



Unione Europea



Consiglio Nazionale delle Ricerche
Istituto di Ricerca Sulle Acque



Regione Puglia



Università di Bari



Università di Teramo

“Inquinanti inorganici”

Responsabile:
Dott.Domenico Petruzzelli

Indice

1. Definizione di Terreno Contaminato	5
1.1 Le forme di esposizione alla contaminazione	8
2. Tipologie di Terreni Contaminati	9
2.1 Discariche	10
2.2 Aree Industriali	11
2.3 Aree contaminate a seguito di eventi accidentali	13
2.4 Scarichi abusivi	14
2.5 Depositi abusivi	14
2.6 Rilasci cronici nel sottosuolo	15
3. I Terreni Contaminati	16
3.1 Censimento dei siti contaminati	16
4. Il Quadro Normativo Vigente	19
4.1 La legge 441/87	19
4.2 Il D.M. 16 Maggio 1989	20
4.3 Considerazioni Critiche sugli Aspetti Normativi	22
4.4 Norme Vigenti in Tema di Aree Inquinata da Amianto	23
4.5 Prospettive e Proposte in Campo Normativo	25
4.5.1 Risarcibilità e Responsabilità del Danno Ambientale	25
4.5.2 Modalità di Finanziamento delle Bonifiche	26
4.6 Istituzione di un Catasto delle Aree Contaminate	29
4.6.1 Definizione di Normative Tecniche	29
4.6.2 Selezione di Standard di Qualità del Suolo	30
4.6.3 Selezione della Tecnica di Risanamento Appropriata e Progettazione dell'intervento	30
4.6.4 Informazione e Partecipazione dei Cittadini	31
5. Generalità e Classificazione dei Trattamenti	33
5.1 Trattamenti in loco e fuori loco	34
5.2 Trattamenti in situ	35
5.3 Tecniche di isolamento	36
5.4 Sistemi di isolamento Superficiale	37
5.4.1 Copertura Vegetativa	38

5.4.2 Terreno di copertura	39
5.4.3 Sistema di Drenaggio delle Acque Meteoriche	40
5.4.4.Sistema Di Impermeabilizzazione	41
5.4.5 Sistema di Drenaggio del Gas	43
5.5 Cinture Perimetrali	44
5.5.1 Configurazioni Geometriche d'impiego	44
5.5.2 Barriere ad Affissione con Palizzate in Pannelli di Acciaio	45
5.5.3 Diaframma a Trave Infissa	47
5.5.4 Diaframma a Modulo di Acciaio Infisso	47
5.6 Barriere di Escavazione	48
5.6.1 Diaframma Plastico Continuo Terreno-Bentonite	48
5.6.2 Diaframma Plastico Continuo Cemento-Bentonite	49
5.7 Diaframma a Pannelli	51
5.8 Diaframma Composito	52
5.9 Diaframma a Pezzi Secanti	52
5.10 Barriera Realizzata Mediante Geti in Pressione (Jet Grouting)	53
5.11 Barriera a Miscelazione in situ	54
5.12 Sistemi di Isolamento del Fondo	54
5.13 Iniezione per Fratturazione Idraulica (Claquage)	55
5.14 Iniezioni per Permeazione	56
5.15 La Tecnica Jet Grouting Applicata alle Impermeabilizzazioni di Fondo	56
5.16 Impermeabilizzazione per Congelamento	57
6. Sistemi Idraulici	58
6.1 Misure di controllo della Falda	58
6.2 Misure di Contenimento e	
Rimozione del Pennacchio di Contaminazione	59
6.2.1 Pozzi	59
6.2.2 Drenaggi	61
Bibliografia	63

1. DEFINIZIONE DI TERRENO CONTAMINATO

Una definizione univoca di terreno contaminato non è oggi disponibile; la Unione Europea non ha ancora adottato una definizione comune e pertanto gli stati membri hanno assunto definizioni diverse di cui se riportano alcune di seguito:

- Danimarca: *terreno che rappresenta una minaccia alle risorse idriche sotterranee o alla salute di coloro che vi risiedono* [Danish National Agency on Environmental Protection, 1985];
- Germania: *terreno che potenzialmente provoca un impatto negativo (diretto o indiretto) sulla salute e sul benessere dell'uomo e delle risorse naturali economicamente importanti (come bestiame, colture, acquiferi)* [Federal Ministry for Research and Technology - BMFT, 1981];
- Gran Bretagna: *terreno che, a causa dell'uso che ne è stato fatto in precedenza, contiene sostanze che ne possono compromettere il riutilizzo previsto; pertanto, necessita di uno studio approfondito atto a stabilire se il riuso proposto sia attuabile o se, altrimenti, risulti indispensabile qualche azione di risanamento* [Department of Environment - DOE, 1983];
- Paesi Bassi: *terreno che contiene sostanze pericolose in concentrazioni superiori a quelle normalmente attese, e nel quale una o più funzioni risultano irrimediabilmente compromesse* [Soil Protection Act, 1987].
- Italia: *aree...potenzialmente contaminate a causa del contatto, accidentale o contaminativo, con le...attività e sostanze" legate ai "cicli di produzione di rifiuti potenzialmente tossici e nocivi"*

Le definizioni appena illustrate, incluse quella italiana del Ministero dell'Ambiente, presentano limiti tali da rendere ancora più evidente la complessità delle implicazioni ambientali che l'area contaminata comporta.

Allo scopo, la rappresentazione schematica di Fig. 1, che raffigura un sito interessato da abbandono di rifiuti in discarica incontrollata, pratica piuttosto diffusa in territorio nazionale, è molto esplicitiva al riguardo. Si noti la cavità naturale (grotta, dirupo) o

artificiale (cava esaurita, fossa) o, addirittura, un terreno adibito allo smaltimento illegale di rifiuti di varia natura e origine (anche tossici e nocivi), di diverso stato fisico (solido, liquido, polverulento), abbandonati in maniera impropria con modalità di scarico diverse (spandimento superficiale senza copertura, bidoni abbandonati in superficie e/o interrati).

Un deposito di questo tipo costituisce, in sé, una sorgente di rischio in quanto specifiche tipologie di rifiuto potrebbero incendiarsi e, non essendo l'area di abbandono recintata e sorvegliata, i rifiuti potrebbero accidentalmente venire a contatto con l'uomo. I rifiuti smaltiti a cielo aperto, specie se polverulenti, potrebbero generare sospensioni (polveri) che, trasportate dai venti verrebbero inalati dall'uomo, oppure, depositandosi sulla vegetazione e le colture circostanti potrebbero contaminarle ed introdursi, quindi, nelle catene alimentari che portano all'uomo. Oltre al danno sanitario, si rileva anche un danno economico in quanto i terreni circostanti la discarica risulterebbero non idonei alle coltivazioni agricole da destinare all'uso alimentare.

Le sostanze tossiche presenti nei rifiuti, veicolate dagli agenti atmosferici (piogge), potrebbero infiltrarsi nel sottosuolo e giungere alla falda acquifera contaminando i pozzi e le prese degli acquedotti che vi attingono.

I composti tossici, soggetti all'azione erosiva e dissolvente delle acque meteoriche, potrebbero essere veicolati per scorrimento fino ai corpi idrici superficiali (torrenti, fiumi, laghi, mare), compromettendo e limitando le future potenziