere gestito come rifiuto.

3.2.2. Verifica di conformità dell'eluato

L'aggregato è destinato ad essere utilizzato prevalentemente o esclusivamente in forma non legata?

VIII. SI. Proseguì dal 3.2.2.1.A

¹ Il riferimento alla Tabella 1, Allegato 5, Parte IV Titolo V del D.Lgs. 152/2006 è relativo esclusivamente all'elenco delle sostanze e non ai valori soglia di contaminazione (CSC) previsti nel Decreto che sono applicabili esclusivamente ai terreni nell'ambito dei procedimenti di bonifica.

- IX. **NO.** L'aggregato è destinato ad essere utilizzato esclusivamente in forma legata. **Proseguì dal 3.2.2.1.B**

3.2.2.1.A. Prove di eluizione per aggregati utilizzati in forma non legata.

L'aggregato dovrà essere sottoposto a prove di eluizione in conformità alla norma tecnica UNI EN 12457-2 (8) e rispettare i criteri previsti alla lettera d.2), Allegato 1 al DM 127/2024 (test di cessione).

Verifica dei parametri di cui alla Tabella 3, Allegato 1 del DM 127/2024 e di ulteriori parametri qualora pertinenti con le destinazioni d'uso previste.

*L'aggregato rispetta i limiti per i parametri di cui alla Tabella 3 e degli altri parametri pertinenti eventualmente richiesti?*²

- X. **SI.** Termine procedura. L'aggregato rispetta i requisiti di qualità ambientale per la cessazione della qualifica di rifiuto (end of waste) per tutte le destinazioni d'uso previste.
- XI. **NO.** Per la verifica degli aspetti di rischio sanitario proseguire dal **punto 3.3**. Per la verifica del pericolo ambientale, proseguire dal **punto 3.2.2.1.C**.

3.2.2.1.B. Prove di eluizione per aggregati utilizzati esclusivamente in forma legata

L'aggregato è sottoposto a prove di lisciviazione in conformità alle norme tecniche UNI EN 15863 (9) o UNI CEN/TS 15864 (10) per rifiuti monolitici.

Verifica dei parametri di cui alla Tabella 3, Allegato 1 del DM 127/2014 e di ulteriori parametri qualora pertinenti.

L'aggregato rispetta i limiti per i parametri di cui alla Tabella 3 e degli altri parametri pertinenti eventualmente richiesti?

- XII. **SI.** Termine procedura. L'aggregato rispetta i requisiti di qualità ambientale per la cessazione della qualifica di rifiuto (end of waste) per le destinazioni d'uso previste in forma legata.
- XIII. **NO.** Per la verifica degli aspetti di rischio sanitario proseguire dal **punto 3.3**. Per la verifica del pericolo ambientale, proseguire dal **punto 3.2.2.1.C**.

3.2.2.1.C. Determinazione del pericolo ambientale integrato per l'aggregato.

Per la descrizione di dettaglio della procedura di determinazione del pericolo ambientale integrato, **vedi l'Allegato A**.

*Al termine della procedura di cui al presente **punto 3.2.2.1.C**, l'aggregato ha caratteristiche di potenziale pericolo ambientale ($HQ_{amb} > 2.4$)?*

- XIV. **NO.** L'aggregato rispetta i requisiti di qualità ambientale. L'aggregato è qualificato end of waste per tutti gli utilizzi previsti.
- XV. **SI.** L'aggregato, anche nel caso di utilizzo in forma legata, deve essere sottoposto ad una procedura di valutazione di rischio per usi non legati. **Proseguì al paragrafo 3.3**.

² Per i parametri non compresi in Tabella 3 al DM 127/2024 è possibile fare riferimento all'elenco e i relativi limiti di cui alla tabella 2, Allegato 5, Parte IV al Dlgs 152/2006 e valutare in merito alla pertinenza dei limiti ivi previsti e all'eventuale necessità di procedere ad una valutazione di rischio specifica

3.3. Valutazione di rischio sanitario ed ambientale per l'eluato.

Per la verifica dei criteri previsti dal presente paragrafo si rimanda alle procedure dettagliate in Allegato B.

- I. *La valutazione di rischio sanitario per l'eluato prevista dall'Allegato B (paragrafo B.5) ha dato esito favorevole?*

SI. L'aggregato rispetta i requisiti i termini di rischi per la salute. L'aggregato è qualificato end of waste per gli utilizzi previsti nella Valutazione di rischio Sanitaria.

NO. L'aggregato non è conforme ai requisiti richiesti e deve essere gestito come rifiuto.

4. Bibliografia

1. MASE. Dm Ambiente 28 giugno 2024, n. 127. *Cessazione della qualifica di rifiuto dei rifiuti inerti da costruzione e demolizione e di altri rifiuti inerti di origine minerale - End of waste - Attuazione articolo 184-ter, comma 2, Dlgs 152/2006.*
2. MASE - Dipartimento Sviluppo Sostenibile. *Istituzione del Gruppo di Lavoro per approfondire gli aspetti tecnici relativi all'applicazione del DM 127/2024.* Decreto n. 28 del 05.03.2026.
3. SNPA. *Linee Guida per l'applicazione della disciplina end of waste di cui all'art. 184-ter comma 3-ter del Dlgs 152/2006.* Linea Guida SNPA. Revisione gennaio 2022. Linee Guida 41/2022.
4. *Direttiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio, del 19 novembre 2008, relativa ai rifiuti e che abroga alcune direttive.* GUUE L 312 del 22.11.2008.
5. Decreto Legislativo. 3 aprile 2006, n. 152 - *Norme in materia ambientale.* Gazzetta Ufficiale n. 88 del 14 aprile 2006 - Supplemento Ordinario n. 96.
6. Parere Consiglio di Stato 14 febbraio 2024, n. 160. *Schema di Regolamento recante la disciplina della cessazione della qualifica di rifiuto (end of waste) di rottami di vetro derivante da contenitori in vetro di soluzioni per infusione.* Attuazione articolo 184-ter, comma 2, Dlgs 152/2006. Parere non favorevole.
7. D.P.R. 15 luglio 2003, n. 254. *Regolamento recante disciplina della gestione dei rifiuti sanitari a norma dell'articolo 24 della legge 31 luglio 2002, n. 179.*
8. UNI EN 12457-2 - *Caratterizzazione dei rifiuti - Lisciviazione. Prova di conformità per la lisciviazione di rifiuti granulari e di fanghi - Parte 2: Prova a singolo stadio, con un rapporto liquido/solido di 10 l/kg, per materiali con particelle di dimensioni minori di 4 mm (con o senza riduzione delle dimensioni).*
9. UNI EN 15863. *Caratterizzazione dei rifiuti - Prova di comportamento alla lisciviazione per caratterizzazione di base - Test di lisciviazione dinamica su monolite con rinnovo periodico del lisciviante in condizioni sperimentali definite.*
10. UNI CEN/TS 15864. *Caratterizzazione dei rifiuti - Prova di lisciviazione per caratterizzazione di base - Prova di lisciviazione dinamica per rifiuti monolitici con ricambio continuo del lisciviante in condizioni relative a scenari specifici.*
11. JOINT RESEARCH CENTRE, European Soil Data Centre (ESDAC). *Study on methodological aspects regarding limit values for pollutants in aggregates in the context of the possible development of end-of-waste criteria under the EU Waste Framework Directive.* 2014.
12. UNI EN 12457-1. *Prova di conformità per la lisciviazione di rifiuti granulari e di fanghi - Parte 1: Prova a singolo stadio, con un rapporto liquido/solido di 2 l/kg, per materiali con elevato contenuto di solidi e con particelle di dimensioni minori di 4 mm.*
13. Piva, F., et al. *Assessing sediment hazard through a weight of evidence approach with bioindicator organisms: A practical model to elaborate data from sediment chemistry, bioavailability biomarkers and ecotoxicological bioassays.* Chemosphere . 2011, Vol. 83, 475–485.
14. Benedetti, M., et al. *multidisciplinary weight of evidence approach for classifying polluted sediments: Integrating sediment chemistry, bioavailability, biomarkers responses and bioassays.* Environ. Int. . 2012, Vol. 38 , 17–28.
15. Onorati . Tornambé A., Paina A., Bellucci M., Chiaretti G., Catalano B. *Derivation of Sustainable Reference Chemical Levels for the Protection of Italian Freshwater Ecosystems.* Water. 2023, Vol. 15, 1811.
16. *Direttiva 2013/39/UE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 12 agosto 2013. che modifica le direttive 2000/60/CE e 2008/105/CE per quanto riguarda le sostanze prioritarie nel settore della politica delle acque.*
17. UNI EN ISO 11348-3. *Qualità dell'acqua - Determinazione dell'effetto inibitorio di campioni acquosi sull'emissione di luce di Vibrio fischeri (prova su batteri luminescenti) - Parte 1, 2 e 3.*
18. ISO 19827. *Water quality — Determination of the acute toxicity to the freshwater rotifer Brachionus calyciflorus.*
19. ASTM E1440-91 (2012). *Standard Guide for Acute Toxicity Test with the Rotifer Brachionus.*
20. UNI EN ISO 6341. *Water quality - Determination of the inhibition of the mobility of Daphnia magna Straus (Cladocera, Crustacea) - Acute toxicity test.*
21. UNI EN ISO 8692:2012. *Water quality — Fresh water algal growth inhibition test with unicellular green algae.*
22. OECD - Test No. 221. *Lemna sp. Growth inhibition test.*
23. UNI EN ISO 20079. *Qualità dell'acqua - Determinazione dell'effetto tossico di costituenti dell'acqua e dell'acqua di scarico su lenti d'acqua (Lemna minor) - Saggio di inibizione della crescita di lenti d'acqua.*
24. UNI EN ISO 20227. *Determinazione degli effetti di inibizione della crescita indotti da acque reflue, da acque naturali e da sostanze chimiche sulla lemnaeae Spirodela polyrhiza - Metodo utilizzante un microbiotest che non richiede la coltura della pianta.*
25. UNI EN ISO 18763. *Soil quality - Determination of the toxic effects of pollutants on germination and early growth of higher plants.*

26. UNI 11357 - Qualità dell'acqua . - *Determinazione dell'inibizione della germinazione e allungamento radicale in Cucumis sativus L. (Cetriolo), Lepidium sativum L. (Crescione), Sorghum saccharatum Moench (Sorgo) - Saggio di tossicità cronica breve.*
27. Hennebert, P. *Proposal of concentration limits for determining the hazard property HP14 for waste using ecotoxicological tests.* . s.l. : Waste Management 74 (2018) 74–85., 2018.
28. ISPRA . *Sviluppo di una procedura sperimentale per la caratterizzazione ecotossicologica dei rifiuti.* Quaderni di Laboratorio. 8/2024.

Allegato A – Valutazione di pericolo integrata

A.1. Determinazione del pericolo ambientale integrato per l'aggregato

La determinazione del pericolo ambientale, quale caratteristica intrinseca di un campione, è basata su un sistema di valutazione integrata che rappresenta un approccio scientifico deterministico e multidisciplinare, tramite l'applicazione ai risultati analitici di un indice di pericolo integrato (Hazard Quotient HQ) che aggrega i dati relativi alle analisi chimiche ed ecotossicologiche.

In particolare, per quanto concerne le caratteristiche chimiche, HQ_{chim} tiene conto del numero, dell'entità del superamento e della tipologia di sostanza chimica che eccede il rispettivo limite di riferimento; per ciò che concerne l'aspetto ecotossicologico, HQ_{eco} integra i risultati di una specifica batteria di saggi biologici in termini di effetti misurati, con alcune variabili fondamentali quali la gravità dell'end-point misurato (crescita, sviluppo embrionale, bioluminescenza, sopravvivenza, ecc.), la rilevanza ecologica della matrice ambientale testata (lisciviato, solido tal quale, ecc.), nonché alla tipologia di esposizione (cronica o acuta).

Ciascuna di queste variabili chimiche ed ecotossicologiche viene quindi “pesata” attribuendo un coefficiente e integrata, concorrendo a definire un pericolo ambientale complessivo.

A.1.1. Determinazione del pericolo chimico (HQ_{chim})

Per la determinazione del pericolo chimico (HQ_{chim}) è necessario fare riferimento alle concentrazioni dei contaminanti nell'eluato ottenuto come da procedura prevista.

Il calcolo dell'indice di pericolo chimico è dettagliato nello schema di flusso di **figura A.1** (13) (14).

Esso inizia con un controllo del formato dei dati inseriti **(1)** e con la verifica della disponibilità del valore chimico di riferimento per quei parametri per i quali sono stati inseriti i risultati **(2)**; dopodiché, per ciascuna sostanza procede con il calcolo dei rapporti *Ratio to Reference* (RTR rispetto ai valori di riferimento) **(3)**; ciascun valore di RTR viene poi corretto con un fattore *w* (peso) il cui valore dipende dalla tipologia di sostanza in termini di pericolosità e tossicità intrinseca **(4)**; nel passaggio successivo viene individuato il valore dell'indice HQ_{chim} procedendo alla somma di due valori, il primo derivante dalla media di tutti valori di RTR **pesati ≤ 1** , il secondo dalla sommatoria dei valori di RTR **pesati > 1** **(5)**.

Infine, il valore di HQ_{chim} così ottenuto in funzione dei pesi attribuiti alle sostanze per lo specifico campo di applicazione (**tabella A.1**), viene collocato in una delle 5 classi di pericolo chimico individuate dalla scala di tabella (**tabella A.2**).

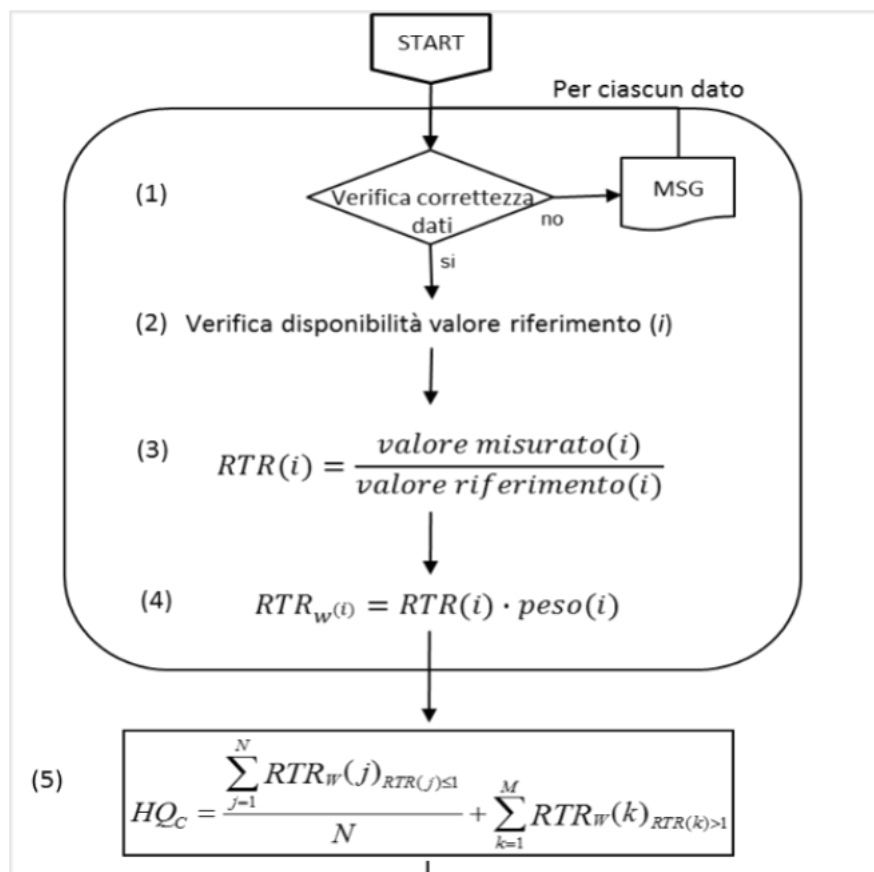


Figura A.1 – Schema di flusso del processo di calcolo per l’applicazione dell’indice di pericolo chimico (HQ_{chim})

Tabella A.1 – Pesi attribuiti alle categorie di sostanze in funzione del riferimento utilizzato nella stima del pericolo

CATEGORIA	DM 127/2024		PNEC
	CODICE	PESO	PESO
PARAMETRO CHIMICO-FISICO	CF	0,930	0,930
NESSUN ELENCO DI PRIORITA’	NE	1,000	0,950
IN REVISIONE 2022/0344(COD) CE	RE	-	1,021
SOSTANZA PERICOLOSA (39/2013/CE DIRECTIVE)	P	1,102	1,070
SOSTANZA PERICOLOSA PRIORITARIA (39/2013/CE DIRECTIVE)	PP	1,140	1,150

Tabella A.2. Classi di pericolo chimico.

DM 127/2024	PERICOLO CHIMICO	PNEC ISPRA
$HQ_{chim} < 1,140$	Assente	$HQ_{chim} < 1,150$
$1,140 \leq HQ_{chim} < 20,994$	Possibile	$1,15 \leq HQ_{chim} < \sum w_i$
$20,994 \leq HQ_{chim} < 41,998$	Moderato	$\sum w_i \leq HQ_{chim} < 2 * \sum w_i$
$41,998 \leq HQ_{chim} < 83,976$	Grave	$2 * \sum w_i \leq HQ_{chim} < 4 * \sum w_i$
$HQ_{chim} \geq 83,976$	Molto grave	$HQ_{chim} \geq 4 * \sum w_i$

L’indice può essere calcolato rispetto ai limiti per il test di cessione di cui alla tabella 3 al DM 127/2024, oppure rispetto alle PNEC (riportate in dettaglio in **tabella A.3** e pubblicate in Onorati et al., 2023 (15)), specifiche per gli ecosistemi acquatici nel caso particolare in cui si presume che l’aggregato finale venga posto a diretto contatto con l’acqua (capitolo 6). Si ottengono in tal modo due distinte tipologie di valutazione del pericolo chimico per differenti contesti. In entrambe i casi il peso attribuito a ciascuna sostanza è stato formulato in funzione dell’appartenenza o meno all’elenco delle sostanze Prioritarie o Pericolose Prioritarie secondo la Direttiva

39/2013/CE (16), in modo tale che il valore medio dei pesi attribuiti all'intera lista delle sostanze, per le quali è disponibile un riferimento, sia pari a 1. Ciò al fine di evitare “sbilanciamenti” del sistema verso l'alto o verso il basso che indurrebbero una sovrastima o sottostima del pericolo complessivo risultante dalla aggregazione degli specifici HQ.

Le soglie di pericolo utilizzate come riferimento per la costruzione della scala di cui alla **tabella A.2** sono fissate a 1,14 per il test di cessione e 1,15 e per le PNEC acquatiche. Ciò corrisponde alla situazione soglia in cui un campione presenta una sostanza Prioritaria Pericolosa a una concentrazione pari al proprio limite, mentre tutte le altre si trovano al di sotto delle rispettive soglie. Superata tale soglia, è possibile individuare un successivo livello di HQ che corrisponde alla situazione ipotetica in cui tutte le sostanze si trovano in corrispondenza del proprio valore limite. In termini di HQ ciò corrisponde alla sommatoria dei pesi attribuiti a tutti i parametri, ovvero 20,994 con riferimento al DM 127/2024 e 57,002 se ci si riferisce alle PNEC (qualora vengano ricercate tutte le sostanze di cui è disponibile la PNEC). In questo intervallo, dove da una a tutte le sostanze si trovano nell'intorno del proprio limite, date le infinite combinazioni possibili, il pericolo chimico integrato è di incerta collocazione e la classe di pericolo che ne deriva viene definita come “possibile”. Superato questo intervallo il pericolo chimico diviene praticamente certo e le ulteriori classi consistono in multipli di queste soglie. Più in particolare, nel caso delle PNEC, poiché non è possibile conoscere a priori le sostanze pertinenti e ambientalmente rilevanti dello specifico aggregato, la sommatoria dei pesi delle sostanze è riferita unicamente a quelle selezionate ed effettivamente misurate. Tale valore risulta pertanto variabile in funzione delle sostanze ricercate (**tabella A.3**).

Tabella A.3 – Valori delle $PNEC_{accq}$ a protezione degli ecosistemi acquatici utilizzati nella stima del pericolo chimico (HQ_{chim}) e categoria di sostanza nella quale è collocato ciascun parametro.

Parametro	PNEC ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	categoria sostanza
Al	44	NE
As	54	NE
Ba	1700	NE
Cd	2,4	PP
CrIII	32,0	NE
CrVI	15	NE
Cu	2,2	NE
Fe	330	NE
Hg	0,62	PP
Mn	260	NE
Ni	27	P
Pb	38	PP
Sb	90	NE
Se	58	NE
Sn	0,037	NE
Tl	0,25	NE
V	410	NE
Zn	5,9	NE
Alachlor	13	P
Aldrin	0,74	NE
Atrazine	7,6	PP
Chlorfenviphos	2,4	RE
Chlorpyrifos methyl	0,15	PP
Chlorpyrifos ethyl	0,005	PP
Chinossifen	0,85	NE
Cybutryne	0,02	NE
Cypermethrine	$1,4 \times 10^{-7}$	NE
Diazinon	0,71	NE
Dichlorvos	0,045	NE
Dicofol	7,8	RE
Dieldrin	0,055	NE
Endosulfan	0,008	PP
Endrin	0,055	NE
Fenitrothion	0,089	NE
DDE	0,044	NE
DDT	0,04	NE
Heptachlor	3,0	NE
Pirimiphos	$4,1 \times 10^{-4}$	NE
Simazine	3,8	NE

Parametro	PNEC ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	categoria sostanza
Terbuthryn	0,99	NE
Trifularin	4,4	NE
Benzene	1500	NE
Toluene	2300	NE
Acenaphthene	25	NE
Anthracene	2,8	NE
Benzo(a)pyrene	0,022	P
Phenanthrene	6,9	NE
Fluorene	21	NE
Fluoranthene	4,6	P
Naphtalene	150	PP
Pyrene	22	NE
1,2-Dichloroethane	7400	P
Carbon tetrachloride	56	NE
DEHP	17	PP
Dichloromethane	15	NE
Exabromocyclododecane	0,084	NE
Exachlorobutadiene	9	PP
Pentachlorobenzene	16	PP
Pentachlorophenol	2,9	PP
Tetrachloroethylene	14	NE
Trichloromethane	360	P
Trichloroethylene	1500	NE

A.1.2. Determinazione del pericolo ecotossicologico (HQ_{eco})

Per la determinazione del pericolo ecotossicologico (HQ_{eco}) è necessario esporre gli organismi della batteria prescelta all'eluato ottenuto come da procedura prevista.

I passaggi salienti della procedura di calcolo dell'HQ_{eco} specifico per le analisi ecotossicologiche sono illustrati nello schema di flusso di **figura A.2**.

Per ciascun saggio biologico facente parte della batteria impiegata e allestita secondo i criteri definiti di seguito, il modello, dopo una verifica dell'esattezza dei dati inseriti **(1)**, procede il calcolo dell'effetto percentuale (al netto del controllo negativo) attraverso la correzione di Abbott **(2)**; dopodiché viene corretto il risultato mediante un coefficiente (Z) che è funzione della significatività statistica della differenza tra le misure degli effetti nel campione e nel controllo, valutata attraverso un t-test per dati con varianza disomogenea **(3)**; tale risultato viene rapportato con la specifica soglia di tossicità **(4)** e moltiplicato per un fattore w₂ dipendente dal tipo di end-point misurato (crescita, sopravvivenza, bioluminescenza, ecc.), dal fattore di diluizione dell'eluato e dalla esposizione (acuta o cronica). Successivamente gli effetti pesati e corretti per ciascun test componente la batteria vengono sommati in un HQ complessivo **(5)** e normalizzati rispetto ad una scala 1:10 **(6)**. Infine, l'HQ_{eco}, in funzione del suo valore, viene collocato in una di cinque classi di pericolo ecotossicologico (**figura A.2**).

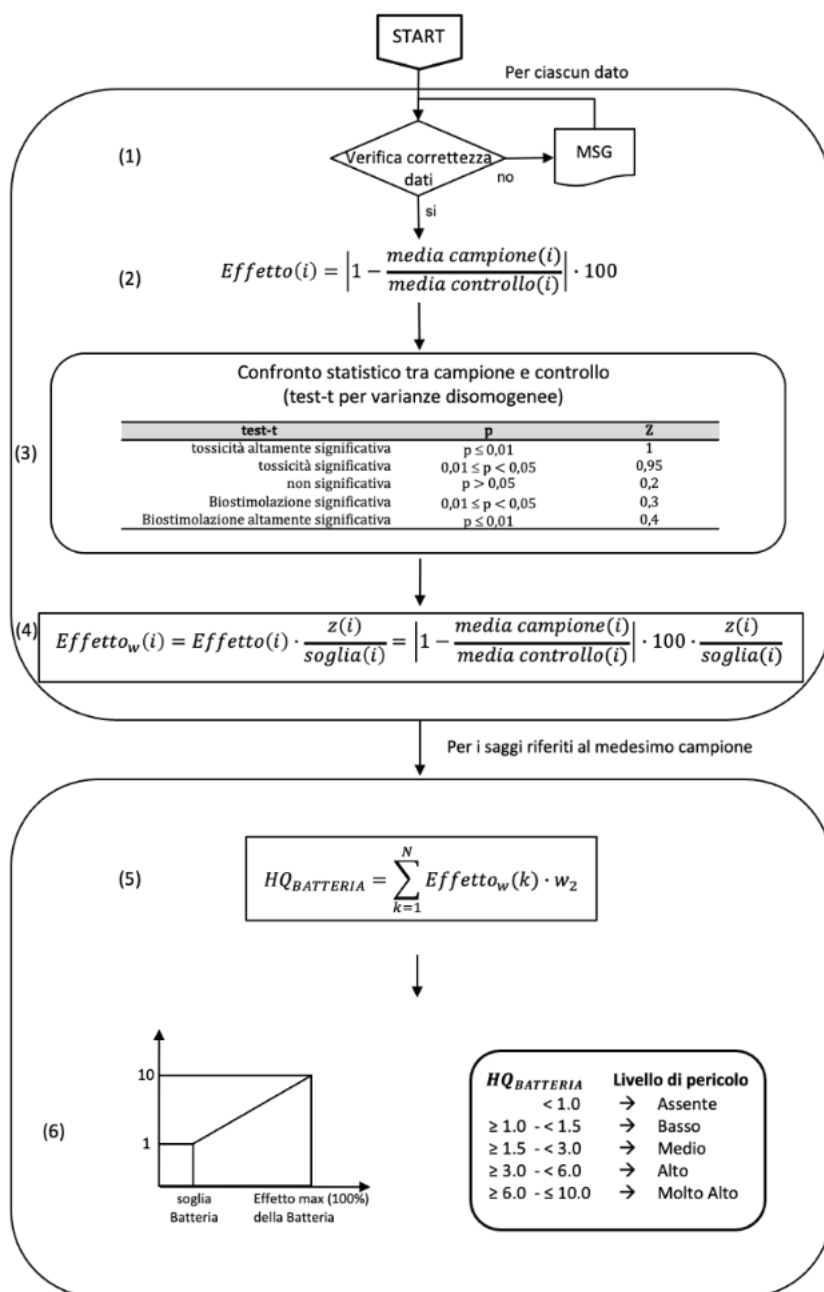


Figura A.2 – Schema di flusso del processo di calcolo per l'applicazione dell'indice di pericolo ecotossicologico (HQ_{eco})

Ai fini della stima del pericolo ecotossicologico, quale miglior compromesso tra rappresentatività ecologica, sensibilità, praticità e disponibilità di metodologie standardizzate, occorre applicare sul lisciviato con rapporto L/S 10:1 ottenuto in conformità alla norma tecnica UNI EN 12457-2, una batteria di saggi biologici costituita da almeno 4 prove, secondo i seguenti criteri:

prova 1 - Saggio con il batterio bioluminescente *Aliivibrio fischeri*;

prova 2 - Saggio di immobilizzazione o mortalità con il rotifero *Brachionus calyciflorus* o in alternativa con il crostaceo *Daphnia magna*;

prova 3 - Saggio di crescita algale mediante *Raphidocelis subcapitata* o *Desmodesmus subspicatus*.

Qualora venissero riscontrate problematiche di lettura della densità cellulare a causa della torbidità del campione, si può procedere in alternativa con i saggi di crescita mediante piante acquatiche, *Lemna minor* o *Spyrodela polyrhiza*

prova 4 - Saggio di germinazione su supporto solido mediante la monocotiledone *Sorghum saccharatum* e una dicotiledone a scelta tra *Cucumis sativus*, *Sinapis alba* e *Lepidium sativum*

Le metodologie di riferimento sono riepilogate nella **tabella A.4**.

Tabella A.4 - Specie utilizzabili per la determinazione ecotossicologica, end-point e metodi di riferimento.

Specie	end-point	metodo
<i>Aliivibrio fischeri</i>	Bioluminescenza	UNI EN ISO 11348-3 (17)
<i>Brachionus calyciflorus</i>	Immobilizzazione/mortalità	ISO 19827 (18); ASTM E1440 (19)
<i>Daphnia magna</i>	Immobilizzazione/mortalità	UNI EN ISO 6341 (20)
<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Crescita algale	UNI EN ISO 8692 (21)
<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Crescita algale	UNI EN ISO 8692
<i>Lemna minor</i>	Crescita	LLGG OCSE 221 (22)/UNI EN ISO 20079 (23)
<i>Spyrodela polirhiza</i>	Crescita	ISO 20227 (24)
<i>S. saccharatum</i> , <i>S. alba</i> , <i>L. sativum</i>	Germinazione	UNI EN ISO 18763 (25)/UNI 11357 (26)

Rispetto ai criteri indicati, i pesi attribuiti alle diverse variabili da utilizzare nel calcolo del pericolo ecotossicologico sono specificati nella **tabella A.5**.

Tabella A.5 - Pesi attribuiti alle variabili considerate nell'indice integrato per la stima dell'Hazard Quotient ecotossicologico.

Specie	End-point	Esposizione	Soglia biologica	Soglia di pericolo
<i>Aliivibrio fischeri</i>	Bioluminescenza	Acuta	15 (%)	50 (%)
<i>Brachionus calyciflorus</i>	Immobilizzazione/mortalità	Acuta	10 (%)	50 (%)
<i>Daphnia magna</i>	Immobilizzazione/mortalità	Acuta	10 (%)	50 (%)
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Crescita algale	Cronica	10 (%)	50 (%)
<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Crescita algale	Cronica	10 (%)	50 (%)
<i>Lemna minor</i>	Crescita	Acuta	10 (%)	50 (%)
<i>Spyrodela polirhiza</i>	Crescita	Acuta	30 (%)	50 (%)
<i>Sorghum saccharatum</i>	Germinazione/allungamento	Acuta	20 (%)	50 (%)
<i>Sinapis alba</i>	Germinazione/allungamento	Acuta	20 (%)	50 (%)
<i>Lepidium sativum</i>	Germinazione/allungamento	Acuta	20 (%)	50 (%)

End-point	Peso	Matrice	Peso	Esposizione	Peso
Sopravvivenza/mortalità	2	Lisciviato L/S 10:1	1	Acuta	1,1
Bioluminescenza	1,8	Lisciviato L/S 2:1	0,6	Cronica	0,8
Immobilizzazione	1,8				
Crescita algale	1,5				
Germinazione	1,3				
Allungamento radicale	1,1				

È dunque possibile stabilire due tipologie di pericolo ecotossicologico. La prima (Livello 1) utilizza come soglia di tossicità un effetto pari al 50%, stabilito sulla base di quanto emerso dallo studio su ampia scala di Hennebert et al. (2018) (27) e ampiamente trattato nel Quaderno ISPRA n. 8/2024 (28). In breve, considerando come valore limite per i saggi ecotossicologici un $EC_{50} = 10\%$ dell'eluato, è risultata una elevata corrispondenza tra la classificazione del rifiuto sulla base dell'EER con la classificazione basata sui risultati dei saggi. In pratica, ciò significa che quando un eluato ha una tossicità, in termini di EC_{50} , minore del 10%, il rifiuto è classificato pericoloso.

La seconda tipologia di pericolo ecotossicologico (Livello 2), si basa sull'utilizzo delle soglie biologiche che dipendono dalla specie considerata nei saggi biologici (**tabella A.5**) ed ha una valenza di tipo "ecologico". Tale modalità risulta appropriata nei casi in cui l'utilizzo dell'aggregato implichi un contatto diretto, temporaneo o permanente, con le acque superficiali.

A.1.3. Trattamento dei dati

Per consentire la corretta applicazione dell'indice di pericolo ecotossicologico le risultanze dei saggi biologici devono essere rappresentate con le seguenti modalità:

- i dati relativi al controllo negativo e al campione devono essere espressi in forma "grezza", ovvero rispetto all'end-point effettivamente misurato, senza ulteriori elaborazioni (numero di cellule, individui sopravvissuti, lunghezza in cm, ecc.);

- devono essere indicate il numero delle repliche utilizzate sia per il controllo negativo che per il campione;
- deve essere calcolato lo scarto tipo (deviazione standard) tra le repliche del controllo negativo e tra le repliche del campione

Relativamente all'indice di pericolo chimico, le concentrazioni devono essere espresse con la medesima unità di misura di cui alla tabella 3 del DM 127/2024 e alla Tabella A.3 del presente Allegato. I valori non quantificabili devono essere sostituiti con $\frac{1}{2}$ del LOD.

La sommatoria avrà un valore pari a $\frac{1}{2}$ del LOD qualora tutti i congeneri risulteranno $<$ del proprio limite di quantificazione. Qualora anche solo uno dei congeneri risulti quantificabile, la sommatoria sarà calcolata sommando il/i valori quantificati con la somma dei LOQ/2 dei congeneri non quantificati.

A.1.4. Determinazione dell'indice integrato e identificazione del pericolo ambientale.

Il livello finale di aggregazione dei dati per la stima del pericolo ambientale è l'integrazione degli indici chimico ed ecotossicologico rappresentato nel dettaglio dal diagramma di flusso di **figura A.3**.

L'integrazione delle due linee di evidenza comporta una normalizzazione degli indici rispetto a una scala 1:10, dove 1 rappresenta la soglia di pericolo per ciascuna (1). Il valore così normalizzato viene poi corretto con un fattore 1,2 nel caso dell'ecotossicologia, poiché la rilevanza ambientale degli effetti biologici accertati con i test è ritenuta superiore a quella chimica a parità di valore dell'indice (2). Infatti, la stima di un pericolo chimico, peraltro sviluppato su un numero relativamente ridotto di sostanze, non implica necessariamente una qualche forma di danno biologico alle comunità acquatiche. Pertanto, l'indice di pericolo ambientale HQ_{amb} sarà individuato dal prodotto dei due indici normalizzati (3). La conseguente scala di pericolo ambientale è articolata come multiplo di 1,2, coincidente con la situazione di un campione avente gli indici di pericolo chimico ed ecotossicologico pari alla propria soglia.

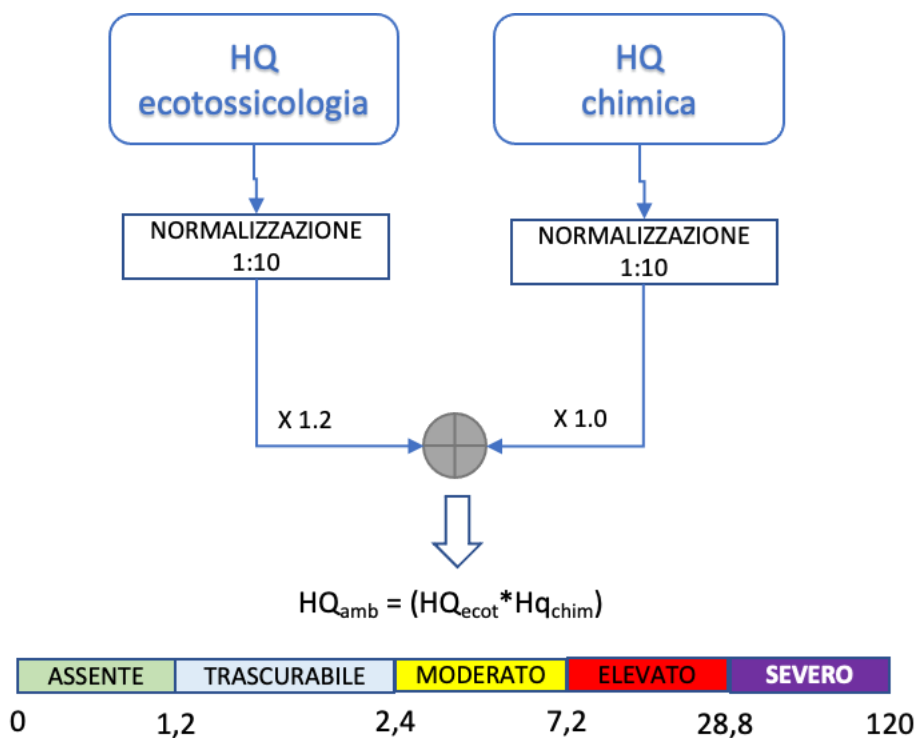


Figura A.2 Schema di procedura di calcolo dell'indice di pericolo ambientale HQ_{amb} , quale prodotto degli indici delle due linee di evidenza chimica ed ecotossicologica.

Sulla base di tale percorso la procedura descritta consente di calcolare due indici di pericolo ambientale:

1. Pericolo ambientale secondo i riferimenti del DM 127/2024.

Questo indice deriva dall'integrazione del pericolo chimico calcolato rispetto ai limiti chimici di cui alla tabella 3 del DM 127/2024 e del pericolo ecotossicologico calcolato rispetto alla soglia di pericolo fissata al 50% di effetto;

2. Pericolo ambientale secondo criteri ecologici.

Questo indice deriva dall'integrazione del pericolo chimico calcolato rispetto ai valori delle PNEC di cui alla **tabella A.3** e del pericolo ecotossicologico calcolato rispetto alle soglie di tossicità biologica specifiche per ciascun test di cui alla **tabella A.5**. Il suo utilizzo risulta più appropriato nel caso particolare in cui le modalità di utilizzo dell'aggregato possano comportare un contatto diretto, temporaneo o permanente, con le acque superficiali.

Allegato B – Valutazione del rischio sanitario per la matrice solida e per l'eluato

B.1. Scenari di utilizzo degli aggregati, meccanismi di migrazione e modalità di esposizione

Gli scenari di utilizzo degli aggregati al suolo si riferiscono all'impiego in forma non legata per la realizzazione di opere di ingegneria geotecnica quali rilevati, riempimenti, sottofondi stradali, piazzali, opere di consolidamento/sistemazione dei versanti. Generalmente si tratta di opere formate da aggregati riciclati o artificiali che vengono posizionati al di sopra (es. rilevati stradali) e/o all'interno di uno strato di terreno naturale. Anche nel caso di opere di ingegneria naturalistica (es. opere di stabilizzazione dei versanti) gli aggregati possono essere utilizzati per finalità di tipo geotecnico per consolidare e mantenere scarpate, versanti e argini, ma in maniera complementare all'impiego di suoli naturali e di vegetazione.

A seconda del tipo di opera, gli aggregati possono essere posizionati al di sopra o all'interno della zona insatura (es. rilevati e sottofondi) o anche all'interno della zona satura (es. riempimenti effettuati in aree con falde sub-affioranti), come illustrato nelle figure B.1. e B.2.

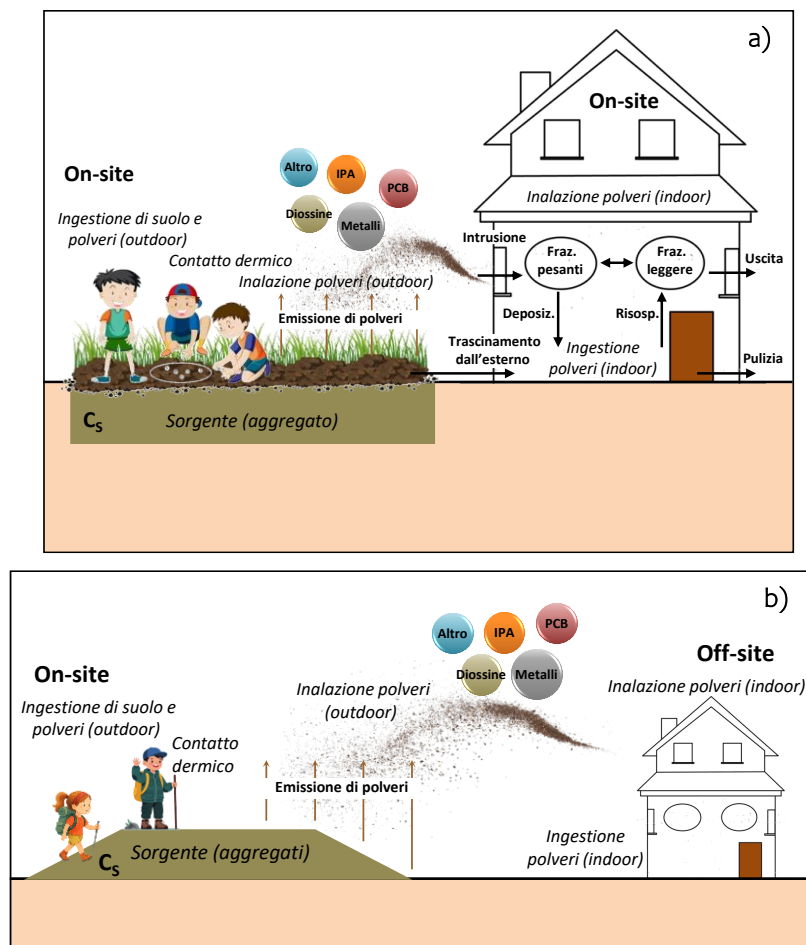


Figura B.1 Esempi schematici di posizionamento degli aggregati al suolo e dei relativi meccanismi di trasporto e di esposizione agli inquinanti: a) aggregato posto all'interno del terreno insaturo (riempimento) in contesto urbano/residenziale; b) aggregato posto al di sopra del terreno insaturo (rilevato, argine, ecc.) in contesti periurbani/naturali.

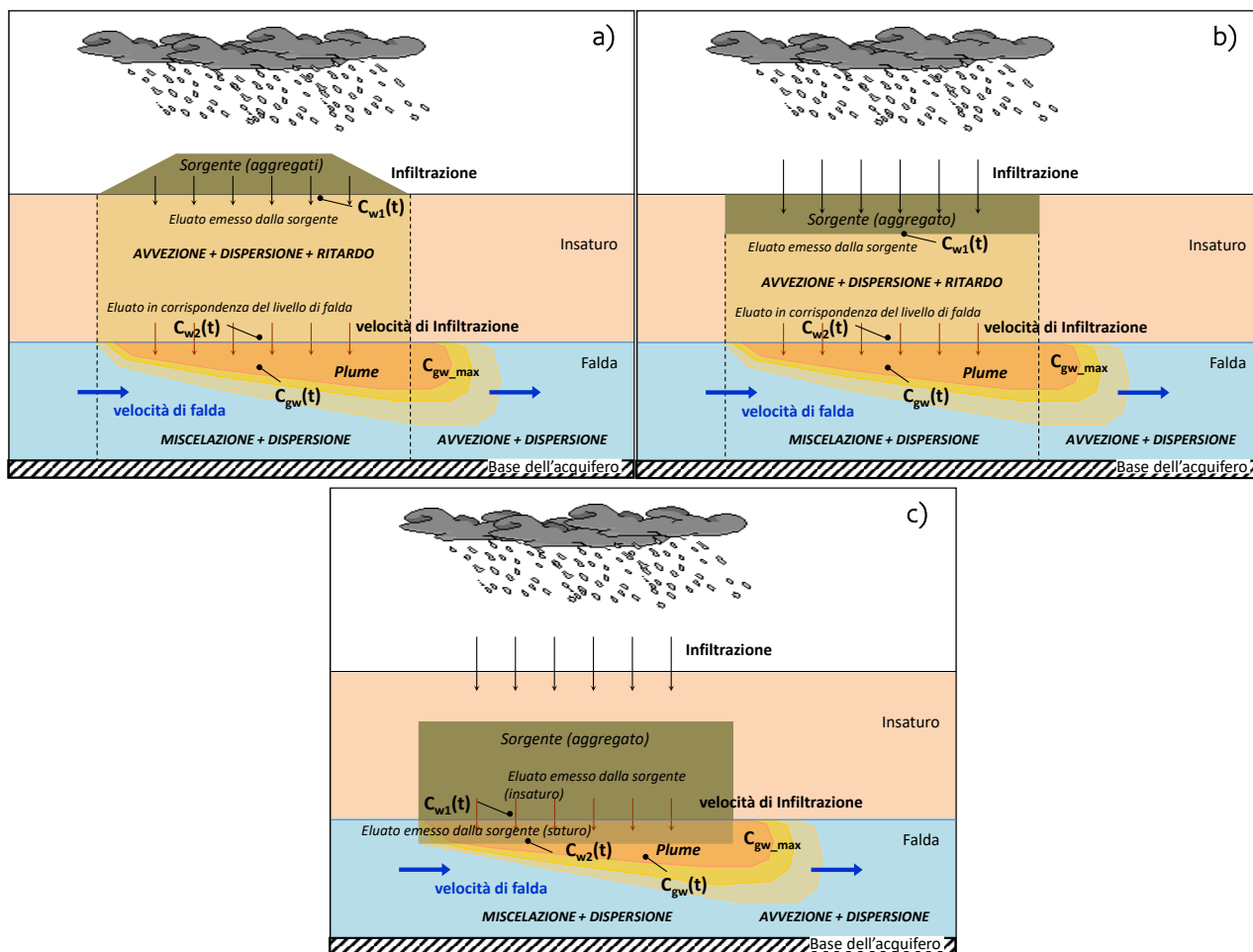


Figura B.2 Esempi schematici di posizionamento degli aggregati al suolo e dei relativi meccanismi di dispersione degli inquinanti verso le acque sotterranee: a) aggregato posto al di sopra del terreno insaturo (rilevato, argine, ecc.); b) aggregato posto all'interno del terreno insaturo (sottofondo, riempimento); c) aggregato posto in parte nel saturo (riempimento).

Anche ai fini dell'esposizione dei recettori umani, le diverse modalità di utilizzo al suolo possono interessare aree residenziali ed urbane (es. riempimenti) oppure aree non residenziali (es. rilevati, opere di ingegneria naturalistica) determinando condizioni di esposizione diverse: prevalenti indoor o outdoor, on-site (ossia a diretto contatto con l'opera) e off-site.

Le modalità di valutazione di rischio proposte nel presente documento sono improntate sulla parametrizzazione degli scenari in modalità di "ragionevole cautela", per cui non sono state considerate alcune modalità di esposizione più restrittive (es. presenza prolungata e continuativa di bambini direttamente a contatto con il materiale come nel caso di utilizzo degli aggregati per ripascimenti di arenili in aree di balneazione) e/o per le quali non vi siano modelli sufficientemente consolidati e testati sugli aggregati riciclati (es. trasferimento suolo/pianta e accumulo lungo la catena trofica nel caso di utilizzo in aree agricole e/o a pascolo destinate alla produzione per consumo umano; rilascio contestuale dalla zona insatura e saturo verso le acque sotterranee nel caso di riempimenti sotto falda; volatilizzazione dal materiale nel caso di presenza di composti volatili).

Preliminarmente all'esecuzione della procedura di valutazione del rischio sanitario, occorre effettuare una valutazione dell'utilizzo degli aggregati che si intende recuperare.

Ai fini della cessazione della qualifica di rifiuto, negli scenari di riutilizzo previsti dovrà essere garantita in primo luogo l'assenza di percorsi di volatilizzazione di sostanze volatili dagli aggregati.

A tal fine nell'aggregato, oltre alla conformità ai valori elencati in Tabella 2, Allegato 1 al DM 127/2024 per i parametri Benzene, Etilbenzene, Stirene, Toluene, Xilene e Sommatoria organici aromatici (da 20 a 23), non dovranno essere rilevate (<LOQ) sostanze di interesse per l'attivazione del percorso di volatilizzazione.

Pertanto, si dovrà far riferimento a quanto riportato nella Linea Guida SNPA 15/2018 che definisce le sostanze per cui è attivabile o è escluso il percorso di volatilizzazione dal suolo, sulle base di alcune caratteristiche chimico/fisiche. In particolare, la suddetta LG prevede i seguenti criteri:

- escludere il percorso di volatilizzazione da suolo insaturo/saturo per le specie chimiche la cui pressione di vapore risulta inferiore a $1,0 \times 10^{-6}$ kPa ($= 7,5 \times 10^{-6}$ mm Hg);
- per le specie chimiche che non soddisfano quanto sopra attivare il percorso di inalazione di vapori se:
 - o la pressione di vapore è maggiore di 0,075 mm Hg (10 Pa), oppure
 - o la Costante di Henry è maggiore di $1,0 \times 10^{-5}$ atm $\times$ m³/mol.

I suddetti criteri sono applicabili a tutte le specie chimiche ad eccezione degli idrocarburi, per i quali si ritiene attivabile il percorso di inalazione di vapori per le classi di idrocarburi aromatici e alifatici $C \leq 12$.

Al fine di bilanciare l'esigenza di favorire il recupero di rifiuti non ricompresi nel DM 127/2024 con la tutela sanitaria della popolazione, si propongono di seguito alcune indicazioni utili per la selezione degli scenari di esposizione umana e dei percorsi da considerare nella valutazione del rischio in conformità al presente documento.

Tabella B.1 – Indicazioni sulle modalità di esecuzione della valutazione del rischio sanitario (VdR) in base alle modalità di utilizzo degli aggregati

Opere di ingegneria geotecnica	Utilizzo potenziale nei seguenti casi	Scenari di esposizione da valutare nella VdR (par. B.3.2)	Percorsi di esposizione VdR (par. B.3.2)	Trasporto in verso le acque (par.B.6.4)
Realizzazione di rilevati, riempimenti, opere di ingegneria naturalistica o di consolidamento/ sistemazione dei versanti (senza alcuna copertura degli aggregati)	Parchi urbani con aree giochi destinate ai bambini Edifici scolastici e strutture ospedaliere Centri sportivi Aree agricole Aree di balneazione	Residenziale Commerciale Agricolo/Ricreativo	Tutti	FT cautelativi (Tabella B.22)
	Aree Residenziali (singole unità o piccoli agglomerati)	Residenziale Agricolo/Ricreativo		
	Aree Residenziali urbane	Residenziale		
	Aree Verdi urbane	Ricreativo (aree urbane)		
	Aree Verdi extraurbane	Agricolo/Ricreativo		
	Aree commerciali	Commerciale		
	Aree industriali	Industriale		
Realizzazione di rilevati, riempimenti, opere di ingegneria naturalistica o di consolidamento/ sistemazione dei versanti (con copertura degli aggregati)	Aree Residenziali (singole unità o piccoli agglomerati)	Residenziale Agricolo/Ricreativo	Ingestione polveri Inalazione polveri	FT cautelativi (Tabella B.22)
	Aree Residenziali urbane	Residenziale		
	Aree Verdi urbane	Ricreativo (aree urbane)		
	Aree Verdi extraurbane	Agricolo/Ricreativo		
	Aree commerciali	Commerciale		
Realizzazione di rilevati, riempimenti, sottofondi stradali, piazzali (con impermeabilizzazione degli aggregati)	Aree Residenziali (singole unità o piccoli agglomerati)	Nessuno	Nessuno	FT ridotti (Tabella B.23)
	Aree Residenziali urbane			
	Aree Verdi urbane			
	Aree Verdi extraurbane			
	Aree commerciali			
	Aree industriali			

Nel caso di riutilizzi che prevedono il posizionamento dell'aggregato anche solo in parte nella zona satura, la simulazione del trasporto verso le acque sotterranee deve essere eseguita utilizzando i fattori di trasporto specifici descritti al **paragrafo B.6.4 – Tabella B.24**.

Tutte le eventuali restrizioni all'impiego degli aggregati risultanti dalla valutazione di rischio di cui al presente documento dovranno essere adeguatamente motivate dal proponente.

Inoltre, è sempre opportuno eseguire le valutazioni anche negli scenari di massima cautela per consentire una più completa ed esaustiva valutazione da parte delle autorità competenti in fase di autorizzazione.

Si rappresenta, infatti, che non è possibile definire un unico scenario cautelativo per tutte le specie chimiche coinvolte in quanto il peso dei percorsi sul rischio risultante dipende anche dalle concentrazioni nella matrice e dalle caratteristiche tossicologiche degli inquinanti di interesse. Si richiede quindi, per completezza, di valutare in base all'utilizzo dell'aggregato tutti gli scenari proposti nella Tabella B1 e selezionare di volta in volta, in base alle risultanze della caratterizzazione, quello più conservativo (indice di rischio maggiore).

B.2. Caratterizzazione degli aggregati ai fini della valutazione del rischio sanitario

La valutazione del rischio sanitario si applica alle due diverse matrici analizzate nell'ambito della caratterizzazione dei rifiuti: matrice solida ed eluato.

Per quel che concerne la valutazione della matrice solida, la determinazione del contenuto totale dei contaminanti è un prerequisito fondamentale per identificare quali sostanze siano presenti e valutare la loro pertinenza e rilevanza sotto il profilo sanitario.

Ai fini della valutazione dei potenziali impatti sanitari sulle risorse idriche destinate al consumo umano è opportuno caratterizzare in maniera dettagliata il rilascio dei contaminanti nella matrice liquida (eluato) mediante diverse tipologie prove di lisciviazione.

Per ottenere informazioni adeguate ed esaustive per verificare l'impatto sanitario ai fini della cessazione della qualifica di rifiuto di un aggregato riciclato o artificiale, sarebbe opportuno effettuare almeno tre tipi di prove:

1. prove di lisciviazione a flusso ascendente, in conformità alla norma tecnica UNI EN 14405;
2. prove di lisciviazione in batch a pH variabile, in conformità alla norma tecnica UNI EN 14429;
3. prove di lisciviazione in batch a differenti rapporti L/S (2:1, in conformità alla norma tecnica UNI EN 12457-1 e 10:1, in conformità alla norma tecnica UNI EN 12457-2).

Tali prove, ove percorribile, dovrebbero essere eseguite per tutti i contaminanti (organici ed inorganici) oggetto della valutazione di rischio.

La necessità di eseguire più test di lisciviazione deriva dalle seguenti considerazioni.

La prova di percolazione a flusso ascendente (UNI EN 14405) consente di verificare, in condizioni idrauliche dinamiche, il comportamento alla lisciviazione degli aggregati in funzione del variare del rapporto L/S, per simulare in tal modo condizioni più realistiche. Infatti, in un terreno in condizioni naturali il massimo volume di acqua in equilibrio con la matrice solida è denominato "capacità di campo". Quindi, per volumi d'acqua superiori alla capacità di campo, la matrice solida non è più in grado di trattenere acqua, generando così il moto di percolazione verso il basso. In questo caso, visto l'utilizzo al suolo, si ritiene opportuno estendere agli aggregati il concetto di capacità di campo tipico dei terreni, per stabilire quali siano i valori di rapporti L/S maggiormente rappresentativi delle condizioni reali degli aggregati al suolo (figura B.3).

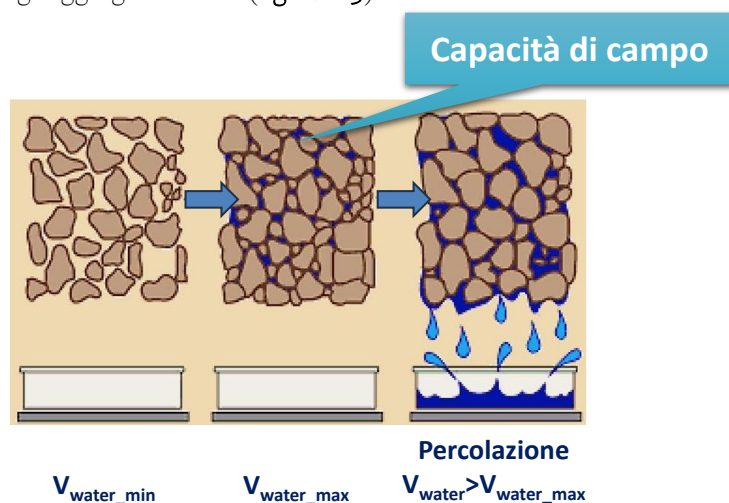


Figura B.3 – Definizione della capacità di campo.

Come indicato nel Report JRC del 2014 "Study on methodological aspects regarding limit values for pollutants in aggregates in the context of the possible development of end-of-waste criteria under the EU Waste Framework Directive", l'utilizzo in input al modello di lisciviazione di valori nell'eluato determinati in test batch a L/S = 10:1,

può determinare, per alcuni contaminanti inorganici presenti in certe tipologie di aggregati, una stima non realistica e potenzialmente non cautelativa dei picchi di concentrazione in acqua interstiziale, poiché “nei test in colonna concentrazioni più elevate si registrano all’inizio nell’acqua interstiziale (ovverosia a bassi valori di rapporto L/S)”.

In generale nelle condizioni reali di riutilizzo degli aggregati al suolo il rapporto L/S può essere determinato come rapporto tra porosità totale (θ_T) e densità apparente del materiale (ρ_b).

Considerando la densità apparente media dei rifiuti da cui sono generati gli aggregati riciclati e la relativa stima della porosità totale è possibile definire i volumi di acqua interstiziale teorici in equilibrio con la fase solida a capacità di campo. Nella **tabella B.2** sono riportati alcuni esempi dei rapporti L/S nel suolo per diverse tipologie di rifiuti da cui possono essere derivati gli aggregati.

Tabella B.2 – Valori stimati di rapporti L/S a capacità di campo per diverse tipologie di rifiuti da cui sono prodotti gli aggregati

Parametro (simbolo)	Densità apparente (ρ_b) [Kg/L]	Porosità totale (θ_T)	L/S [Kg/L]
Ceneri leggere (Fly Ash)	0,7	0,541	0,77
Ceneri pesanti (Bottom Ash)	1,2	0,578	0,48
Scorie da incenerimento	1	0,45	0,45
Scorie ³	1,5	0,375	0,25
C&D	2,4	0,397	0,17

I valori sono molto più bassi di quelli utilizzati nelle prove in batch più largamente diffuse e previste anche dalle normative vigenti ($L/S = 2/1$ e $L/S = 10/1$). Pertanto, l’utilizzo di dati nell’eluato provenienti da tali prove all’interno di un modello di lisciviazione potrebbe essere, nella maggior parte dei casi, non cautelativo ai fini della protezione delle risorse idriche destinate al consumo umano.

Il pH del mezzo può influenzare il rilascio di contaminanti, soprattutto se di origine inorganica e quindi le prove di lisciviazione a pH variabile (UNI EN 14429) possono consentire di comprendere come i vari contaminanti si solubilizzano nel mezzo acquoso in funzione della concentrazione idrogenionica.

Per la valutazione del rischio da lisciviazione è opportuno osservare che il pH delle acque piovane ha valori compresi tra 5,6 e 6,2 che, in presenza di più sostanze come solfati e nitrati derivanti dall’inquinamento atmosferico in aree antropizzate (urbane e/o industriali), possono scendere anche a valori inferiori (3-4). Pertanto, è opportuno utilizzare valori nell’eluato riferiti a tali range di pH, in quanto più simili alle condizioni reali di percolazione nel sottosuolo. Infatti, gli studi disponibili mostrano che spesso le sostanze inorganiche presenti negli aggregati possono essere rilasciate a pH acidi in concentrazioni più elevate.

Infine, per quel che concerne, in particolare, le sostanze organiche, occorre determinare i seguenti parametri chimico fisici degli aggregati:

- granulometria (classificazione USGS)
- contenuto totale di carbonio organico (f_{oc});
- carbonio organico disciolto (DOC);
- densità apparente (massa volumica apparente) (ρ_b);
- massa volumica reale (ρ_r);
- porosità totale (θ_T);

Infatti, per le sostanze organiche poco idrofobiche i meccanismi di rilascio e l’interazione con il suolo sono governata dal contenuto totale di carbonio organico (f_{oc}), mentre per le sostanze organiche idrofobiche l’adsorbimento/desorbimento dipende sia dal carbonio organico totale (f_{oc}), sia dal carbonio organico mobile in acqua (DOC). Le altre caratteristiche fisiche governano la quantità di acqua che rimane in equilibrio con la matrice solida nelle condizioni di utilizzo.

³ Si intendono altre tipologie di scorie diverse da quelle da incenerimento

B.2.1 Contaminanti da sottoporre alla valutazione di rischio

I contaminanti da sottoporre alla valutazione di rischio sono tutti quelli rilevati (>LOQ) sia nella matrice solida sia nell'eluato in fase di caratterizzazione dell'aggregato.

B.3. Valutazione del rischio sanitario da matrice solida

La valutazione del rischio sanitario per la matrice solida prevede la valutazione dei percorsi di esposizione umana associati agli scenari di utilizzo degli aggregati al suolo e la valutazione della migrazione verso le acque destinate al consumo umano.

Ai fini della valutazione dell'esposizione dei recettori umani, si considerano le diverse modalità di utilizzo degli aggregati al suolo, le quali possono interessare sia aree a destinazione residenziale ed urbana (quali, a titolo esemplificativo, interventi di riempimento) sia aree a destinazione non residenziale (quali rilevati, infrastrutture e opere di ingegneria naturalistica). In relazione ai contesti di impiego, si configurano differenti condizioni di esposizione, variabili in termini di durata, frequenza e modalità di contatto, distinguibili in esposizioni prevalenti indoor, associate alla permanenza in ambienti indoor e outdoor. Inoltre, si distinguono condizioni di esposizione on-site, riferite ai recettori presenti in prossimità e a diretto contatto con l'opera o il sito di utilizzo degli aggregati, e condizioni di esposizione off-site, riconducibili a processi di dispersione e migrazione dei contaminanti verso aree esterne, con potenziale interessamento di recettori situati al di fuori del sito di riutilizzo (figura B.1).

In particolare, nel presente documento viene proposta una rivalutazione dell'esposizione alle polveri contaminate. Infatti, nell'ambito della valutazione del rischio sanitario associato alla contaminazione presente nel suolo, l'esposizione a polveri contaminate è stata tradizionalmente considerata soprattutto on-site e in ambiente outdoor, mentre il contributo derivante dalla deposizione e dal rimaneggiamento delle polveri in ambienti indoor e nelle aree off-site risulta spesso sottovalutato. La letteratura scientifica disponibile, invece, riporta che tale percorso di esposizione è comune e può assumere rilievo in particolare nei contesti residenziali, ricreativi e, in alcuni casi, agricoli, dove le persone trascorrono tempi prolungati in ambienti chiusi e possono essere esposte a polveri depositate provenienti anche da sorgenti non vicine.

Le polveri contaminate possono originarsi dal suolo per effetto di erosione eolica, abrasione, risospensione del particolato superficiale e trasporto meccanico, ad esempio tramite veicoli. Una volta emesse, esse possono essere trasportate all'esterno dell'area sorgente (in questo caso il sito di riutilizzo degli aggregati riciclati) anche a grande distanza e successivamente depositarsi sia in ambienti outdoor sia indoor. Inoltre, la prolungata permanenza della popolazione negli ambienti indoor rende particolarmente importante la valutazione dell'esposizione alla polvere che viene direttamente trasportata (polvere trascinata all'interno con le scarpe) negli ambienti indoor o si deposita sia sul pavimento sia sugli oggetti di uso quotidiano, soprattutto quando questa può accumulare metalli, contaminanti organici persistenti ed altri inquinanti presenti nell'ambiente circostante.

Sotto il profilo delle vie di esposizione, le polveri rilevano principalmente per ingestione accidentale e inalazione, oltre che, in misura generalmente secondaria, per contatto dermico.

L'impostazione tradizionale, infatti, considera prevalentemente l'esposizione on-site e in ambiente outdoor, includendo in modo semplificato la componente di ingestione complessiva di suolo e polveri e assumendo parametri emissivi di default non sempre rappresentativi delle condizioni reali. Tale approccio può determinare una non adeguata caratterizzazione dell'esposizione, in quanto non tiene conto dei contributi derivanti dalla deposizione e dalla successiva risospensione delle polveri in ambienti indoor, né dei fenomeni di trasporto e dispersione off-site.

Il nuovo approccio metodologico proposto si basa su una valutazione più articolata, che distingue esplicitamente le diverse componenti di esposizione: ingestione di suolo outdoor, ingestione di polveri outdoor e ingestione di polveri indoor. Tale approccio prevede inoltre l'utilizzo di modelli emissivi aggiornati per la stima delle polveri generate da processi di erosione eolica, calibrati su parametri sito-specifici (quali granulometria, copertura del suolo e condizioni meteorologiche), in grado di rappresentare in maniera più realistica i flussi di particolato rispetto ai valori di default attualmente adottati, che risultano potenzialmente sottostimati.

Ulteriore elemento qualificante è l'introduzione di un approccio basato sui pattern di attività dei recettori, che consente di modulare i tassi di esposizione in funzione dei tempi di permanenza nei diversi microambienti (indoor/outdoor) e delle specifiche caratteristiche dei recettori (età, comportamenti, modalità d'uso del suolo). Tale impostazione consente di superare le semplificazioni insite nell'uso di tassi di ingestione standardizzati, evidenziando come i valori di default possano risultare, da un lato, eccessivamente conservativi per l'esposizione outdoor e, dall'altro, non rappresentativi dell'esposizione indoor, spesso trascurata.

Per quel che concerne la lisciviazione verso le acque sotterranee, gli scenari di utilizzo in opere di ingegneria geotecnica ipotizzati per l'applicazione della modellistica proposta in questo documento che gli aggregati non sono utilizzati all'interno della zona satura (acque di impregnazione e/o falda);

La valutazione del rilascio dei contaminanti dagli aggregati prevede la migrazione di questi attraverso lo strato sottostante di suolo insaturo verso la falda, per poi essere eventualmente veicolati verso un ipotetico corpo idrico superficiale. In generale, le condizioni al contorno da impostare nella valutazione devono essere improntate sul principio di cautela, facendo riferimento a scenari che siano “espressione” di condizioni cautelative (worst case) relative all’infiltrazione di acqua meteorica nei materiali, allo spessore degli stessi, alla loro forma, alla presenza di copertura o meno, alla durata della struttura in cui gli aggregati potranno venire a contatto con la specifica matrice ambientale, ecc.

B.3.1. Selezione dei valori di riferimento per la valutazione tossicologica

Per la derivazione dei valori di riferimento tossicologici per la valutazione dei rischi per la salute umana, si è proceduto all’analisi dei database riconosciuti a livello europeo ed internazionale. Le fonti analizzate in ordine di rilevanza sono i seguenti:

1. EFSA (Autorità Europea per la Sicurezza Alimentare) e WHO (Organizzazione Mondiale della Sanità)
2. ECHA (Agenzia Europea delle Sostanze Chimiche) e USEPA (Agenzia Federale Statunitense per la Protezione dell'Ambiente)
3. ATSDR (Agenzia Statunitense per le Sostanze Tossiche e il Registro delle Malattie)

In Allegato D sono riportati i valori di riferimento desunti dai database sopra citati per i contaminanti di maggiore interesse relativi alle tipologie di materiali oggetto sinora di autorizzazione, ad esclusione dei composti potenzialmente volatilizzabili in caso di utilizzo al suolo e per i quali si richiede di dimostrare l’assenza (< LOQ) dai campioni sottoposti a caratterizzazione chimica. Per la definizione dei composti di interesse potenzialmente oggetto di volatilizzazione si rimanda ai criteri definiti al **par.B.1.**

Si riportano di seguito le descrizioni dei valori di riferimento utilizzati:

- **VALORI EFSA / WHO**
 - BMDL (Benchmark Dose Lower Confidence Limit): *“la dose minima che produce un effetto avverso di basso livello (tipicamente 1–10%)”* e rappresenta il limite inferiore dell’intervallo di confidenza della BMD, utilizzato come punto di partenza (Reference Point) nella valutazione del rischio per sostanze cancerogene.
 - TDI (Tolerable Daily Intake): *“Stima della quantità di una sostanza nei cibi o nell’acqua, non intenzionalmente aggiunta (es. contaminanti), che può essere assunta quotidianamente per tutta la vita senza rischio apprezzabile per la salute.”*
 - TWI (Tolerable Weekly Intake): Valore analogo al TDI ma espresso su base settimanale, usato per sostanze con accumulo (es. metalli).
 - UL (Tolerable Upper Intake Level): *“Il livello massimo di assunzione cronica giornaliera totale di un nutriente (da tutte le fonti) che non è previsto comporti un rischio di effetti avversi per la salute umana”* o in alternativa, *“La quantità massima consumabile quotidianamente per tutta la vita senza effetti avversi.”*
- **VALORI ECHA (REACH)**
 - DNEL (Derived No Effect Level): *“Livello di esposizione al di sotto del quale gli esseri umani non dovrebbero essere soggetti a effetti avversi”*, è usato come valore di riferimento per confrontare l’esposizione nella caratterizzazione del rischio. Si è fatto riferimento ai DNEL cronici (esposizione a lungo termine) relativi alla popolazione generale.
- **VALORI US EPA**
 - RfD (Reference Dose): *“Stima (con incertezza) dell’esposizione orale giornaliera alla popolazione umana, inclusi i gruppi sensibili, che probabilmente non comporta un rischio apprezzabile di effetti deleteri durante la vita.”*
 - RfC (Reference Concentration): *“Stima (con incertezza) dell’esposizione per inalazione giornaliera continua che probabilmente non comporta un rischio apprezzabile di effetti deleteri durante la vita.”*
 - SF (Slope Factor / Cancer Slope Factor): *“Stima del limite superiore plausibile dell’aumento del rischio di cancro associato a un’esposizione per tutta la vita a una sostanza”* per unità di dose relativo sostanze cancerogene senza soglia.
 - URF / IUR (Unit Risk Factor, Inhalation Unit Risk): *“Rischio aggiuntivo di cancro per esposizione continua a una concentrazione unitaria (es. 1 µg/m³) di una sostanza nell’aria per tutta la vita.”*
- **VALORI ATSDR**
 - MRL (Minimal Risk Level): *“Stima dell’esposizione giornaliera umana a una sostanza che è improbabile causi effetti non cancerogeni durante una specifica durata di esposizione.”*

I valori proposti si riferiscono alle vie di esposizione oggetto della valutazione di rischio in conformità alle indicazioni del presente documento.

La selezione dei valori di riferimento tossicologici si riferisce ad effetti locali o sistemici e relativi all'esposizione a lungo termine della popolazione generale. Anche per quel che concerne i lavoratori, si ritiene opportuno fare riferimento a tali valori e non a quelli di tipo occupazionale. Infatti, nel caso dell'utilizzo di aggregati al suolo, la valutazione occupazionale interesserebbe i lavoratori di cantiere delle opere di ingegneria geotecnica la cui esposizione, però, risulta limitata strettamente alle tempistiche di esecuzione (esposizione a breve-medio termine) delle opere. Invece, è opportuno che siano valutati i rischi sanitari derivanti dall'esposizione ambientale a lungo termine a sostanze contaminanti per tutti i recettori coinvolti, comprendenti i lavoratori esposti in modo non direttamente connesso all'attività lavorativa e la popolazione generale. La finalità della valutazione è quindi di tipo sanitario-ambientale e non occupazionale.

I criteri di selezione dei valori di riferimento tossicologici sono i seguenti:

- gerarchia delle fonti;
- data di aggiornamento del valore di riferimento;
- valore più cautelativo.

Qualora siano sottoposte a caratterizzazione ulteriori sostanze non presenti nell'Allegato D e non potenzialmente volatilizzabili dal suolo, dovranno essere ricercati i parametri di tossicità di riferimento nelle fonti sopra indicate.

B.3.2. Valutazione dell'esposizione umana

I percorsi di esposizione umana da valutare sono i seguenti:

- Ingestione diretta di aggregato e di polveri *outdoor*
- Contatto dermico
- Ingestione di polveri *indoor*
- Inalazione di polveri *outdoor*
- Inalazione di polveri *indoor*

Nel caso degli aggregati, in via cautelativa, tutti i percorsi si considerano on-site, ovverosia con i recettori direttamente a contatto con l'opera costituita da aggregati riciclati.

La definizione dei ratei di esposizione umana per i percorsi sopra-citati si basa sui principali riferimenti USEPA (*Exposure Factors Handbook*, 2017), che prevede un approccio basato sui pattern di attività, che consente di modulare i tassi di ingestione, di contatto e di inalazione in funzione dei tempi di permanenza e delle abitudini dei recettori nei diversi microambienti (*indoor come da definizione del 2001 ambienti dove non si svolgono attività di tipo industriale o artigianale e outdoor*). Per adattare questo approccio alla realtà nazionale ed in particolare alle abitudini di vita degli italiani si è fatto riferimento ad uno studio ISTAT del 2012 su 18.250 famiglie italiane. Inoltre, relativamente alle caratteristiche della popolazione, si è fatto riferimento ai dati dei campioni di popolazione utilizzata dal CREA per le indagini nazionali sui consumi alimentari in Italia, il cui ultimo aggiornamento è del 2024. In particolare, si è fatto riferimento ai dati dell'indagine del 2005-2006, in quanto più dettagliata con il coinvolgimento di un campione più ampio di popolazione (1329 famiglie e 3323 individui di età compresa tra 0 e 94 anni).

Infine, per consentire una valutazione più flessibile ed adattabile alle specifiche finalità di utilizzo delle diverse tipologie di aggregati nell'ambito delle opere di ingegneria geotecnica, sono stati identificati i seguenti scenari di esposizione umana:

- Residenziale
- Industriale⁴
- Commerciale
- Ricreativo (aree urbane)
- Agricolo/Ricreativo (aree agroforestali/naturali)

Sono stati definiti i tassi di esposizione per i percorsi sopra-indicati per 4 classi di età: bambino, adolescente, adulto e anziano. Per lo scenario industriale è stato considerato esclusivamente il lavoratore, mentre per lo scenario commerciale ed agricolo/ricreativo sono stati considerati sia i lavoratori sia la popolazione generale.

Come già indicato in precedenza i lavoratori esposti non sono quelli interessati dalle attività di cantiere, ma in generale quelli esposti in modo non direttamente connesso all'attività lavorativa in sé, ma solo alla permanenza nelle aree interessate dal riutilizzo degli aggregati.

⁴ Nello scenario industriale viene considerato il lavoratore che per la sua mansione (es. attività di ufficio) non è esposto agli inquinanti legati al processo produttivo, ma è esposto alla contaminazione ambientale

Nelle tabelle seguenti sono riportati i tassi di esposizione EM definiti per gli scenari sopra indicati. I ratei di esposizione indicati si ritengono applicabili in tutti i casi in cui è disponibile un valore soglia di riferimento tossicologico (BMDL, TDI, UL, DNEL, RfD, RfC) giornaliero e/o settimanale (TWI).

Tabella B.3 – Tassi di esposizione per utilizzo al suolo degli aggregati – Scenario residenziale

Scenario Residenziale	U.M.	Bambino	Adolescente	Adulto	Anziano
		0-6 anni	7-16 anni	17-65 anni	over 65 anni
Esposizione outdoor					
EM ingestione diretta+polveri outdoor	mg _{suolo} /Kg*d	2,03E+00	1,60E-01	8,81E-02	1,86E-01
EM contatto dermico	mg _{suolo} /kg*d	2,59E+01	8,70E+00	6,76E+00	6,54E+00
EM inalazione polveri outdoor	adim.	2,80E-02	2,00E-02	3,60E-02	7,59E-02
Esposizione indoor					
EM ingestione polveri indoor	mg _{suolo} /kg*d	3,03E+00	6,31E-01	2,18E-01	2,72E-01
EM inalazione polveri indoor	adim.	7,91E-01	7,83E-01	7,19E-01	8,95E-01

Tabella B.4 – Tassi di esposizione per utilizzo al suolo degli aggregati – Scenario industriale⁵

Scenario Industriale	U.M.	Lavoratore
<i>Esposizione outdoor</i>		
EM ingestione diretta+polveri outdoor	mg _{suolo} /kg*d	4,89E-02
EM contatto dermico	mg _{suolo} /kg*d	7,13E+00
EM inalazione polveri outdoor	adim.	2,28E-01
<i>Esposizione indoor</i>		
EM ingestione polveri indoor	mg _{suolo} /kg*d	9,78E-02
EM inalazione polveri indoor	adim.	2,28E-01

Tabella B.5 – Tassi di esposizione per utilizzo al suolo degli aggregati – Scenario commerciale

Scenario Commerciale	U.M.	Lavoratore	Bambino	Adolescente	Adulto	Anziano
			0-6 anni	7-16 anni	17-65 anni	over 65 anni
Esposizione outdoor						
EM ingestione diretta+polveri outdoor	mg _{suolo} /kg*d	4,89E-02	1,39E+00	2,41E-01	6,26E-02	4,70E-02
EM contatto dermico	mg _{suolo} /kg*d	7,13E+00	2,65E+01	9,36E+00	1,75E+01	5,23E+00
EM inalazione polveri outdoor	adim.	2,28E-01	1,92E-02	2,88E-02	2,56E-02	1,92E-02
Esposizione indoor						
EM ingestione polveri indoor	mg _{suolo} /kg*d	9,78E-02	4,89E-02	1,62E-02	1,36E-02	1,36E-02
EM inalazione polveri indoor	adim.	2,28E-01	1,28E-02	1,92E-02	4,47E-02	4,47E-02

Tabella B.6 – Tassi di esposizione per utilizzo al suolo degli aggregati – Scenario ricreativo (aree urbane)

Scenario Ricreativo (aree urbane)	U.M.	Bambino	Adolescente	Adulto	Anziano
		0-6 anni	7-16 anni	17-65 anni	over 65 anni
Esposizione outdoor					
EM ingestione diretta+polveri outdoor	mg _{suolo} /kg*d	1,39E+00	2,41E-01	6,26E-02	4,70E-02
EM contatto dermico	mg _{suolo} /kg*d	2,65E+01	9,36E+00	1,75E+01	5,23E+00
EM inalazione polveri outdoor	adim.	1,92E-02	2,88E-02	2,56E-02	1,92E-02

⁵ Nello scenario industriale viene considerato il lavoratore che per la sua mansione (es. attività di ufficio) non è esposto agli inquinanti legati al processo produttivo, ma è esposto alla contaminazione ambientale

Esposizione indoor

EM ingestione polveri indoor	mg _{suolo} /kg*d	4,89E-02	1,62E-02	1,36E-02	1,36E-02
EM inalazione polveri indoor	adim.	1,28E-02	1,92E-02	4,47E-02	4,47E-02

Tabella B.7 – Tassi di esposizione per utilizzo al suolo degli aggregati – Scenario agricolo/ricreativo (aree agroforestali/naturali)

Scenario Agricolo/Ricreativo (aree agroforestali/ naturali)	U.M.	Lavoratore	Bambino	Adolescente	Adulto	Anziano
			0-6 anni	7-16 anni	17-65 anni	over 65 anni
Esposizione outdoor						
EM ingestione diretta+polveri outdoor	mg _{suolo} /kg*d	4,89E-02	7,47E-02	1,29E-02	3,35E-03	2,52E-03
EM contatto dermico	mg _{suolo} /kg*d	7,13E+00	1,42E+00	5,01E-01	9,38E-01	2,80E-01
EM inalazione polveri outdoor	adim.	2,28E-01	1,03E-03	1,54E-03	1,37E-03	1,03E-03

Viste le peculiarità della valutazione proposta si ritiene opportuno che siano valutate separatamente le esposizioni in ambienti aperti (*outdoor*) e in ambienti chiusi residenziali (*indoor*), e che invece siano cumulati (in via cautelativa) gli effetti di tutti i percorsi nei diversi ambienti.

Qualora si facesse riferimento ai valori di riferimento tossicologici USEPA per le sostanze cancerogene senza soglia, dovrebbe essere derivato un rischio incrementale di effetti cancerogeni da esposizione cronica e pertanto i ratei di esposizione da utilizzare sono mediati sull'intera durata della vita (convenzionalmente 70 anni, che corrisponde all'età media alla morte in Italia, secondo ISTAT).

Nelle tabelle seguenti sono riportati i tassi di esposizione EM definiti per gli scenari ipotizzati secondo l'approccio USEPA per le sostanze cancerogene.

Tabella B.8 – Tassi di esposizione USEPA sostanze cancerogene – Scenario residenziale

Scenario Residenziale (USEPA sostanze cancerogene)	U.M.	Bambino	Adolescente	Adulto	Anziano
		0-6 anni	7-16 anni	17-65 anni	over 65 anni
Esposizione outdoor					
EM ingestione diretta+polveri outdoor	mg _{suolo} /kg*d	1,74E-01	2,28E-02	1,76E-02	1,33E-02
EM contatto dermico	mg _{suolo} /kg*d	2,22E+00	1,24E+00	1,35E+00	4,67E-01
EM inalazione polveri outdoor	adim.	2,40E-03	2,85E-03	7,19E-03	5,42E-03
Esposizione indoor					
EM ingestione polveri indoor	mg _{suolo} /kg*d	2,60E-01	9,02E-02	4,36E-02	1,94E-02
EM inalazione polveri indoor	adim.	6,78E-02	1,12E-01	1,44E-01	6,39E-02

Tabella B.9 – Tassi di esposizione USEPA sostanze cancerogene – Scenario industriale⁶

Scenario Industriale (USEPA sostanze cancerogene)	U.M.	Lavoratore
<i>Esposizione outdoor</i>		
EM ingestione diretta+polveri outdoor	mg _{suolo} /kg*d	1,75E-02
EM contatto dermico	mg _{suolo} /kg*d	2,54E+00
EM inalazione polveri outdoor	adim.	8,15E-02
<i>Esposizione indoor</i>		
EM ingestione polveri indoor	mg _{suolo} /kg*d	3,49E-02
EM inalazione polveri indoor	adim.	8,15E-02

⁶ Nello scenario industriale viene considerato il lavoratore che per la sua mansione (es. attività di ufficio) non è esposto agli inquinanti legati al processo produttivo, ma è esposto alla contaminazione ambientale

Tabella B.10 – Tassi di esposizione USEPA sostanze cancerogene – Scenario commerciale

Scenario Commerciale (USEPA sostanze cancerogene)	U.M.	Lavoratore	Bambino	Adolescente	Adulto	Anziano
			0-6 anni	7-16 anni	17-65 anni	over 65 anni
Esposizione outdoor						
EM ingestione diretta+polveri outdoor	mg _{suolo} /kg*d	1,75E-02	1,20E-01	3,45E-02	1,25E-02	3,35E-03
EM contatto dermico	mg _{suolo} /kg*d	2,54E+00	2,27E+00	1,34E+00	3,50E+00	3,74E-01
EM inalazione polveri outdoor	adim.	8,15E-02	1,64E-03	4,11E-03	5,11E-03	1,37E-03
Esposizione indoor						
EM ingestione polveri indoor	mg _{suolo} /kg*d	3,49E-02	4,19E-03	2,32E-03	2,72E-03	9,70E-04
EM inalazione polveri indoor	adim.	8,15E-02	1,10E-03	2,74E-03	8,95E-03	3,20E-03

Tabella B.11 – Tassi di esposizione USEPA sostanze cancerogene – Scenario ricreativo (aree urbane)

Scenario Ricreativo (aree urbane) (USEPA sostanze cancerogene)	U.M.	Bambino	Adolescente	Adulto	Anziano
		0-6 anni	7-16 anni	17-65 anni	over 65 anni
Esposizione outdoor					
EM ingestione diretta+polveri outdoor	mg _{suolo} /kg*d	1,20E-01	3,45E-02	1,25E-02	3,35E-03
EM contatto dermico	mg _{suolo} /kg*d	2,27E+00	1,34E+00	3,50E+00	3,74E-01
EM inalazione polveri outdoor	adim.	1,64E-03	4,11E-03	5,11E-03	1,37E-03
Esposizione indoor					
EM ingestione polveri indoor	mg _{suolo} /kg*d	4,19E-03	2,32E-03	2,72E-03	9,70E-04
EM inalazione polveri indoor	adim.	1,10E-03	2,74E-03	8,95E-03	3,20E-03

Tabella B.12 – Tassi di esposizione USEPA sostanze cancerogene – Scenario agricolo/ricreativo (aree agroforestali/naturali)

Scenario Agricolo/Ricreativo (aree agroforestali/ naturali) (USEPA sostanze cancerogene)	U.M.	Lavoratore	Bambino	Adolescente	Adulto	Anziano
			0-6 anni	7-16 anni	17-65 anni	over 65 anni
Esposizione outdoor						
EM ingestione diretta+polveri outdoor	mg _{suolo} /kg*d	1,75E-02	6,40E-03	1,85E-03	6,71E-04	1,80E-04
EM contatto dermico	mg _{suolo} /kg*d	2,54E+00	1,22E-01	7,16E-02	1,88E-01	2,00E-02
EM inalazione polveri outdoor	adim.	8,15E-02	8,81E-05	2,20E-04	2,74E-04	7,34E-05

B.3.2.1 Definizione del fattore di emissione di polveri (PEF) dal suolo

Il modello di risolleamento polveri “unlimited reservoir” consente il calcolo del tasso di emissione medio annuo di polveri sottili PM₁₀ (ovvero di dimensione uguale o inferiore a 10 micron) per unità di superficie.

L'ipotesi alla base del modello prevede che vi sia una quantità non limitata di materiale erodibile sulla superficie emissiva e pertanto è applicabile a superfici spoglie (con scarsa vegetazione o altro tipo di copertura) e caratterizzate da materiali facilmente erodibili (es. sabbie fini) con limitata presenza (<10%) di materiali più grossolani (ciottoli) in grado di limitare il processo di erosione.

Secondo tale modello la soglia di velocità di attrito del vento al suolo in grado di innescare il meccanismo di erosione è relativamente bassa e il fenomeno è pressoché costante nel tempo (flusso emissivo pressoché continuo).

Le emissioni di polveri sottili sono correlate alla velocità di soglia di attrito, ovvero alla velocità del vento alla superficie del terreno al di sopra della quale le particelle vengono sospese in aria.

La velocità di attrito al suolo viene calcolata sulla base della classificazione granulometrica degli orizzonti più superficiali del terreno, ed in particolare definendo la “moda” della distribuzione granulometrica (Aggregate Size Distribution Mode – ADSM), ovvero la classe granulometrica che rappresenta in percentuale il valore maggiore.

Se la superficie interessata dal fenomeno di emissione di polveri contiene elementi non erodibili (es. ghiaie o ciottoli superiori ad 1 cm di diametro), l'effetto limitante di questi elementi deve essere preso in considerazione

correggendo la velocità di soglia di attrito. La correzione della velocità soglie di attrito considera, cautelativamente, percentuali di elementi non erodibili fino ad un massimo del 10% della superficie nuda interessata, in quanto per valori superiori cadrebbe l'ipotesi di validità del modello.

Altra considerazione importante riguarda la presenza di superfici coperte, ovverosia le porzioni di area non interessate dal fenomeno di risollevamento polveri. La copertura può essere sia di tipo naturale (copertura vegetale) che artificiale (pavimentazioni). Nella valutazione della superficie coperta occorre tener conto però che la presenza di vegetazione o anche la presenza di copertura superficiale possono non garantire un isolamento completo della superficie del terreno rispetto all'azione del vento.

Nel presente documento vengono considerati due scenari di emissione di polveri al fine di definire la "portata di particolato emesso per unità di superficie", Pe [g/m^2*s], mediante il modello sopra descritto. I due scenari sono rispettivamente associati ad una elevata o ragionevole cautela.

Tabella B.13 – Derivazione dei valori di portata di particolato per unità di superficie Pe [g/m^2*s]

Ipotesi utilizzate	Scenario 1 Elevata Cautela		Scenario 2 Ragionevole Cautela		Default ISPRA ⁷
	Res/Verde	Comm/Ind	Res/Verde	Comm/Ind	
Frazione di superficie coperta o vegetata [%]	0%	10%	0%	50%	
Tessitura strati superficiali	Sabbia fine (SP, SM, SC, OM, ML, MH)	Sabbia fine (SP, SM, SC, OM, ML, MH)	Sabbia media (GW, GP, GM, GC, SW)	Sabbia media (GW, GP, GM, GC, SW)	
Velocità soglia di attrito al suolo [m/s]	0,356	0,36	0,48	0,48	
Rapporto elementi non erodibili (es. ciottoli) e superficie scoperta dell'area [%]	0-0,1%	0-0,1%	1%-5%	1%-5%	
Velocità media del vento [m/s] ⁸	5,2	5,2	5,2	5,2	2,25
Portata di particolato per unità di superficie [g/m^2*s]	1,38E-04	1,24E-04	1,62E-5	8,98E-6	6,9E-10

La selezione degli scenari deve essere effettuata sulla base delle caratteristiche dell'aggregato riciclato (tessitura e presenza di elementi non erodibili) e delle modalità di utilizzo degli aggregati (senza alcuna copertura, con copertura totale o parziale di tipo vegetale e/o con terreni/materiali vergini).

Per quel che concerne la tessitura, le classi USGS da considerare sono le seguenti: ghiaie ben pulite e ben graduate (GW), ghiaie poco graduate (GP), ghiaie limose (GM), ghiaie argillose (GC), sabbie ben pulite e ben graduate (SW), sabbie poco graduate (SP), sabbie limose (SM), sabbie argillose (SC), limi organici e argille limose (OL), limi inorganici, limi argillosi (ML), limi inorganici (MH).

Nel caso in cui non si abbiano informazioni sufficienti alla selezione del PEF, dovrà essere utilizzato lo scenario di ragionevole cautela.

A questo punto è possibile determinare il coefficiente di dispersione PEF (Particulate Emission Factor) che consente di stimare la concentrazione di polvere inalabile a partire dalla concentrazione presente nel suolo. Il PEF rappresenta quindi il rapporto tra la concentrazione del contaminante nelle polveri inalabili presenti nell'aria respirata dal recettore (mg/m^3) e la concentrazione nel suolo (mg/kg) e quella ed è espresso in kg/m^3 . La formula di calcolo, espressione del modello di miscelazione in aria di Carson Moses è la seguente:

$$PEF = \frac{P_e}{U_0 \cdot 4,12}$$

Dove U_0 è il valore di velocità del vento al suolo (=0,2 m/s – scelta cautelativa).

Di seguito si riportano i valori dei coefficienti di dispersione delle polveri derivati per gli scenari definiti in precedenza:

Tabella B.14 – Derivazione dei valori di PEF [kg/m^3]

	Scenario 1 Elevata Cautela		Scenario 2 Ragionevole Cautela	
	Res/Verde	Comm/Ind	Res/Verde	Comm/Ind

⁷ Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati" (revisione 2, marzo 2008)

⁸ Valore cautelativo per il risollevamento polveri

Portata di particolato per unità di superficie [g/m²*s]	1,38E-04	1,24E-04	1,62E-05	8,98E-06
Particulate Emission Factor [kg/m³]	1,67E-07	1,50E-07	1,97E-08	1,1E-08

Tali fattori di dispersione possono essere utilizzati per la stima della concentrazione di polveri inalabili sia per gli ambienti outdoor che indoor.

B.3.3. Definizione degli indici di rischio per la singola sostanza

La valutazione del rischio sanitario prevede in generale la combinazione di esposizione e tossicità.

Nel caso di VRT (Valori di Riferimento Tossicologici) espressi come ratei giornalieri per unità di peso corporeo, le formule generali da applicare per ciascuna modalità di esposizione, identificato sono le seguenti:

$$HQ_{ingestione} = \frac{C_{solido} \cdot EM_{ingestione}}{VRT_{orale}} \cdot 10^{-6}$$

$$HQ_{dermico} = \frac{C_{solido} \cdot EM_{dermico} \cdot ABS}{VRT_{dermico}} \cdot 10^{-6}$$

$$HQ_{inalazione} = \frac{C_{solido} \cdot PEF \cdot EM_{inalazione}}{VRT_{inalatorio}}$$

I VRT (Valori di Riferimento Tossicologici) possono essere rispettivamente: BMDL, TDI, DNEL, TDI.

Per il contatto dermico, in Allegato E sono riportati i valori del fattore di assorbimento dermico (ABS) definiti come *“la quantità di sostanza chimica che, entrando in contatto con la pelle, riesce ad attraversare l'epidermide e a raggiungere il flusso sanguigno”*. Nel caso di assenza di VRT dermici specifici, può essere utilizzato, in via cautelativa, il valore di tossicità orale.

Nel caso di VRT espressi come ratei settimanali per unità di peso corporeo (TWI, TWC) le formule da applicare sono le seguenti:

$$HQ_{ingestione} = \frac{C_{solido} \cdot (EM_{ingestione} \cdot 7)}{VRT_{orale}} \cdot 10^{-6}$$

$$HQ_{dermico} = \frac{C_{solido} \cdot (EM_{dermico} \cdot 7) \cdot ABS}{VRT_{dermico}} \cdot 10^{-6}$$

$$HQ_{inalazione} = \frac{C_{solido} \cdot PEF \cdot (EM_{inalazione} \cdot 7)}{VRT_{inalatorio}}$$

Nel caso di VRT espressi come ratei giornalieri (UL) le formule da applicare sono le seguenti:

$$HQ_{ingestione} = \frac{C_{solido} \cdot (EM_{ingestione} \cdot 70)}{VRT_{orale}} \cdot 10^{-6}$$

$$HQ_{dermico} = \frac{C_{solido} \cdot (EM_{dermico} \cdot 70) \cdot ABS}{VRT_{dermico}} \cdot 10^{-6}$$

Nel caso di VRT senza soglia (SF, IUR, URF) si procede al calcolo del rischio incrementale come segue:

$$R_{ingestione} = C_{solido} \cdot EM_{ingestione} \cdot VRT_{orale}$$

$$R_{dermico} = C_{solido} \cdot EM_{dermico} \cdot ABS \cdot VRT_{dermico}$$

$$R_{inalazione} = C_{solido} \cdot PEF \cdot EM_{inalazione} \cdot VRT_{inalatorio}$$

Anche in questi casi, in assenza di VRT dermici specifici, può essere utilizzato, in via cautelativa, il valore di tossicità orale.

Nel caso di sostanze con soglia (giornaliera o settimanale) l'indice di rischio per la singola sostanza viene derivato come segue:

1. Calcolo del $HQ_{outdoor}$ secondo la seguente equazione:

$$HQ_{outdoor} = HQ_{ingestione_outdoor} + HQ_{dermico} + HQ_{inalazione_outdoor}$$

2. Calcolo del HQ_{indoor} secondo la seguente equazione:

$$HQ_{indoor} = HQ_{ingestione_indoor} + HQ_{inalazione_indoor}$$

3. Derivazione dell'HQ per la sostanza specifica:

$$HQ = \max(HQ_{outdoor}, HQ_{indoor})$$

Analogamente nel caso di sostanze senza soglia (approccio USEPA) il rischio incrementale per la singola sostanza viene derivato come segue:

1. Calcolo del $R_{outdoor}$ secondo la seguente equazione:

$$R_{outdoor} = R_{ingestione_outdoor} + R_{dermico} + R_{inalazione_outdoor}$$

2. Calcolo del R_{indoor} secondo la seguente equazione:

$$R_{indoor} = R_{ingestione_indoor} + R_{inalazione_indoor}$$

3. Derivazione dell'R per la sostanza specifica:

$$R = \max(R_{outdoor}, R_{indoor})$$

Una volta definiti gli indici per ciascuna sostanza oggetto di valutazione, si può procedere alla definizione degli indici integrati.

B.3.4. Definizione degli indici di rischio integrati

La definizione degli indici integrati è stata sviluppata adottando un impianto metodologico fondato sulla classificazione del rischio. L'approccio deriva dai principi consolidati dall'Air Quality Index (AQI), sviluppato dall'USEPA come riferimento internazionale per la comunicazione sintetica dell'esposizione e del rischio sanitario. La scelta di utilizzare un modello analogo risponde all'esigenza di disporre di uno strumento standardizzato, facilmente interpretabile e applicabile in contesti operativi eterogenei. Il risultato è un indice strutturato, riproducibile e orientato alla valutazione comparativa delle condizioni ambientali. L'indice integra quindi la solidità concettuale dell'AQI con esigenze applicative specifiche, offrendo un sistema di classificazione robusto e coerente con gli standard di analisi di rischio sanitario.

Mentre l'AQI si basa esclusivamente sul valore massimo tra i sub-indici calcolati relativi al rischio, l'indice proposto utilizza il rischio cumulato ottenuto sommando i contributi derivanti da tutte le vie di esposizione considerate. Questa scelta metodologica è stata proposta dall'Istituto di Ricerche Farmacologiche Mario Negri ed è stata adottata per incrementare il livello di cautela. Il rischio cumulato consente di rappresentare in modo più completo l'impatto potenziale degli agenti contaminanti, soprattutto in contesti in cui il recettore presenta caratteristiche fisiologiche e comportamentali che amplificano l'assorbimento o la vulnerabilità. L'utilizzo del cumulato permette di evitare la sottostima del rischio complessivo e garantisce un livello di protezione più elevato, in linea con i principi di precauzione applicati alla tutela dei gruppi sensibili. Nel complesso, l'AQI rappresenta un modello consolidato per la comunicazione del rischio sanitario associato all'inquinamento atmosferico, mentre l'indice proposto ne costituisce un adattamento orientato alla valutazione integrata del rischio. Come l'AQI, l'indice proposto nasce con l'obiettivo di trasformare le concentrazioni ambientali in un'informazione immediatamente interpretabile, utile sia alla popolazione generale sia ai gruppi più vulnerabili.

Gli indici integrati proposti sono due (HI e R_{canc}) e si riferiscono rispettivamente alle sostanze con soglia e alle sostanze cancerogene senza soglia (approccio USEPA).

Per le sostanze con soglia la procedura di calcolo è la seguente:

$$HI = \sum_n HQ_n$$

dove n è il numero delle sostanze oggetto della valutazione di rischio e HQ è l'indice di rischio calcolato per ciascuna sostanza in base alla procedura di cui al **paragrafo B.2.3**.

Per le sostanze cancerogene senza soglia la procedura di calcolo è la seguente:

$$R_{canc} = \sum_n R_n$$

dove n è il numero delle sostanze cancerogene senza soglia oggetto della valutazione di rischio e R il rischio incrementale calcolato per ciascuna sostanza in base alla procedura di cui al **paragrafo B.3.3**.

Le tabelle che seguono consentono di visualizzare la struttura dell'indice e la progressione del rischio, facilitando la comprensione della logica comunicativa. La sequenza cromatica segue un gradiente intuitivo di severità crescente, dal verde (condizioni favorevoli) al marrone (emergenza sanitaria).

Tabella B.15 – Classificazione proposta per l'indice di rischio integrato (HI)

HI	CLASSI	SIGNIFICATO SANITARIO	COLORE
< 0,1	Very good	No risk	Dark green
0,1 – 1	Good	Minimal risk	Green
2 – 10	Moderate	Risk to very sensitive subjects	Yellow
11 – 150	Unhealthy for Sensitive Groups	Risk to vulnerable groups	Orange
151 – 200	Unhealthy	Risk for the entire population	Red
201 – 300	Very unhealthy	High risk	Purple
301 - 500	Hazardous	Serious risk and health emergency	Brown
> 500	Very hazardous	Severe threat and critical health crisis	Bordeaux

Tabella B.16 – Classificazione proposta per il Rischio incrementale integrato (R_{canc})

R_{canc}	CLASSI	SIGNIFICATO SANITARIO	COLORE
< 1E-06	Very good	No risk	Dark green
1E-06 – 1E-05	Good	Minimal risk	Green
1E-05 – 1E-04	Moderate	Risk to very sensitive subjects	Yellow
1E-04 – 1,5E-03	Unhealthy for Sensitive Groups	Risk to vulnerable groups	Orange
1,5E-03 – 2E-03	Unhealthy	Risk for the entire population	Red
2E-03 – 3E-03	Very unhealthy	High risk	Purple
3E-03 – 5E-03	Hazardous	Serious risk and health emergency	Brown
> 5E-03	Very hazardous	Severe threat and critical health crisis	Bordeaux

B.3.5. Criteri decisionali per la valutazione dei risultati relativi all'esposizione umana

Una volta completata la valutazione integrata del rischio relativo all'esposizione umana, si propongono di seguito criteri decisionali per gestire gli esiti della valutazione.

L'esito della valutazione viene definito mettendo in relazione i livelli di rischio con lo scenario di esposizione e le modalità di utilizzo dei materiali.

In generale, il criterio adottato prevede che a scenari caratterizzati dalla presenza di recettori sensibili (ad esempio, aree potenzialmente frequentate da popolazioni vulnerabili o in cui gli impatti sanitari possono riguardare ampie fasce di popolazione, ec. aree agricole) corrispondano condizioni di accettabilità più restrittive, mentre in contesti a esposizione più limitata (come ambiti industriali) possano essere tollerati livelli di rischio relativamente più elevati.

Tale scelta deriva dal fatto che si stanno cautelativamente sommando gli effetti dell'esposizione a tutte le sostanze considerate e per tutte le vie di esposizione attivabili. Per quel che concerne la classificazione, inoltre, si considererà il valore di classificazione più elevato degli indici integrati HI e R_{canc} .

I criteri decisionali sono nell'ordine i seguenti:

1. Sono state rilevate (<LOQ) sostanze di interesse per l'attivazione del percorso di volatilizzazione identificate secondo i criteri indicati nel **paragrafo B.1)**?
NO: Proseguì;
SI: Esito della valutazione "Non Favorevole"
2. Applicare i criteri in funzione delle modalità di utilizzo, degli scenari di esposizione correlati e degli indici di rischio integrati di cui alla **tabella B.17**.

Tabella B.17 – Criteri decisionali per la valutazione dell'esposizione umana in funzione delle modalità di utilizzo, degli scenari di esposizione correlati e degli indici di rischio integrati

Opere di ingegneria geotecnica	Utilizzo potenziale nei seguenti casi	Scenari di esposizione da valutare nella VdR (par. B.3.2)	Indici rischio HI e R_{canc}	Esito della valutazione
Realizzazione di rilevati, riempimenti, opere di		Residenziale Commerciale	Dark green Green	Favorevole

ingegneria naturalistica o di consolidamento/ sistemazione dei versanti (senza alcuna copertura degli aggregati)	Parchi urbani con aree giochi destinate ai bambini Edifici scolastici e strutture ospedaliere Centri sportivi Aree agricole Aree di balneazione	Agricolo/Ricreativo	Yellow Orange Red Purple Brown Bordeaux	Non favorevole
Realizzazione di rilevati, riempiamenti, opere di ingegneria naturalistica o di consolidamento/ sistemazione dei versanti (senza alcuna copertura degli aggregati)	Aree Residenziali (singole unità o piccoli agglomerati) Aree Residenziali urbane Aree Verdi urbane	Residenziale Agricolo/Ricreativo (aree urbane) Ricreativo (aree urbane)	Dark green Green Yellow	Favorevole
			Orange Red Purple Brown Bordeaux	Non favorevole
Realizzazione di rilevati, riempiamenti, opere di ingegneria naturalistica o di consolidamento/ sistemazione dei versanti (senza alcuna copertura degli aggregati)	Aree Verdi extraurbane Aree commerciali Aree industriali	Agricolo/Ricreativo Commerciale Industriale	Dark green Green Yellow Orange	Favorevole
			Red Purple Brown Bordeaux	Non favorevole
Realizzazione di rilevati, riempiamenti, opere di ingegneria naturalistica o di consolidamento/ sistemazione dei versanti (con copertura degli aggregati)	Aree Residenziali (singole unità o piccoli agglomerati) Aree Residenziali urbane Aree Verdi urbane Aree Verdi extraurbane Aree commerciali Aree industriali	Residenziale Agricolo/Ricreativo (aree urbane) Ricreativo (aree urbane) Agricolo/Ricreativo Commerciale Industriale	Dark green Green Yellow Orange	Favorevole
			Red Purple Brown Bordeaux	Non favorevole

B.3.6 Valutazione del rischio da lisciviazione e dei conseguenti impatti sulle acque destinate al consumo umano

La valutazione del rilascio dei contaminanti dagli aggregati prevede la migrazione di questi attraverso lo strato sottostante di suolo insaturo verso la falda, per poi essere eventualmente veicolati verso un ipotetico corpo idrico superficiale. In generale, le condizioni al contorno da impostare nella valutazione devono essere improntate sul principio di cautela, facendo riferimento a scenari che siano “espressione” delle peggiori condizioni (worst case) relative all’infiltrazione di acqua meteorica nei materiali, allo spessore degli stessi, alla loro forma, alla presenza di copertura o meno, alla durata della struttura in cui gli aggregati potranno venire a contatto con la specifica matrice ambientale.

B.3.6.1 Modellazione del rilascio e del trasporto dei contaminanti

Per la stima delle PEC (Predicted Effect Concentrations) nelle acque sotterranee e superficiali è necessario utilizzare modelli previsionali, in quanto non è possibile stimare in laboratorio, né tantomeno in campo, quali saranno le effettive concentrazioni di inquinanti rilasciate nelle acque.

Per la scelta della modellistica più idonea allo scopo sono state sottoposte ad attenta analisi le metodologie utilizzate a livello europeo e nazionale tra cui i modelli censiti nella piattaforma FOCUS (*FORum for Co-ordination of pesticide fate models and their USE*) specifici per i pesticidi, il modello EUSES per la valutazione del rischio da sostanze chimiche e i modelli utilizzati a livello nazionale per l’analisi di rischio sito-specifica dei siti contaminati (ad esempio Risk-net). Questi differenti approcci modellistici, tuttavia, presentano caratteristiche difficilmente “esportabili” alla tipologia di contaminazione in questione e agli scenari di utilizzo di aggregati artificiali in opere di ingegneria geotecnica, per i seguenti motivi:

- a. I modelli disponibili per la valutazione di rischio sulle acque sotterranee dei pesticidi (MACRO, PEARL, PRZM e PELMO) sono di tipo numerico e tengono conto di una serie di condizioni specifiche relative all’utilizzo di pesticidi in agricoltura (es. irrigazione, ruscellamento ed evapotraspirazione, crescita delle piante, assorbimento/desorbimento su suoli agricoli, emissione dei vapori, ecc.), senza poter simulare una sorgente di emissione rappresentata da un’opera di ingegneria (es. opera stradale) che viene “innestata” sul suolo e che ha proprietà fisiche e chimiche diverse dal suolo sottostante.
- b. Il modello EUSES è certamente semplice e versatile rispetto ai modelli utilizzati per i pesticidi ed è in grado di simulare il rilascio sul suolo della contaminazione, ma non contempla i meccanismi di trasporto/attenuazione nella colonna di suolo insaturo tra la sorgente e la falda, né la diluizione e il trasporto nelle acque sotterranee e superficiali. Ciò rende la valutazione eccessivamente cautelativa e poco realistica per gli scenari ipotizzati.
- c. I modelli utilizzati per l’analisi di rischio sito-specifica dei siti contaminati, analogamente ai modelli dei pesticidi, sono stati sviluppati per la matrice suolo e non consentono di differenziare la sorgente di emissione costituita da un’opera di ingegneria (es. rilevato o riempimento) dal suolo sottostante. Inoltre, analogamente al modello EUSES, non contemplano alcuni meccanismi di trasporto/attenuazione dei contaminanti verso le acque di falda, rendendo anche in questo caso la valutazione eccessivamente cautelativa e poco realistica.

Pertanto, sono stati selezionati modelli più adatti allo scopo (riutilizzo di materiali in opere civili su suolo), ovvero quelli proposti da Ünlü et al., 1992 e Galya, 1987 per la valutazione degli effetti sulla qualità delle acque di falda di rifiuti disposti su suolo. I modelli in questione, infatti, hanno il pregio di sviluppare la simulazione di emissioni limitate nel tempo in “transitorio”, di poter impostare caratteristiche differenti tra la sorgente (materiali riciclati) e il suolo sottostante e di prevedere una falda limitata inferiormente (in analogia con i modelli della piattaforma FOCUS). Inoltre, essi sono di tipo analitico, in analogia ai modelli EUSES e RISKNET.

Negli scenari di utilizzo ipotizzati il dilavamento degli inquinanti dagli aggregati è causato dall’infiltrazione delle acque meteoriche che trasportano le sostanze nelle acque di falda.

Il tenore dei contaminanti mobilizzabile in soluzione negli aggregati si riduce nel tempo, finché la sorgente si “esaurisce”. Tutto ciò, ovviamente, presuppone che non vi siano ulteriori apporti di contaminazione da parte di altre fonti diverse dagli aggregati.

I modelli proposti prevedono i seguenti step di simulazione:

1. Rilascio dei contaminanti dagli aggregati. I meccanismi di rilascio ipotizzati sono differenti a seconda della tipologia di contaminanti. Per i metalli e gli altri contaminanti inorganici viene simulato un rilascio a concentrazione costante nel tempo, fino all’esaurimento della sorgente. Per i contaminanti organici, invece, viene simulato un rilascio variabile nel tempo, dipendente dalla quantità e tipologia di sostanza organica (stabile o mobilizzabile in acqua) presente negli aggregati. Allo stesso modo la valutazione del tempo di esaurimento della sorgente è differente, in funzione della tipologia di sostanze. Per i metalli e gli altri contaminanti inorganici al momento non è possibile stabilire una relazione tra il rilascio e le caratteristiche del materiale, a differenza ad esempio di quello che accade per i terreni, in quanto non esistono in letteratura

2. Trasporto della contaminazione nei terreni insaturi sottostanti. Viene considerato un flusso verticale, unidimensionale, a gradiente unitario nella zona insatura con un contenuto d'acqua costante, controllato dal tasso di infiltrazione e funzione della permeabilità del suolo insaturo. Il trasporto avviene per avvezione (il contaminante si muove insieme al flusso idrico derivante dall'infiltrazione delle acque meteoriche) e dispersione (derivante dalla tortuosità dei percorsi operati dall'acqua connessa al fatto che lo stesso si muove in un mezzo poroso, non omogeneo e non isotropo). Viene considerato, inoltre, l'effetto "filtro" del suolo che prima cattura e poi rilascia gli inquinanti disciolti in acqua (adsorbimento lineare), determinando una riduzione della velocità rispetto a quella dell'acqua di infiltrazione (ritardo). Non viene invece considerato nessun tipo di meccanismo chimico/biologico nel suolo (decadimento/degradazione) che riduca l'apporto dei contaminanti in falda rispetto all'emissione dagli aggregati.
3. Trasporto della contaminazione nelle acque sotterranee. Nella zona satura viene assunta un'emissione da una sorgente rettangolare planare sul livello di falda, con trasporto convettivo-dispersivo tridimensionale. All'esterno della sorgente il trasporto convettivo diventa mono-dimensionale (nella direzione prevalente del flusso di falda), mentre la dispersione rimane tridimensionale. In via cautelativa non viene considerato il ritardo dovuto all'adsorbimento con il materiale acquifero.
4. Miscelazione con il corpo idrico superficiale. Si considera che la falda vada ad alimentare un corpo idrico superficiale (ovvero in cui il potenziale idraulico dell'acquifero sia maggiore della quota del pelo libero del corpo idrico) e che nella cosiddetta zona iporreica avvenga la completa miscelazione fra acque sotterranee e acque superficiali. L'immissione avviene nella zona ripariale, ovvero quella striscia di terra che costeggia il bordo del corpo idrico. Si applica quindi un bilancio di portate di massa per determinare l'effetto di diluizione della contaminazione nella falda all'interno del corpo idrico superficiale. La diluizione dipende dalle dimensioni della zona di miscelazione tra i due flussi idrici e quindi dall'entità dei flussi stessi, oltre che del grado di dispersione in falda dei contaminanti.
5. Il modello di rilascio dagli aggregati definisce le condizioni al contorno per la zona insatura che, a sua volta, definisce le condizioni al contorno per il modello della zona satura. Infine, i risultati del modello di trasporto in falda rappresentano l'input per il modello di miscelazione nel corpo idrico superficiale.

37

nel corpo idrico superficiale (PEC_{SW}) è rappresentata dal valore di concentrazione $C_{SW}(t)$ nel corpo idrico a valle della zona di miscelazione.

L'implementazione di questa modellistica è stata sviluppata per rispondere alle esigenze di un approccio il più "generale" possibile, al fine di rendere la valutazione applicabile alle diverse casistiche di riutilizzo degli aggregati. Infatti, mentre in letteratura e negli strumenti software disponibili l'applicazione di questa tipologia di modelli di lisciviazione in "transitorio" prevede la valutazione della concentrazione attesa in falda in un punto specifico e ad un determinato istante successivo all'emissione, nell'implementazione adottata è stato valutato il valore di "picco" della concentrazione attesa in falda e in che punto lo stesso avviene, considerando le specifiche condizioni di riutilizzo degli aggregati. Tale valore di picco viene poi utilizzato come input per il modello relativo al corpo idrico superficiale.

La modellistica proposta consente di definire, a partire dalle concentrazioni inserite in input al modello, i valori attesi in falda (PEC_{GW}) e i valori attesi nelle acque superficiali (PEC_{SW}). Tale modalità applicativa della valutazione di rischio è definita "diretta" (*forward mode*).

La complessità delle equazioni (non lineari) che governano il rilascio e il trasporto nelle matrici ambientali necessiterebbero un software dedicato che consenta ai proponenti di implementare la modellistica proposta ai risultati della caratterizzazione degli aggregati.

Nelle more dello sviluppo del suddetto software, sono stati determinati, con i modelli proposti, fattori di lisciviazione e di diluizione in falda utilizzando ipotesi conservative. Tali fattori di trasporto sono stati resi indipendenti dal tipo di contaminante per consentirne un immediato utilizzo.

Poiché i modelli di calcolo proposti sono di tipo "non lineare" i fattori di trasporto non sono costanti e quindi è stato necessario applicare iterativamente la procedura fino al raggiungimento di valori conservativi. I fattori di trasporto proposti nel presente documento possono essere ritenuti sufficientemente cautelativi per gli scenari di utilizzo previsti dal DM 127/2024.

È importante sottolineare che, per tutto quanto sopra, la procedura di stima del rischio da lisciviazione proposta non è idonea alla definizione di concentrazioni limite nell'eluato o nella matrice solida e pertanto la determinazione di eventuali valori massimi ammissibili non è ritenuta attendibile.

B.3.6.2 Funzioni di rilascio dei contaminanti dagli aggregati

Per la modellazione, per le sostanze inorganiche si ipotizza generalmente un rilascio costante nel tempo da parte degli aggregati pari al tempo di esaurimento della sorgente derivante dal dilavamento operato dalle precipitazioni e comunque non superiore al tempo di vita dell'opera (100 anni), con un "ritardo" della velocità complessiva della contaminazione rispetto alla velocità di infiltrazione nell'insaturo dovuto all'adsorbimento/desorbimento.

Nel caso dei contaminanti organici le caratteristiche della sostanza organica presente negli aggregati e nel suolo (f_{oc} e DOC) influenzano significativamente il loro rilascio e l'attenuazione. Infatti, per molti composti organici presenti nei materiali che presentano caratteristiche idrofobiche esiste una elevata correlazione tra la mobilità in acqua (colloidi) e il DOC. Generalmente vengono considerati idrofobici quei contaminanti che presentano un valore del coefficiente di partizione ottanolo/acqua $\log K_{ow} > 3,8$.

Nel caso delle sostanze organiche il rilascio non è costante nel tempo e generalmente l'emissione decresce nel tempo, ipotizzando un esaurimento esponenziale inverso, ovvero, più elevato nei primi anni e successivamente sempre più ridotto. In ogni caso si ipotizza che il tempo di esaurimento non sia superiore alla durata della vita dell'opera (100 anni). Laddove il contaminante organico si muove prevalentemente in soluzione, la sostanza organica totale (f_{oc}) limita maggiormente la velocità di migrazione della sostanza rispetto a quella di falda, mentre per i contaminanti idrofobici che si muovono prevalentemente in forma colloidale la sostanza organica mobile (DOC) favorisce la migrazione e quindi l'effetto del ritardo risulta più limitato considerando la sola mobilitazione in soluzione.

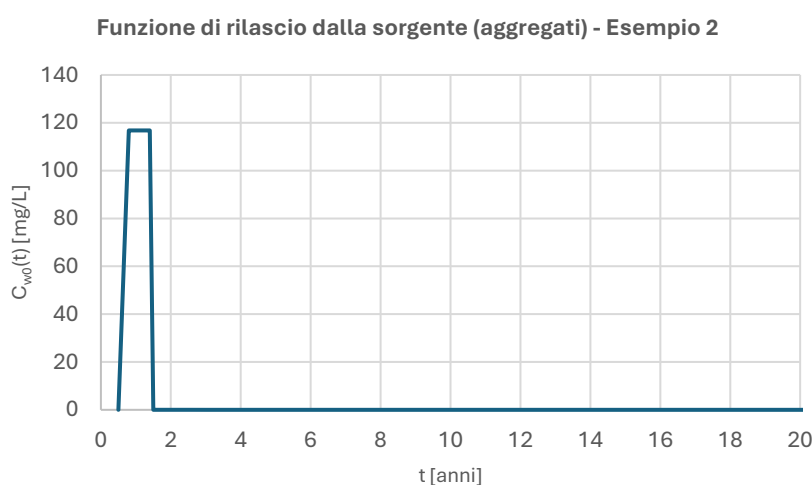
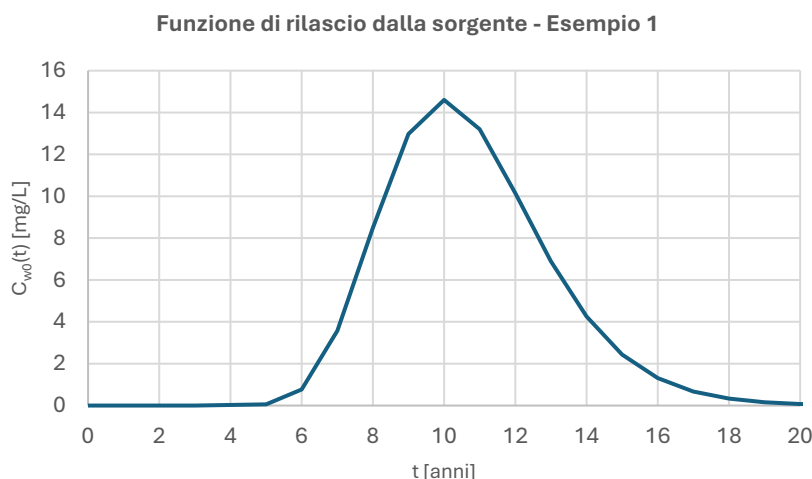


Figura B.5 – Esempi di funzioni di rilascio simulate per la stima dei fattori di lisciviazione. Esempio 1: valori di emissione medio/alti di lunga durata. Esempio 2: valori di emissione estremamente elevati ma di breve durata.

Per la stima dei fattori di trasporto riportati nel presente documento sono stati ipotizzati differenti meccanismi di rilascio (picchi di concentrazione molto elevati di minore durata, oppure valori di concentrazioni di rilascio meno elevate, ma per periodi più lunghi) senza considerare alcuna interazione sia con la matrice sorgente (aggregato) sia con i terreni insaturi e saturi sottostanti (**figura B.5**). Quest’ultima ipotesi è molto cautelativa sia per le sostanze inorganiche, ma soprattutto per le sostanze organiche.

B.3.6.3 Parametrizzazione del modello concettuale per l’implementazione della modellistica

La parametrizzazione del modello concettuale consiste nell’assegnare i valori caratteristici ai parametri necessari all’implementazione della modellistica per la stima delle concentrazioni attese in falda (PEC_{GW}) e nelle acque superficiali (PEC_{SW}), sulla base delle ipotesi formulate coerenti con lo scenario di utilizzo.

Si dettagliano di seguito i parametri che non dipendono dallo scenario di utilizzo per i quali si proporranno valori caratteristici e cautelativi utili come riferimento per le simulazioni:

1. caratteristiche dei terreni in zona insatura e satura;
2. caratteristiche della falda;
3. caratteristiche dei corpi idrici superficiali;
4. stima dell’infiltrazione delle precipitazioni.

Successivamente sono indicati i parametri che dipendono invece dallo scenario di utilizzo per i quali verranno fornite delle indicazioni generali per supportarne la stima dei valori caratteristici e rappresentativi:

5. caratteristiche degli aggregati riciclati
6. geometria della sorgente

I parametri indicati di seguito sono quelli necessari ad implementare la modellistica proposta. Qualora si intendesse utilizzare altra modellistica, occorrerà far riferimento ai dati richiesti in input dai modelli selezionati.

B.3.6.3.1 Caratteristiche dei terreni in zona insatura e satura

Nel presente documento sono stati selezionati come riferimento gli scenari FOCUS rappresentativi per il territorio italiano individuati dalla Commissione Consultiva per i Prodotti Fitosanitari, ovvero: Châteaudun (FR), Hamburg (DE), Piacenza (IT) e Thiva (GR). Nel loro insieme i suddetti scenari FOCUS coprono oltre l'88 % della superficie agraria del territorio italiano.

Nella **tabella B.18** sono riportati i valori delle proprietà pedologiche e meteorologiche dei 4 scenari FOCUS selezionati.

Tabella B.18 – Parametri pedologici e meteo-climatici di riferimento per gli scenari FOCUS italiani

Scenario FOCUS	Temperatura media annua (°C)	Precipitazioni annuali (mm)	Sostanza Organica (%)	Carbonio Organico (%)	pH	Granulometria (USDA)			
						Classificazione USDA	Sabbia (%)	Limo (%)	Argilla (%)
Châteaudun (FR)	11,3	600	2,4	1,4	8,0	silty clay loam	10,0	56,5	33,5
Hamburg (DE)	9,0	700	2,6	1,5	5,7	sandy loam	47,5	39,0	13,5
Piacenza (IT)	13,2	750	1,7	1,0	7,0	loam	37,5	39,0	23,5
Thiva (GR)	16,2	500	1,3	0,8	7,0	loam	37,5	39,0	23,5

Occorre però specificare che gli scenari definiti nei vari cluster agro-climatici di riferimento per i modelli FOCUS per i pesticidi si riferiscono a suoli agricoli (classificati secondo USDA). Poiché le valutazioni degli effetti di opere di ingegneria geotecnica interessano una gamma di terreni molto più ampia e con caratteristiche a volte molto differenti da quelle dei terreni agricoli, i modelli implementati sono stati definiti sulla base di classificazioni granulometriche dei terreni di natura geotecnica (USCS) e non agronomica (USDA Soil Taxonomy System). Per la definizione dei parametri tessiturali e idrogeologici è stata utilizzata la composizione media di ciascuna classe granulometrica rappresentativa della stessa e, tramite una “funzione di pedotrasferimento” (*Pedo-transfer Function*), sono state determinate le caratteristiche di riferimento. La funzione utilizzata è una di quelle indicate dal Joint Research Center per la definizione delle caratteristiche geologiche/idrauliche utilizzate nel European Soil Database del JRC. Per quel che riguarda i valori caratteristici della conducibilità idraulica si è fatto riferimento ai documenti USGS (USGS - Water Supply Papers) e USDA che indicano i valori caratteristici in funzione della classificazione più ampia di USCS.

Le proprietà riferibili alla classificazione geotecnica USCS dei terreni sono state quindi confrontate con i valori relativi agli scenari di riferimento FOCUS, considerando le classi tessiturali più conservative in termini di caratteristiche di permeabilità. Infatti, la modellistica selezionata è di tipo analitico e quindi non consente di simulare un suolo naturale insaturo eterogeneo composto da vari strati con caratteristiche differenti.

Il confronto riportato nella **tabella B.19** si riferisce sia alla zona insatura che alla zona satura (falda).

Tabella B.19– Confronto tra le classi tessiturali più conservative degli scenari FOCUS e le classi più simili nella classificazione USCS.

Scenario	Orizz.	Classe tessutturale	Note
Piacenza	2C	Sand	
Classi USCS Piacenza		Sabbie limose (SM)	Classe più simile per conducibilità
		Ghiaie poco gradate (GP)	Classe più simile per parametri tessiturali
Hamburg	Bv-I	Sandy loam	
Classi USCS Hamburg		Sabbie limose (SM)	Classe più simile per conducibilità
		Ghiaie poco gradate (GP)	Classe più simile per parametri tessiturali
Châteaudun	B2	Silt loam	
Classi USCS Châteaudun		Sabbie limose (SM)	Classe più simile per conducibilità
		Limi inorganici, limi argillosi (ML)	Classe più simile per parametri tessiturali
Thiva	Ap1, Ap2	Loam	
Classe USCS Thiva		Sabbie argillose (SC)	Classe più simile per conducibilità
		Limi inorganici, limi argillosi (ML)	Classe più simile per parametri tessiturali
Piacenza	2C	Sand	

Classi USCS Piacenza		Sabbie limose (SM)	Classe più simile per conducibilità
		Ghiaie poco gradate (GP)	Classe più simile per parametri tessiturali
Hamburg	Cv	Sand	
Classi USCS Hamburg		Sabbie limose (SM)	Classe più simile per conducibilità
		Ghiaie poco gradate (GP)	Classe più simile per parametri tessiturali
Châteaudun	II C2	Limestone	
Classi USCS Châteaudun		Sabbie limose (SM)	Classe più simile per conducibilità
		Sabbie poco graduate (SP)	Classe più simile per parametri tessiturali
Thiva	Nessun orizzonte di riferimento è in zona satura		

Per la definizione dei valori dei fattori di trasporto riportati nel presente documento sono stati simulati tutti gli scenari FOCUS sopra riportati e sono stati scelti i valori più conservativi.

B.3.6.3.2 Caratteristiche della falda

Per la definizione delle caratteristiche della falda si è fatto riferimento sia agli scenari FOCUS (per soggiacenza e conducibilità idraulica), che ad un'analisi di sensitività del modello, con particolare riferimento alla velocità di flusso (velocità di Darcy). Infatti, è stato riscontrato che una maggiore velocità di flusso determina un minore effetto di diluizione della contaminazione in falda, una minore dispersione verticale della contaminazione dell'acquifero e un maggiore effetto di trasporto della contaminazione a valle della sorgente. Si è ritenuto sufficientemente cautelativo riferirsi ad una velocità di flusso di falda pari a 5 m/anno.

B.3.6.3.3 Parametri caratteristici dei corpi idrici superficiali

Per la valutazione della miscelazione in acque superficiali è stato necessario definire parametri sufficientemente rappresentativi delle due tipologie principali di corpo idrico superficiale, ovvero il fiume e il lago. Fondamentale per la modellizzazione delle due diverse tipologie di corpi idrici è la stima del volume di controllo all'interno del quale avviene la miscelazione, che dipende dalla larghezza della plume che entra nel corpo idrico e dalla sua sezione trasversale, oggetto di miscelazione ortogonale al verso di scorrimento delle acque superficiali.

Nel caso del fiume si ipotizza un volume di miscelazione (dipendente dall'altezza minima del pelo d'acqua del corpo idrico) molto più limitato rispetto al lago e di conseguenza la concentrazione rappresentativa simulata in ingresso può essere pari al valore di picco assoluto nelle acque sotterranee. Per il lago il volume di miscelazione è più elevato e quindi sono stati considerati valori mediati della contaminazione rispetto alla profondità. Infine, è stato ipotizzato che a monte della zona di miscelazione con la falda con le acque superficiali non vi sia presenza di contaminazione da parte dei medesimi inquinanti considerati nello studio.

Nella **tabella B.20** sono indicati i valori utilizzati per i parametri dei corpi idrici superficiali per il modello di miscelazione.

Tabella B.20 – Parametri di input al modello relativi alle caratteristiche dei corpi idrici superficiali

Caratteristiche della falda		Simbolo	Valore	Determinazione
Portata del corpo idrico (m ³ /anno)	Fiume	Q _{sw_fiume}	5,05E+04	Corrispondente a 1,6 l/s. Minimo deflusso vitale per opere di presa per km ² di bacino, stabilito dall'Autorità di Bacino del Po
	Lago	Q _{sw_lago}	1,58E+06	Corrispondente a 50 l/s. Minimo deflusso ecologico stabilito dalla Regione Lombardia per la salvaguardia delle caratteristiche di naturalità e di pregio ambientale dei corsi d'acqua
Altezza del corpo idrico (m)	Fiume	S _{r_fiume}	1	Valore minimo cautelativo rappresentativo della diluizione in condizioni di magra
	Lago	S _{r_lago}	5	
Larghezza della plume all'ingresso del corpo idrico (m)		L _r	356,8	Valore cautelativo corrispondente all'arrivo del picco della contaminazione dalla falda vedi par. B.3.5.3.4 (non stimabile a priori essendo un modello in transitorio)

B.3.6.3.4 Stima dell'infiltrazione delle precipitazioni

Un parametro importante per le simulazioni è l'infiltrazione delle acque meteoriche. Esso è stato stimato utilizzando le relazioni empiriche derivate dal Metodo di Horton, in funzione delle precipitazioni totali e delle

caratteristiche tessiturali dei materiali interessati dal fenomeno dell'infiltrazione, cautelativamente ipotizzate di natura grossolana.

Per le precipitazioni è stato utilizzato un valore cautelativo pari alla media annua delle regioni del Nord Italia nel trentennio più piovoso (1951-1980) superiore a quello massimo di precipitazione degli scenari FOCUS (Porto, P = 1,15 m/anno).

Negli scenari di riutilizzo degli aggregati vi possono essere degli elementi che riducono l'effetto di infiltrazione delle precipitazioni rispetto ad un terreno naturale:

- un pacchetto superficiale di pavimentazione stradale (manto di usura in asfalto o altro materiale), o una pavimentazione rigida (es. piazzali) sono costituiti da strati scarsamente permeabili che riducono notevolmente l'infiltrazione verso i materiali sottostanti;
- anche nel caso di asfalto drenante, si posiziona comunque al di sotto del manto di usura uno strato impermeabile che consente il drenaggio delle acque meteoriche all'esterno della strada verso il sistema di canalizzazione, determinando una scarsa infiltrazione nei materiali sottostanti il pacchetto superficiale di copertura.

Pertanto, qualora vi sia uno strato superficiale di pavimentazione (stradale e/o di altro genere) si può ipotizzare un'infiltrazione pari al 10 % del valore in assenza di copertura. Questa scelta è cautelativa e tiene conto del potenziale deterioramento (fessurazione) nel tempo della pavimentazione/impermeabilizzazione.

B.3.6.3.5 Parametrizzazione degli aggregati e della sorgente

Ai fini della parametrizzazione dell'aggregato e di conseguenza della sorgente di contaminazione è necessario definire le seguenti caratteristiche:

- concentrazioni rappresentative degli inquinanti in input alla modellistica;
- caratteristiche fisiche dei materiali utili alla valutazione del rilascio di contaminanti verso le acque sotterranee;
- caratteristiche chimiche che governano il rilascio delle sostanze inorganiche e organiche.

Le concentrazioni in input ai modelli si possono riferire sia alla matrice solida ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) o all'eluato ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Nel caso in cui siano state effettuate entrambe le determinazioni è utile valutare tutti e due le tipologie di input al modello, soprattutto nei casi in cui i dati nell'eluato non siano ritenuti sufficientemente rappresentativi del comportamento al suolo (**paragrafo B.2**). In linea generale ed ai fini della valutazione del rischio per le risorse idriche (superficiali e sotterranee), si ritiene comunque che, qualora rappresentativi dell'emissione al suolo, i dati nell'eluato restituiscano le stime più realistiche.

Per quel che concerne le proprietà fisiche degli aggregati si riportano di seguito alcuni valori caratteristici proposti dai modelli più utilizzati per matrici come i rifiuti (HELP, LandSim e GasSim, oltre alle caratteristiche geotecniche per aggregati non legati da utilizzarsi per infrastrutture civili previste dalla Norma UNI 11531-1) (**tabella B.21**).

Tali valori sono stati proposti anche all'interno della Linea Guida SNPA 46bis/2023 sull'Analisi di Rischio per i materiali di riporto.

Tabella B.21 – Valori di alcuni parametri fisici di riferimento per diverse tipologie di aggregati.

Parametro (simbolo)	Unità di misura	Ceneri leggere (Fly Ash)	Ceneri pesanti (Bottom Ash)	Scorie incenerimento	Scorie ⁹	C&D
Porosità totale (θ_T)	-	0,541	0,578	0,45	0,375	0,397
Porosità efficace (θ_e)	-	0,494	0,553	0,401	0,355	0,384
Contenuto vol. acqua (θ_w)	-	0,187	0,076	0,116	0,055	0,032
Contenuto vol. aria (θ_{air})	-	0,307	0,477	0,285	0,300	0,352
Densità apparente (ρ_b)	g/cm^3	0,7	1,2	1,0	1,5	2,4
Permeabilità a saturazione (K_{uns}) e Conducibilità idraulica nel saturo (K_{sat})	cm/s	5E-05	4,1E-03	1E-02	4,1E-02	1E-02

Ai fini della definizione dei fattori di trasporto riportati nel presente documento, non è stato necessario definire valori di default per le caratteristiche chimiche degli aggregati (foc, DOC, pH) in quanto non è stato previsto alcun fenomeno di attenuazione derivante dall'interazione dei contaminanti con gli aggregati e/o con i terreni sottostanti. Tuttavia, si ritiene comunque utile la determinazione di queste proprietà in fase di caratterizzazione degli aggregati.

⁹ Si intendono altre tipologie di scorie diverse da quelle da incenerimento

Relativamente alla geometria della sorgente tra le possibili modalità di riutilizzo, è stato simulato il recupero per riempimento al suolo di 100.000 m³ di aggregato per uno spessore complessivo di 1 m.

La modellistica selezionata prevede la valutazione delle concentrazioni attese in falda in un punto identificato da coordinate x , y e z . L'asse delle ascisse (x) coincide con la direzione prevalente della falda, l'asse delle ordinate (y) è trasversale al moto delle acque sotterranee e l'asse verticale (z) rappresenta la profondità della contaminazione rispetto al punto di conformità.

Tuttavia, dal punto di vista reale non è possibile misurare quantitativamente un valore di concentrazione nelle acque in un determinato "punto" della falda.

Ciò che ragionevolmente può essere determinato nei punti di prelievo (piezometri) è un valore "medio" rappresentativo delle acque presenti nell'intorno del tratto fenestrato del piezometro. Inoltre, per poter rappresentare la contaminazione delle acque di falda generalmente si associa la concentrazione calcolata alla profondità di misura e quindi all'intero tratto compreso tra il piano di falda e la profondità di prelievo.

Pertanto, lungo la verticale z vengono stimate le concentrazioni a profondità (z), variabili tra il livello di falda (0 m) e la profondità corrispondente al termine del tratto fenestrato di un piezometro (in genere pari a 5 m). A questo punto il valore finale di concentrazione è la tendenza centrale (media e/o mediana) dei valori determinati lungo l'asse z (figura B.6). Tale modalità di calcolo è da preferire in quanto cautelativa, poiché ci si aspetta che la contaminazione (soprattutto sotto la sorgente) si concentri nelle parti più superficiali della falda.

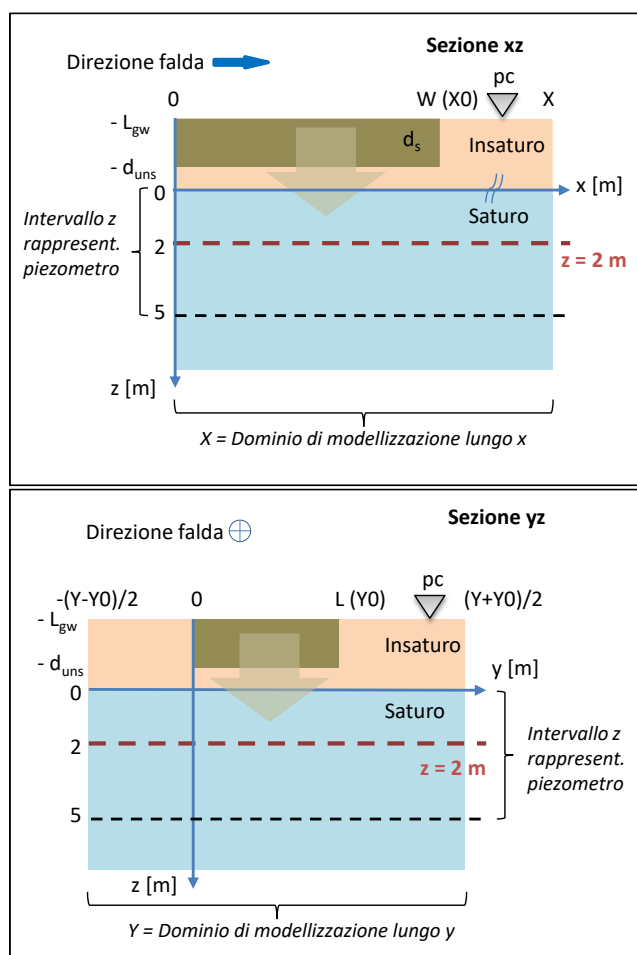


Figura B.6 – Rappresentazione schematica lungo i tre assi di riferimento (x , y e z) di una sorgente rappresentata da aggregati con indicazione dei parametri geometrici, del piano di falda ($z=0$) e dei domini di modellizzazione (X , Y e intervallo di Z).

B.3.6.4 Stima dei fattori di trasporto verso le acque

Sulla base dell'applicazione della modellistica proposta e considerando le ipotesi cautelative descritte nei paragrafi precedenti, nelle more della definizione di un software dedicato che consenta una più dettagliata applicazione della modellistica proposta, sono stati derivati dei fattori di trasporto immediatamente utilizzabili ai fini del presente documento.

I fattori di trasporto derivati sono i seguenti:

- Matrice solida:
 - Leaching Factor verso le acque sotterranee (LF_s) [kg/L]
 - Transfer Factor verso le acque superficiali (TF_s) [kg/L]
- Eluato:
 - Leaching Factor verso le acque sotterranee (LF)
 - Transfer Factor verso le acque superficiali (TF)

Sono stati ipotizzati i seguenti scenari di trasporto:

- Cautela: utilizzo in zona insatura, nessuna copertura ed infiltrazione massima (**tabella B.22**)
- Ridotto: utilizzo in zona insatura con copertura ed infiltrazione ridotta (**tabella B.23**)
- Utilizzo in zona satura al di sotto del livello di falda: valori molti cautelativi indipendenti dalla copertura o meno del materiale (**tabella B.24**)

Tabella B.22 – Fattori di trasporto (FT) cautelativi

Matrice solida [kg/L]	LF _s	TF _s (fiume)	TF _s (lago)
<i>Fly Ash</i>	3,09E-02	6,49E-03	2,77E-03
<i>Bottom Ash</i>	5,83E-02	2,24E-02	9,28E-03
<i>Scorie incenerimento</i>	5,13E-02	1,22E-02	5,08E-03
<i>Scorie</i>	7,17E-02	2,87E-02	1,28E-02
<i>C&D</i>	1,15E-01	4,27E-02	1,93E-02
Eluato [adim.]	LF	TF (fiume)	TF (lago)
<i>Fly Ash</i>	8,25E-03	1,73E-03	7,41E-04
<i>Bottom Ash</i>	3,69E-03	1,42E-03	5,88E-04
<i>Scorie incenerimento</i>	5,95E-03	1,42E-03	5,89E-04
<i>Scorie</i>	2,63E-03	1,05E-03	4,71E-04
<i>C&D</i>	1,53E-03	5,69E-04	2,58E-04

Tabella B.23 – Fattori di trasporto (FT) ridotti

Matrice solida [kg/L]	LF _s	TF _s (fiume)	TF _s (lago)
<i>Fly Ash</i>	4,63E-03	9,74E-04	4,16E-04
<i>Bottom Ash</i>	8,75E-03	3,36E-03	1,39E-03
<i>Scorie incenerimento</i>	7,70E-03	1,83E-03	7,62E-04
<i>Scorie</i>	1,08E-02	4,30E-03	1,93E-03
<i>C&D</i>	1,72E-02	6,41E-03	2,90E-03
Eluato [adim.]	LF	TF (fiume)	TF (lago)
<i>Fly Ash</i>	1,24E-03	2,60E-04	1,11E-04
<i>Bottom Ash</i>	5,54E-04	2,13E-04	8,82E-05
<i>Scorie incenerimento</i>	8,93E-04	2,13E-04	8,84E-05
<i>Scorie</i>	3,94E-04	1,58E-04	7,06E-05
<i>C&D</i>	2,30E-04	8,54E-05	3,87E-05

Tabella B.24 – Fattori di trasporto (FT) per utilizzi sotto il livello di falda (zona satura)

Matrice solida [kg/L]	LF _s
<i>Fly Ash</i>	3,09E-01
<i>Bottom Ash</i>	5,83E-01
<i>Scorie incenerimento</i>	5,13E-01
<i>Scorie</i>	7,17E-01
<i>C&D</i>	1,15E+00
Eluato [adim.]	LF
<i>Fly Ash</i>	8,25E-02
<i>Bottom Ash</i>	3,69E-02
<i>Scorie incenerimento</i>	5,95E-02
<i>Scorie</i>	2,63E-02
<i>C&D</i>	1,53E-02

B.3.6.5 Definizione delle PEC per la stima del rischio da lisciviazione

Ai fini della valutazione del rischio sanitario e ambientale da lisciviazione, possono essere calcolati i valori massimi attesi in falda (PEC_{GW}) e i valori attesi nelle acque superficiali (PEC_{SW}). Le formule di calcolo sono le seguenti.

- PEC [mg/L] da matrice solida

$$\begin{aligned} PEC_{GW} &= C_{solido} \cdot LF_s \\ PEC_{SW_fiume} &= C_{solido} \cdot TF_s(fiume) \\ PEC_{SW_lago} &= C_{solido} \cdot TF_s(lago) \end{aligned}$$

- PEC [mg/L] da eluato

$$\begin{aligned} PEC_{GW} &= C_{eluato} \cdot LF \\ PEC_{SW_fiume} &= C_{eluato} \cdot TF(fiume) \\ PEC_{SW_lago} &= C_{eluato} \cdot TF(lago) \end{aligned}$$

B.3.6.6 Stima del rischio sanitario da lisciviazione

Ai fini della valutazione del rischio sanitario da lisciviazione si prevede il confronto con valori di concentrazione nelle acque, definite come “concentrazioni di sicurezza” (C_{safe}) che garantiscano una adeguata tutela sanitaria per tutte gli usi possibili delle risorse idriche (principio di multifunzionalità della risorsa) e pertanto si fa riferimento a valori che siano protettivi del consumo umano delle acque.

Ai fini sanitari il confronto PEC/C_{safe} sarà quindi relativo esclusivamente alla matrice acque sotterranee.

Le concentrazioni di confronto C_{safe} [mg/L] sono nell'ordine le seguenti:

1. I limiti previsti dal Decreto Legislativo 23 febbraio 2023, n. 18, aggiornato dal D.Lgs. 102/2025. Entrambi i provvedimenti recepiscono la Direttiva Europea 2020/2184.
2. Per le sostanze non incluse nella norma di cui al punto precedente, relativamente alle acque sotterranee, si può far riferimento alle CSC di cui alla Tabella 2, Allegato 5, Parte IV del D.Lgs. 152/2006 e ss.mm.ii

Si definisce quindi, per ciascun contaminante, il Rapporto di Caratterizzazione del Rischio (RCR) sanitario come segue:

$$RCR_{sanitario} = \frac{PEC_{GW}}{C_{safe_GW}}$$

Dovrà essere garantita la conformità con tali limiti ($PEC=C_{safe}$) per tutti i contaminanti sottoposti a valutazione del rischio da matrice solida non sottoposti a test di cessione ($RCR_{sanitario} \leq 1$) o per i quali si ritiene comunque che, gli esiti del test di cessione non siano rappresentativi dell'emissione da suolo (vedi paragrafo B.2).

È importate sottolineare che la procedura di stima del rischio da lisciviazione proposta non è idonea alla definizione di concentrazioni limite nell'eluato o nella matrice solida¹⁰ e pertanto la determinazione di eventuali valori massimi ammissibili non è ritenuta attendibile.

B.3.6.7 Stima del rischio ambientale da lisciviazione

Per la valutazione del rischio ambientale da lisciviazione per le acque superficiali si prevede il confronto con le $PNEC_{SW}$ ambientali di cui alla **tabella A3** in **Allegato A**

Si definisce quindi, per ciascun contaminante, il Rapporto di Caratterizzazione del Rischio (RCR) ambientale come segue:

$$RCR_{ambientale} = \frac{PEC_{SW}}{PNEC_{acq}}$$

Dovrà essere garantita la conformità con $PNEC_{SW}$ ambientali ($RCR_{sanitario} \leq 1$) per tutti i contaminanti sottoposti a valutazione ambientale (matrice solida e/o eluato).

Analogamente alla valutazione del rischio sanitario da lisciviazione, si ritiene non attendibile la determinazione di eventuali valori massimi ammissibili nella matrice solida e/o nell'eluato utilizzando le equazioni proposte nel presente documento.

¹⁰ Poiché i modelli di calcolo proposti sono di tipo “non lineare” i fattori di trasporto non sono costanti e quindi possono cambiare in base alle diverse condizioni di rilascio, generando potenzialmente situazioni anche più critiche di quelle simulate. Pertanto non è applicabile la VdR in modalità “backward”.

È importate sottolineare che la procedura di stima del rischio da lisciviazione proposta non è idonea alla definizione di concentrazioni limite nell'eluato o nella matrice solida¹¹ e pertanto la determinazione di eventuali valori massimi ammissibili non è ritenuta attendibile.

B.4. Valutazione del rischio sanitario dall'eluato

La Valutazione del rischio da lisciviazione e dei conseguenti impatti sulle acque relative al consumo umano di cui al paragrafo B.3.6 è applicabile anche al rilascio dei contaminanti riscontrati nell'eluato.

In linea generale ed ai fini della valutazione del rischio per le risorse idriche (superficiali e sotterranee), si ritiene comunque che, qualora rappresentativi dell'emissione al suolo (vedi paragrafo B.2), i dati nell'eluato restituiscano le stime più realistiche del rischio da lisciviazione.

Qualora i dati disponibili nell'eluato non siano ritenuti rappresentativi o sufficientemente conservativi per la stima del rischio per le risorse idriche, si potrà in alternativa:

- eseguire ulteriori prove di lisciviazione al fine di caratterizzare in maniera più opportuna il rilascio;
- effettuare la valutazione del percorso di lisciviazione a partire dalla matrice solida.

B.5 Criteri per la valutazione degli esiti complessivi della VdR sanitaria

I criteri per la valutazione degli esiti complessivi della VdR sanitaria da matrice solida sono riportati di seguito:

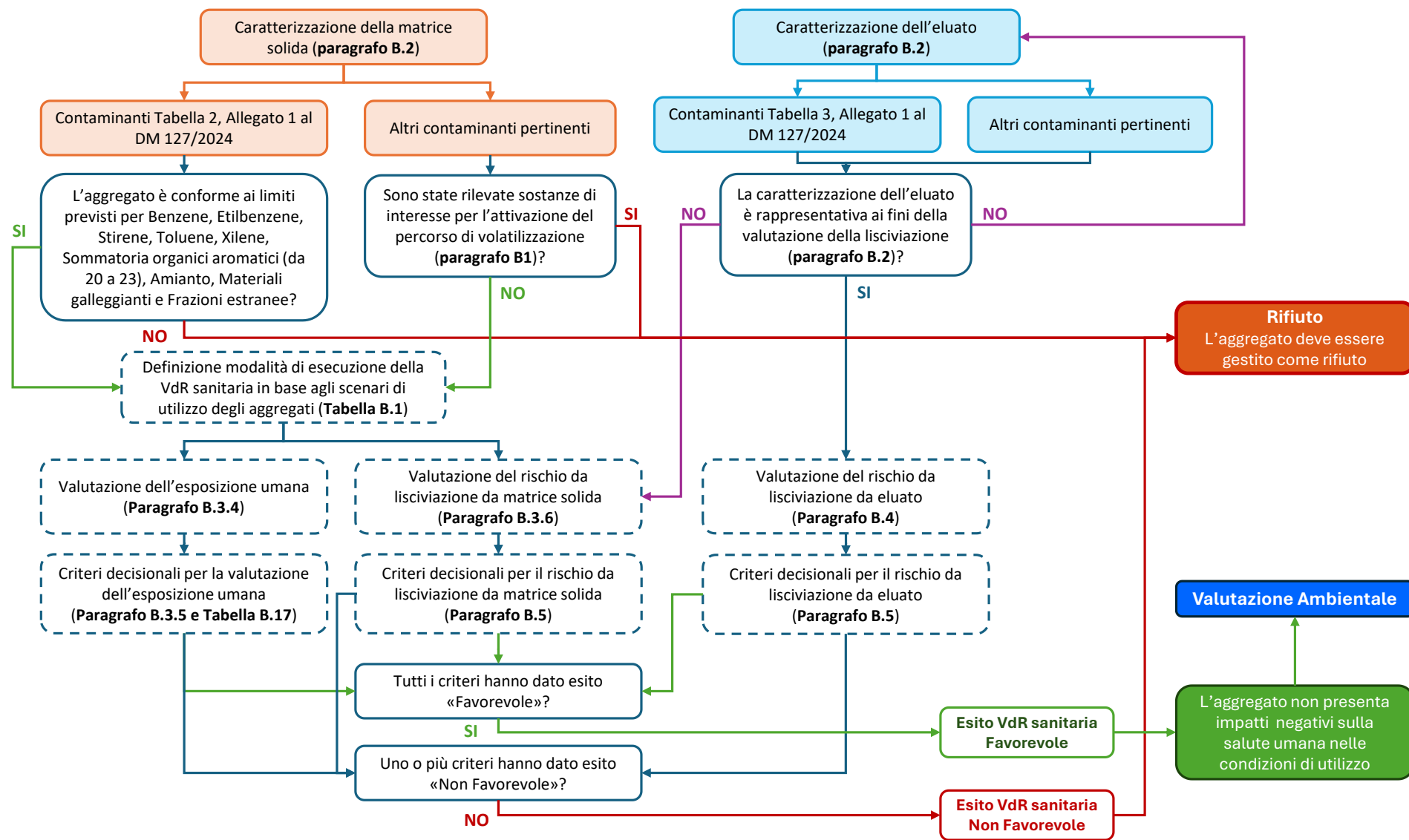
1. La valutazione del rischio da matrice solida per l'esposizione umana, secondo quanto riportato nel par.B.3.5, ha dato esito "Favorevole"?
SI: Proseguì con la valutazione del percorso di lisciviazione dalla matrice solida.
NO: Esito della valutazione "Non Favorevole".
2. La valutazione del rischio da lisciviazione da matrice solida, secondo quanto riportato nel par.B.3.6, per i contaminanti *non oggetto di valutazione dei test di cessione* ha dato seguenti esiti:
 - a. **$RCR_{\text{sanitario}} \leq 1$ per tutte le sostanze:** Esito della valutazione dalla matrice solida "Favorevole". Proseguire con la VdR sanitaria da eluato.
 - b. **$RCR_{\text{sanitario}} > 1$ per almeno una sostanza:** Esito della valutazione "Non Favorevole".

I criteri per la valutazione degli esiti complessivi della VdR sanitaria da eluato sono riportati di seguito:

3. La valutazione del rischio da lisciviazione, secondo quanto riportato nel par.B.4, per i contaminanti oggetto di valutazione dei test di cessione di cui al paragrafo B.2 ha dato seguenti esiti:
 - c. **$RCR_{\text{sanitario}} \leq 1$ per tutte le sostanze:** Esito della valutazione "Favorevole".
 - d. **$RCR_{\text{sanitario}} > 1$ per almeno una sostanza:** Esito della valutazione "Non Favorevole".

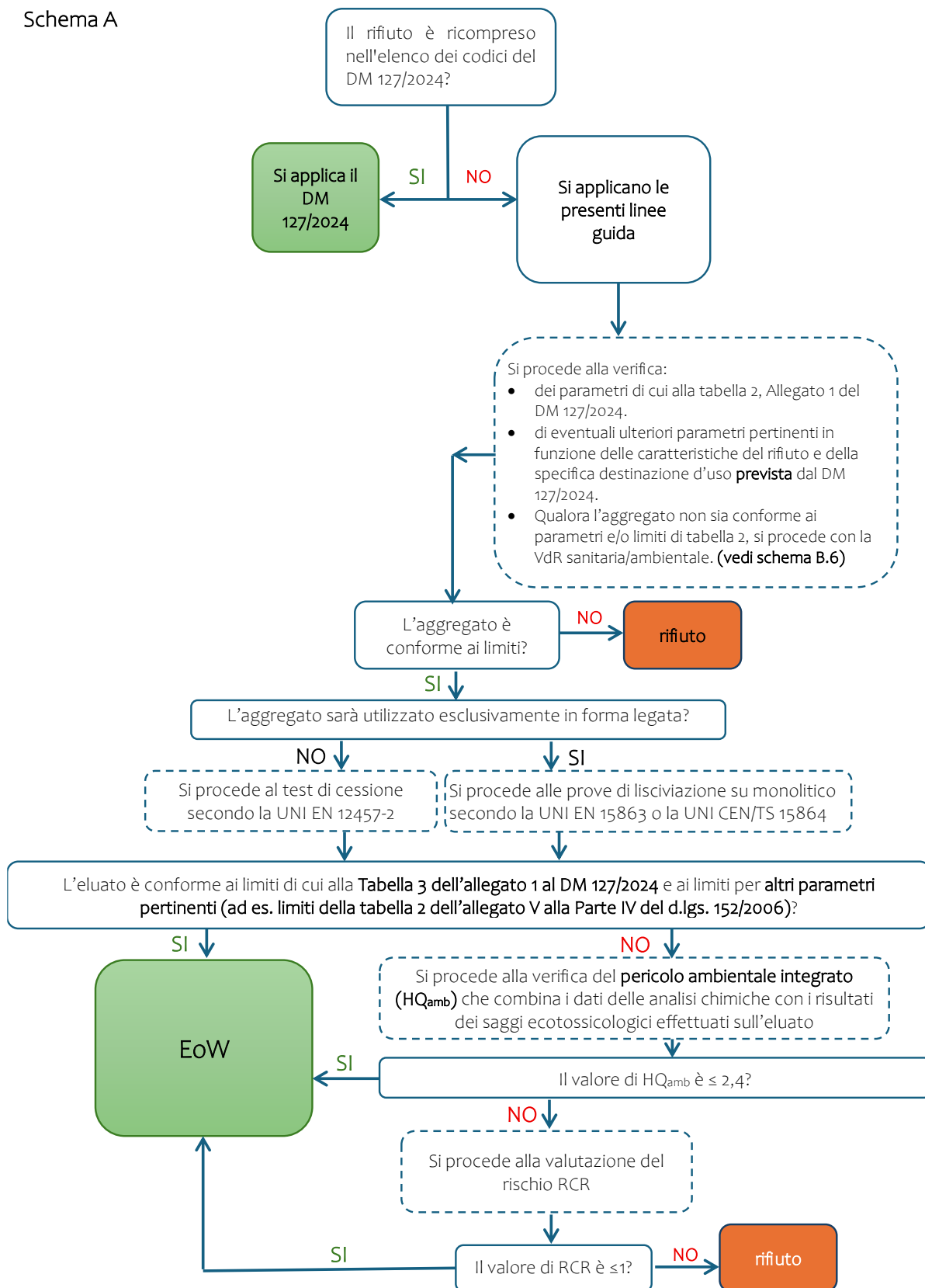
¹¹ Poiché i modelli di calcolo proposti sono di tipo "non lineare" i fattori di trasporto non sono costanti e quindi possono cambiare in base alle diverse condizioni di rilascio, generando potenzialmente situazioni anche più critiche di quelle simulate. Pertanto non è applicabile la VdR in modalità "backward".

B.6 Processo decisionale Valutazione di Rischio sanitaria (diagramma di flusso)



Allegato C -Schema generale del processo

Schema A



Allegato D – Valori di Riferimento Tossicologici desunti da database consolidati per i contaminanti riscontrabili nelle tipologie di materiali di maggiore interesse e non ricompresi del D.M. 127/2024

Autorità europea per la sicurezza alimentare (EFSA)

Contaminante	CAS N.	Orale BMDL ₀₁ [ug/kg*d]	BMDL ₁₀ [ug/kg*d]	UL [ug/d]	TDI [ug/Kg*d]	TWI [ug/Kg*w]	Endpoint critico	Anno	Note
Arsenico (Inorganico)	7440-38-2	6,00E-02					Cancerogenicità (pelle, vescica)	2024	
Cadmio	7440-43-9					2,50E+00	Lesioni dermiche (melanosi)	2007	
Piombo	7439-92-1	6,30E-01					Nefrotossicità e pressione	2010	
Metilmercurio	22967-92-6					1,30E+00	Sviluppo del sistema nervoso	2012	
Mercurio (Sali solubili)	7487-94-7					4,00E+00	Rene	2012	
Cromo (VI)	18540-29-9								
Cromo (III)	16065-83-1				3,00E+02		Effetti sistemici generali	2014	
Nichel (Sali solubili)	7440-02-0				1,30E+01		Perdita post-impianto (riproduttivo)	2020	
Nichel (Sali insolubili)	7440-02-0								
Berillio	7440-41-7								
Cobalto	7440-48-4								
Vanadio	7440-62-2			1,80E+03			Distress gastrointestinale		
Bario	7440-39-3								
Selenio	7782-49-2			2,55E+02			Selenosi (unghie/capelli)	2024	
Rame	7440-50-8			5,00E+03			Disagio gastrointestinale	2023	
Zinco	7440-66-6								
Manganese	7439-96-5			8,00E+03			Funzione neurologica	2024	
Alluminio	7429-90-5					1,00E+03	Neurotossicità evolutiva	2008	
Tallio	7440-28-0								
Antimonio	7440-36-0								

Contaminante	CAS N.	Orale BMDL ₀₁ [ug/kg*d]	BMDL ₁₀ [ug/kg*d]	UL [ug/d]	TDI [ug/Kg*d]	TWI [ug/Kg*w]	Endpoint critico	Anno	Note
Benzo(a)antracene	56-55-3								
Crisene	218-01-9								
Benzo(b)fluorantene	205-99-2								
Benzo(a)pirene	50-32-8								
Benzo(k)fluorantene	207-08-9								
Indeno(1,2,3-c,d)pirene	193-39-5								
Dibenzo(a,h)antracene	53-70-3								
Benzo(g,h,i)perilene	191-24-2								
Dibenzo(a,i)pirene	189-55-9								
Dibenzo(a,h)pirene	189-64-0								
Dibenzo(a,l)pirene	191-30-0								
Dibenzo(a,e)pirene	192-65-4								
Fluorantene	206-44-0								
Pirene	129-00-0								
PCB Non-DL (Somma 6 PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180)									sommatoria PCDD/PCDF e dei congeneri PCB Dioxin-Like numeri 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169, 189. Per il WHO-TEQ, si fa riferimento alla scala di tossicità WHO del 2005 e ss.mm.ii., utilizzata per calcolare i livelli di PCDD/PCDF e PCB Dioxin-Like negli alimenti e nei mangimi.
Sommatoria PCB Dioxin-like + PCDD-PCDF (TCDD)						6,00E-07	Riduzione della produzione di sperma (effetti sullo sviluppo)	2026	
IPA 4 (BaP+Chr+BaA+BbF)			3,40E+02				Somma dell'incidenza tumorale della miscela	2008	IPA 4: Somma di Benzo(a)Pirene, Crisene,

Contaminante	CAS N.	Orale BMDL01 [ug/kg*d]	BMDL10 [ug/kg*d]	UL [ug/d]	TDI [ug/Kg*d]	TWI [ug/Kg*w]	Endpoint critico	Anno	Note
									Benzo(a)Antracene, Benzo(b)Fluorantene
IPA 8 (PAH4+BkF+BghiP+DbahA+IcdP)			4,90E+02				Incidenza totale di animali portatori di tumori	2023	IPA 8: Somma di Benzo(a)Pirene, Crisene, Benzo(a)Antracene, Benzo(b)Fluorantene, Benzo(k)Fluorantene, Benzo(g,h,i)Perilene, Dibenzo(a,h)Antracene, Indeno(1,2,3-c,d)Pirene
<i>Idrocarburi pesanti C>12</i>									
Solvent naphtha (petroleum)	64742-94-5		4,90E+02				Genotossicità e cancerogenicità	2023	Una complessa combinazione di idrocarburi ottenuta dalla distillazione di flussi aromatici. È costituita prevalentemente da idrocarburi aromatici con un numero di atomi di carbonio compreso tra C9 e C16 e un punto di ebollizione compreso tra circa 165 °C e 290 °C .
Idrocarburi aromatici (High)									
Idrocarburi alifatici (Medium)									
Idrocarburi alifatici (High)									
Idrocarburi aromatici (Medium)									

Agenzia Europea per le sostanze chimiche (ECHA) – Effetti cronici su popolazione generale

Contaminante	CAS N.	Orale DNEL [mg/ kg*d]	Dermico DNEL [mg/kg kg*d]	Inalatorio DNEL [mg/m³]	Anno	Note
Arsenico (Inorganico)	7440-38-2	1,70E-03	8,50E-02	2,00E-03	2025	
Cadmio	7440-43-9	1,00E-03			2022	
Piombo	7439-92-1					ECHA riporta valori di riferimento nel sangue
Metilmercurio	22967-92-6					
Mercurio (Sali solubili)	7487-94-7	3,30E-03	3,30E-03		2024	
Cromo (VI)	18540-29-9					
Cromo (III)	16065-83-1			2,70E-02	2022	
Nichel (Sali solubili)	7440-02-0	1,30E-02			2025	
Nichel (Sali insolubili)	7440-02-0			6,00E-06	2025	
Berillio	7440-41-7					
Cobalto	7440-48-4	8,90E-03	3,27E+00	6,30E-03	2025	
Vanadio	7440-62-2					
Bario	7440-39-3					
Selenio	7782-49-2	4,30E-03	4,30E+00	1,50E-02	2020	
Rame	7440-50-8	4,10E-02	1,37E+02		2025	
Zinco	7440-66-6					
Manganese	7439-96-5					
Alluminio	7429-90-5					
Tallio	7440-28-0					
Antimonio	7440-36-0	2,80E+01	2,80E+01	8,00E-02	2024	
Benzo(a)antracene	56-55-3					
Crisene	218-01-9					
Benzo(b)fluorantene	205-99-2					
Benzo(a)pirene	50-32-8					
Benzo(k)fluorantene	207-08-9					
Indeno(1,2,3-c,d)pirene	193-39-5					
Dibenzo(a,h)antracene	53-70-3					
Benzo(g,h,i)perilene	191-24-2					

Contaminante	CAS N.	Orale DNEL [mg/ kg*d]	Dermico DNEL [mg/kg kg*d]	Inalatorio DNEL [mg/m³]	Anno	Note
Dibenzo(a,i)pirene	189-55-9					
Dibenzo(a,h)pirene	189-64-0					
Dibenzo(a,l)pirene	191-30-0					
Dibenzo(a,e)pirene	192-65-4					
Fluorantene	206-44-0					
Pirene	129-00-0					
PCB Non-DL (Somma 6 PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180)						
Sommatoria PCB Dioxin-like + PCDD-PCDF (TCDD)						sommatoria PCDD/PCDF e dei congeneri PCB Dioxin-Like numeri 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169, 189. Per il WHO- TEQ, si fa riferimento alla scala di tossicità WHO del 2005 e ss.mm.ii., utilizzata per calcolare i livelli di PCDD/PCDF e PCB Dioxin- Like negli alimenti e nei mangimi.
IPA 4 (BaP+Chr+BaA+BbF)						
IPA 8 (PAH4+BkF+BghiP+DbahA+IcdP)						
Idrocarburi pesanti C>12						
Solvent naphtha (petroleum)	64742-94-5	5,00E+00	1,64E+00	1,07E+01	2026	Una complessa combinazione di idrocarburi ottenuta dalla distillazione di flussi aromatici. È costituita prevalentemente da idrocarburi aromatici con un numero di atomi di carbonio compreso tra C9 e C16 e un punto di ebollizione compreso tra circa 165 °C e 290 °C .
Idrocarburi aromatici (High)						
Idrocarburi alifatici (Medium)						
Idrocarburi alifatici (High)						
Idrocarburi aromatici (Medium)						

Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS)

Contaminante	CAS N.	Orale UL [ug/d]	TDI [ug/Kg*d]	TWI [ug/Kg*w]	Inalatorio RfC [ug/m³]	Endpoint critico	Anno	Note
Arsenico (Inorganico)	7440-38-2							
Cadmio	7440-43-9			7,00E+00		Danno tubulare renale	2003	
Piombo	7439-92-1							
Metilmercurio	22967-92-6			1,60E+00		Neurotossicità evolutiva	2007	
Mercurio (Sali solubili)	7487-94-7		2,00E+00			Danno tubulare renale	2022	
Cromo (VI)	18540-29-9							
Cromo (III)	16065-83-1							
Nichel (Sali solubili)	7440-02-0		1,20E+01			Tossicità sistemica acuta	2003	
Nichel (Sali insolubili)	7440-02-0							
Berillio	7440-41-7							
Cobalto	7440-48-4							
Vanadio	7440-62-2							
Bario	7440-39-3							
Selenio	7782-49-2	4,00E+02				Selenosi	2017	
Rame	7440-50-8		5,00E+02			Effetti gastrointestinali acuti	1982	
Zinco	7440-66-6		3,00E+02			Variazione parametri ematici	1982	
Manganese	7439-96-5							
Alluminio	7429-90-5			2,00E+03		Neurotossicità	2011	
Tallio	7440-28-0	1,10E+01				Basato su escrezione urinaria	1996	
Antimonio	7440-36-0		8,60E-01			Longevità e parametri ematici	2003	
Benzo(a)antracene	56-55-3							
Crisene	218-01-9							
Benzo(b)fluorantene	205-99-2							
Benzo(a)pirene	50-32-8							
Benzo(k)fluorantene	207-08-9							
Indeno(1,2,3-c,d)pirene	193-39-5							
Dibenzo(a,h)antracene	53-70-3							

Contaminante	CAS N.	Orale UL [ug/d]	TDI [ug/Kg*d]	TWI [ug/Kg*w]	Inalatorio RfC [ug/m³]	Endpoint critico	Anno	Note
Benzo(g,h,i)perilene	191-24-2							
Dibenzo(a,i)pirene	189-55-9							
Dibenzo(a,h)pirene	189-64-0							
Dibenzo(a,l)pirene	191-30-0							
Dibenzo(a,e)pirene	192-65-4							
Fluorantene	206-44-0							
Pirene	129-00-0							
PCB Non-DL (Somma 6 PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180)			2,80E+00			Istopatologia del fegato e della tiroide	2016	Dose minima di effetto ritenuta cautelativa
Sommatoria PCB Dioxin-like + PCDD-PCDF (TCDD)			1,00E-06			Tossicità per lo sviluppo e riproduttiva	1998	sommatoria PCDD/PCDF e dei congeneri PCB Dioxin-Like numeri 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169, 189. Per il WHO-TEQ, si fa riferimento alla scala di tossicità WHO del 2005 e ss.mm.ii., utilizzata per calcolare i livelli di PCDD/PCDF e PCB Dioxin-Like negli alimenti e nei mangimi.
IPA 4 (BaP+Chr+BaA+BbF)								
IPA 8 (PAH4+BkF+BghiP+DbahA+IcdP)								
Idrocarburi pesanti C>12								
Solvent naphtha (petroleum)	64742-94-5							
Idrocarburi aromatici (High)								
Idrocarburi alifatici (Medium)								

Contaminante	CAS N.	Orale UL [ug/d]	TDI [ug/Kg*d]	TWI [ug/Kg*w]	Inalatorio RfC [ug/m³]	Endpoint critico	Anno	Note
Idrocarburi alifatici (High)								
Idrocarburi aromatici (Medium)								

Agenzie per la Protezione dell'Ambiente degli Stati Uniti (USEPA)

Contaminante	CAS N.	Orale RfD [mg/kg*d]	SF [mg/kg*d] ¹	Inalatorio RfC [mg/m ³]	IUR [ug/m ³] ⁻¹	Endpoint critico	Anno	Note
Arsenico (Inorganico)	7440-38-2	3,00E-04	1,50E+00	1,50E-05	4,30E-03	Ipercheratosi, melanosi e cancro	2024	
Cadmio	7440-43-9	1,00E-04		1,00E-05	1,80E-03	Proteinuria tubulare renale	2024	
Piombo	7439-92-1		2,10E-01		1,10E-05	Deficit neuroevolutivi	2024	
Metilmercurio	22967-92-6	1,00E-04				Ritardo neuroevolutivo	2024	
Mercurio (Sali solubili)	7487-94-7	3,00E-04		3,00E-04		Glomerulonefrite autoimmune		
Cromo (VI)	18540-29-9	9,00E-04	1,60E-01	3,00E-05	1,10E-02	Iperplasia intestinale; Cancerogenicità mutagena	2024	
Cromo (III)	16065-83-1	1,50E+00		6,00E-05		Bassa tossicità sistemica	2024	
Nichel (Sali solubili)	7440-02-0	2,00E-02		1,00E-05	2,60E-04	Variazione peso organi	2024	
Nichel (Sali insolubili)	7440-02-0	1,10E-02		1,40E-05	2,60E-04	Cancerogeno polmonare	2024	
Berillio	7440-41-7	2,00E-03		2,00E-05	2,40E-03	Lesioni intestinali; Fibrosi; Cancro	2024	
Cobalto	7440-48-4	3,00E-04		6,00E-06	9,00E-03	Policitemia (aumento RBC)	2024	
Vanadio	7440-62-2	5,04E-03		1,00E-04		Lesioni renali ed effetti resp.	2024	
Bario	7440-39-3	2,00E-01		5,00E-04			2024	
Selenio	7782-49-2	5,00E-03		2,00E-02		Selenosi	2024	
Rame	7440-50-8	4,00E-02				Danno cellulare epatico	2024	
Zinco	7440-66-6	3,00E-01				Anemia microcitica	2024	
Manganese	7439-96-5	2,40E-02		5,00E-05		Manganismo e deficit nervosi	2024	
Alluminio	7429-90-5	1,00E+00		5,00E-03			2024	
Tallio	7440-28-0	1,00E-05				Neuropatia periferica	2024	
Antimonio	7440-36-0	4,00E-04		3,00E-04		Longevità e colesterolo	2024	
Benzo(a)antracene	56-55-3		1,00E-01		6,00E-05	Cancerogenesi	2024	
Crisene	218-01-9		1,00E-03		6,00E-07	Cancerogenesi	2024	
Benzo(b)fluorantene	205-99-2		1,00E-01		6,00E-05	Cancerogenesi	2024	
Benzo(a)pirene	50-32-8	3,00E-04	1,00E+00	2,00E-06	6,00E-04	Tumori del tratto alimentare (SfO/IUR); Effetti neurocomportamentali (RfD); Tossicità dello sviluppo (RfC)	2024	
Benzo(k)fluorantene	207-08-9		1,00E-02		6,00E-06	Cancerogenesi	2024	

Contaminante	CAS N.	Orale RfD [mg/kg*d]	SF [mg/kg*d] ⁻¹	Inalatorio RfC [mg/m³]	IUR [ug/m³] ⁻¹	Endpoint critico	Anno	Note
Indeno(1,2,3-c,d)pirene	193-39-5		1,00E-01		6,00E-05	Cancerogenesi	2024	
Dibenzo(a,h)antracene	53-70-3		1,00E+00		6,00E-04	Cancerogenesi	2024	
Benzo(g,h,i)perilene	191-24-2							
Dibenzo(a,i)pirene	189-55-9		1,20E+01		1,10E-03			Come Dibenzo(a,e)pirene
Dibenzo(a,h)pirene	189-64-0		1,20E+01		1,10E-03			Come Dibenzo(a,e)pirene
Dibenzo(a,l)pirene	191-30-0		1,20E+01		1,10E-03			Come Dibenzo(a,e)pirene
Dibenzo(a,e)pirene	192-65-4		1,20E+01		1,10E-03			
Fluorantene	206-44-0	4,00E-02				Effetti su fegato, reni e parametri ematologici	2024	
Pirene	129-00-0	3,00E-02				Nefrotossicità (effetti sui reni)	2024	
PCB Non-DL (Somma 6 PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180)								
Sommatoria PCB Dioxin-like + PCDD-PCDF (TCDD)		7,00E-10	1,30E+05	4,00E-08	3,80E+01		2024	sommatoria PCDD/PCDF e dei congeneri PCB Dioxin-Like numeri 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169, 189. Per il WHO-TEQ, si fa riferimento alla scala di tossicità WHO del 2005 e ss.mm.ii., utilizzata per calcolare i livelli di PCDD/PCDF e PCB Dioxin-Like negli alimenti e nei mangimi.
IPA 4 (BaP+Chr+BaA+BbF)								
IPA 8 (PAH4+BkF+BghiP+DbahA+IcdP)								
Idrocarburi pesanti C>12								
Solvent naphtha (petroleum)	64742-94-5							
Idrocarburi aromatici (High)		3,00E-04		2,00E-06			2024	
Idrocarburi alifatici (Medium)		1,00E-02		1,00E-01	4,50E-06		2024	

Contaminante	CAS N.	Orale		Inalatorio		Endpoint critico	Anno	Note
		RfD [mg/kg*d]	SF [mg/kg*d] ⁻¹	RfC [mg/m ³]	IUR [ug/m ³] ⁻¹			
Idrocarburi alifatici (High)		3,00E+00					2024	
Idrocarburi aromatici (Medium)		1,00E-02		6,00E-02			2024	

Agenzia per le Sostanze Tossiche e il Registro delle Malattie degli Stati Uniti (ATSDR)

Contaminante	CAS N.	Orale MRL [mg/kg*d]	Inalatorio MRL [mg/m³]	Endpoint critico	Anno	
Arsenico (Inorganico)	7440-38-2	3,00E-04		Lesioni dermiche (melanosi)	2007	
Cadmio	7440-43-9	1,00E-04	1,00E-05	Proteinuria tubulare renale	2012	
Piombo	7439-92-1					
Metilmercurio	22967-92-6	1,00E-04		Funzioni cognitive e motorie	2024	
Mercurio (Sali solubili)	7487-94-7	1,00E-05		Effetti renali (nefropatia)	2024	
Cromo (VI)	18540-29-9	9,00E-04	5,00E-06	Iperplasia diffusa; Ulcerazione nasale	2012	
Cromo (III)	16065-83-1		1,00E-04	Infiammazione polmonare	2012	
Nichel (Sali solubili)	7440-02-0					
Nichel (Sali insolubili)	7440-02-0		3,00E-06	Alveolite e infiammazione polmonare	2024	
Berillio	7440-41-7		1,00E-06	Malattia cronica da berillio (CBD)	2023	
Cobalto	7440-48-4		1,00E-04	Infiammazione polmonare	2024	
Vanadio	7440-62-2		1,00E-04	Effetti respiratori cronici	2012	
Bario	7440-39-3					
Selenio	7782-49-2	5,00E-03		Selenosi	2003	
Rame	7440-50-8	2,00E-02		Effetti gastrointestinali	2024	
Zinco	7440-66-6	3,00E-01		Carenza secondaria di rame	2005	
Manganese	7439-96-5		3,00E-04	Deficit neuro-comportamentali	2012	
Alluminio	7429-90-5	1,00E+00		Sviluppo neurologico alterato	2008	
Tallio	7440-28-0					
Antimonio	7440-36-0	6,00E-04	3,00E-04	Irritazione polmonare e metabolica	2019	
Benzo(a)antracene	56-55-3	4,00E-01		Epatico	1995	L'ATSDR classifica come probabile cancerogeno per l'uomo (Gruppo B2 secondo EPA) e suggerisce, per la valutazione degli effetti non cancerogeni della miscela, l'uso del valore surrogato di 0,4 mg/kg/die (basato su fluorene/fluorantene)
Crisene	218-01-9					
Benzo(b)fluorantene	205-99-2	4,00E-01		Epatico	1995	L'ATSDR classifica come probabile cancerogeno per l'uomo (Gruppo B2 secondo EPA) e

Contaminante	CAS N.	Orale MRL [mg/kg*d]	Inalatorio MRL [mg/m³]	Endpoint critico	Anno	
						suggerisce, per la valutazione degli effetti non cancerogeni della miscela, l'uso del valore surrogato di 0,4 mg/kg/die (basato su fluorene/fluorantene)
Benzo(a)pirene	50-32-8	4,00E-01		Epatico	1995	L'ATSDR classifica come probabile cancerogeno per l'uomo (Gruppo B2 secondo EPA) e suggerisce, per la valutazione degli effetti non cancerogeni della miscela, l'uso del valore surrogato di 0,4 mg/kg/die (basato su fluorene/fluorantene)
Benzo(k)fluorantene	207-08-9	4,00E-01		Epatico	1995	L'ATSDR classifica come probabile cancerogeno per l'uomo (Gruppo B2 secondo EPA) e suggerisce, per la valutazione degli effetti non cancerogeni della miscela, l'uso del valore surrogato di 0,4 mg/kg/die (basato su fluorene/fluorantene)
Indeno(1,2,3-c,d)pirene	193-39-5	4,00E-01		Epatico	1995	L'ATSDR classifica come probabile cancerogeno per l'uomo (Gruppo B2 secondo EPA) e suggerisce, per la valutazione degli effetti non cancerogeni della miscela, l'uso del valore surrogato di 0,4 mg/kg/die (basato su fluorene/fluorantene)
Dibenzo(a,h)antracene	53-70-3	4,00E-01		Epatico	1995	L'ATSDR classifica come probabile cancerogeno per l'uomo (Gruppo B2 secondo EPA) e suggerisce, per la valutazione degli effetti non cancerogeni della miscela, l'uso del valore surrogato di 0,4 mg/kg/die (basato su fluorene/fluorantene)
Benzo(g,h,i)perilene	191-24-2					
Dibenzo(a,i)pirene	189-55-9					
Dibenzo(a,h)pirene	189-64-0					
Dibenzo(a,l)pirene	191-30-0					
Dibenzo(a,e)pirene	192-65-4					
Fluorantene	206-44-0	4,00E-01		Epatico	1995	

Contaminante	CAS N.	Orale MRL [mg/kg*d]	Inalatorio MRL [mg/m³]	Endpoint critico	Anno
Pirene	129-00-0				
PCB Non-DL (Somma 6 PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180)					
Sommatoria PCB Dioxin-like + PCDD-PCDF (TCDD)					sommatoria PCDD/PCDF e dei congeneri PCB Dioxin-Like numeri 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169, 189. Per il WHO-TEQ, si fa riferimento alla scala di tossicità WHO del 2005 e ss.mm.ii., utilizzata per calcolare i livelli di PCDD/PCDF e PCB Dioxin-Like negli alimenti e nei mangimi.
IPA 4 (BaP+Chr+BaA+BbF)					
IPA 8 (PAH4+BkF+BghiP+DbahA+IcdP)					
<i>Idrocarburi pesanti C>12</i>					
Solvent naphtha (petroleum)	64742-94-5				
Idrocarburi aromatici (High)		4,00E-01		Epatico	1999
Idrocarburi alifatici (Medium)			3,00E-01	Epatico	1999
Idrocarburi alifatici (High)					
Idrocarburi aromatici (Medium)		2,00E-02		Epatico	1999

Bibliografia specifica

- EFSA CONTAM Panel. Scientific Opinion on Arsenic in Food. EFSA Journal 2009;7(10):1351. 10.2903/j.efsa.2009.1351
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological profile for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Atlanta (GA): U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service; 1995.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological profile for total petroleum hydrocarbons (TPH). Atlanta (GA): U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service; 1999.
- ATSDR Toxicological Profile Aluminium. 2008. <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp22.pdf>
- ATSDR Toxicological Profile for Barium. 2007. <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp24.pdf>
- ATSDR Toxicological Profile for Manganese. 2012. <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp151.pdf>
- ATSDR Toxicological Profile for Selenium. <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp92.pdf>
- ATSDR Toxicological Profile for Vanadium. 2012. <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp58.pdf>
- ATSDR Toxicological Profile Thallium. 2024. <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp54.pdf>
- ATSDR. Toxicological Profile for Arsenic. 2007. <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp2.pdf>
- ATSDR. Toxicological Profile for Beryllium. 2023. <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp4.pdf>
- ATSDR. Toxicological Profile for Cadmium. 2012. <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp5.pdf>
- ATSDR. Toxicological Profile for Chromium. 2012. <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp7.pdf>
- ATSDR. Toxicological Profile for Cobalt. 2024. <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp33.pdf>
- ATSDR. Toxicological Profile for Lead. 2020. <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp13.pdf>
- ATSDR. Toxicological Profile for Mercury. 2024. <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp46.pdf>
- ATSDR. Toxicological Profile for Nickel. 2024. <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp15.pdf>
- EFSA CONTAM Panel. Cadmium in food. EFSA Journal 2011;9(2):1975. 10.2903/j.efsa.2011.1975
- EFSA CONTAM Panel. Lead in food. EFSA Journal 2010;8(4):1570. 10.2903/j.efsa.2010.1570
- EFSA CONTAM Panel. Mercury in food. EFSA Journal 2012;10(12):2985. 10.2903/j.efsa.2012.2985
- EFSA CONTAM Panel. Nickel in food. EFSA Journal 2015;13(2):4002. 10.2903/j.efsa.2015.4002
- EFSA CONTAM Panel. Polycyclic aromatic hydrocarbons in food: scientific opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain. EFSA J. 2008;6(8):724. doi:10.2903/j.efsa.2008.724.
- EFSA CONTAM Panel. Update of the risk assessment of mineral oil hydrocarbons in food. EFSA J. 2023;21(9):8215. doi:10.2903/j.efsa.2023.8215.
- EFSA CONTAM Panel. Update of the risk assessment on dioxins and dioxin-like PCBs in feed and food. EFSA J. 2026;24(6):10103. doi:10.2903/j.efsa.2026.10103.
- EFSA NDA Panel. Selenium. 2023. 10.2903/j.efsa.2023.7919
- EFSA NDA Panel. Zinc. 2014. 10.2903/j.efsa.2014.3844
- EFSA. Aluminium. 2008. 10.2903/j.efsa.2008.754
- EFSA. Copper dietary reference. 2023. 10.2903/j.efsa.2023.7817
- Sommatoria PCB... cambiare da 2025 a 2026
- USEPA. Inorganic Arsenic. IRIS Toxicological Review. 2025. https://iris.epa.gov/ChemicalLanding/&substance_nmbr=278
- USEPA. Regional Screening Levels (RSLs) - Generic Tables. 2024. <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables>
- WHO/JECFA. Evaluation of methylmercury. 2007.
- World Health Organization. Assessment of the health risks of dioxins: re-evaluation of the tolerable daily intake (TDI). Executive summary of the WHO consultation, 25-29 May 1998, Geneva, Switzerland. Geneva: World Health Organization; 1998.

- World Health Organization. Safety evaluation of certain food additives and contaminants. Suppl 1: Non-dioxin-like polychlorinated biphenyls. WHO Food Additives Series No. 71-S1. Geneva: World Health Organization; 2016.

Bibliografia Dossier ECHA (REACH)

- European Chemicals Agency (ECHA). Substance information: Arsenic (EC No. 231-148-6) [Internet]. Helsinki: ECHA; [citato il 23 giu 2026]. Disponibile all'indirizzo: <https://chem.echa.europa.eu/substance-information/-/substanceinfo/100.028.316>
- European Chemicals Agency (ECHA). Substance information: Cadmium (EC No. 231-152-8) [Internet]. Helsinki: ECHA; [citato il 23 giu 2026]. Disponibile all'indirizzo: <https://chem.echa.europa.eu/substance-information/-/substanceinfo/100.028.320>
- European Chemicals Agency (ECHA). Substance information: Mercury (EC No. 231-106-7) [Internet]. Helsinki: ECHA; [citato il 23 giu 2026]. Disponibile all'indirizzo: <https://chem.echa.europa.eu/substance-information/-/substanceinfo/100.029.083>
- European Chemicals Agency (ECHA). Substance information: Chromium (EC No. 231-157-5) [Internet]. Helsinki: ECHA; [citato il 23 giu 2026]. Disponibile all'indirizzo: <https://chem.echa.europa.eu/substance-information/-/substanceinfo/100.028.324>
- European Chemicals Agency (ECHA). Substance information: Nickel (EC No. 231-111-4) [Internet]. Helsinki: ECHA; [citato il 23 giu 2026]. Disponibile all'indirizzo: <https://chem.echa.europa.eu/substance-information/-/substanceinfo/100.028.283>
- European Chemicals Agency (ECHA). Substance information: Nickel (EC No. 231-111-4) [Internet]. Helsinki: ECHA; [citato il 23 giu 2026]. Disponibile all'indirizzo: <https://chem.echa.europa.eu/substance-information/-/substanceinfo/100.028.283>
- European Chemicals Agency (ECHA). Substance information: Cobalt (EC No. 231-158-0) [Internet]. Helsinki: ECHA; [citato il 23 giu 2026]. Disponibile all'indirizzo: <https://chem.echa.europa.eu/substance-information/-/substanceinfo/100.028.325>
- European Chemicals Agency (ECHA). Substance information: Selenium (EC No. 231-957-4) [Internet]. Helsinki: ECHA; [citato il 23 giu 2026]. Disponibile all'indirizzo: <https://chem.echa.europa.eu/substance-information/-/substanceinfo/100.029.052>
- European Chemicals Agency (ECHA). Substance information: Copper (EC No. 231-159-6) [Internet]. Helsinki: ECHA; [citato il 23 giu 2026]. Disponibile all'indirizzo: <https://chem.echa.europa.eu/substance-information/-/substanceinfo/100.028.326>
- European Chemicals Agency (ECHA). Substance information: Antimony (EC No. 231-146-5) [Internet]. Helsinki: ECHA; [citato il 23 giu 2026]. Disponibile all'indirizzo: <https://chem.echa.europa.eu/substance-information/-/substanceinfo/100.028.314>
- European Chemicals Agency (ECHA). Substance information: Solvent naphtha (petroleum), light arom. (EC No. 265-199-0) [Internet]. Helsinki: ECHA; [citato il 23 giu 2026]. Disponibile all'indirizzo: <https://chem.echa.europa.eu/substance-information/-/substanceinfo/100.059.253>

Allegato E – Fattori di assorbimento dermico (ABS) per i contaminanti riscontrabili nelle tipologie di materiali di maggiore interesse e non ricompresi nel D.M. 127/2024

Contaminante	CAS N.	ABS [adim.]	Riferimento
Arsenico (Inorganico)	7440-38-2	0,03	RSL USEPA
Cadmio	7440-43-9	0,001	RSL USEPA
Piombo	7439-92-1	0,1	-
Metilmercurio	22967-92-6	1	ATSDR
Mercurio (Sali solubili)	7487-94-7	0,07	ATSDR
Cromo (VI)	18540-29-9	0,025	ATSDR
Cromo (III)	16065-83-1	0,013	ATSDR
Nichel (Sali solubili)	7440-02-0	0,1	RSL USEPA; Carbonato
Nichel (Sali insolubili)	7440-02-0	0,1	-
Berillio	7440-41-7	0,007	ATSDR
Cobalto	7440-48-4	1	Valore cautelativo
Vanadio	7440-62-2	0,026	ATSDR
Bario	7440-39-3	0,07	ATSDR
Selenio	7782-49-2	0,3	ATSDR
Rame	7440-50-8	0,57	ATSDR
Zinco	7440-66-6	1	ATSDR
Manganese	7439-96-5	0,6	ATSDR
Alluminio	7429-90-5		-
Tallio	7440-28-0	0,1	RSL USEPA; Carbonato
Antimonio	7440-36-0	0,15	ATSDR
Benzo(a)antracene	56-55-3	0,13	RSL USEPA
Crisene	218-01-9	0,13	RSL USEPA
Benzo(b)fluorantene	205-99-2	0,13	RSL USEPA
Benzo(a)pirene	50-32-8	0,13	RSL USEPA
Benzo(k)fluorantene	207-08-9	0,13	RSL USEPA
Indeno(1,2,3-c,d)pirene	193-39-5	0,13	RSL USEPA
Dibenzo(a,h)antracene	53-70-3	0,13	RSL USEPA
Benzo(g,h,i)perilene	191-24-2	0,13	Come Dibenzo(a,e)pirene
Dibenzo(a,i)pirene	189-55-9	0,13	Come Dibenzo(a,e)pirene
Dibenzo(a,h)pirene	189-64-0	0,13	Come Dibenzo(a,e)pirene
Dibenzo(a,l)pirene	191-30-0	0,13	Come Dibenzo(a,e)pirene
Dibenzo(a,e)pirene	192-65-4	0,13	RSL USEPA
Fluorantene	206-44-0	0,13	RSL USEPA
Pirene	129-00-0	0,13	RSL USEPA
PCB Non-DL (Somma 6 PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180)		0,14	RSL USEPA
Sommatoria PCB Dioxin-like + PCDD-PCDF (TCDD)		0,03	RSL USEPA
IPA 4 (BaP+Chr+BaA+BbF)		0,13	RSL USEPA relativi alle singole sostanze

Contaminante	CAS N.	ABS [adim.]	Riferimento
IPA 8 (PAH4+BkF+BghiP+DbahA+IcdP)		0,13	RSL USEPA relativi alle singole sostanze
<i>Idrocarburi pesanti C>12</i>			
Solvent naphtha (petroleum)	64742-94-5	0,13	Valore associato a tutti gli Idrocarburi C>12
Idrocarburi aromatici (High)		0,13	RSL USEPA e associato a tutti gli Idrocarburi C>12i
Idrocarburi alifatici (Medium)		0,13	Valore associato a tutti gli Idrocarburi C>12
Idrocarburi alifatici (High)		0,13	Valore associato a tutti gli Idrocarburi C>12
Idrocarburi aromatici (Medium)		0,13	Valore associato a tutti gli Idrocarburi C>12

Bibliografia specifica

- ATSDR. Exposure Dose Guidance for Dermal and Ingestion Exposure to Surface Water, Volume 2. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Department of Health and Human Services. Public Health Service. Atlanta 25, september 2018.
- USEPA. Regional Screening Levels (RSLs) - Generic Tables. 2024. <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables>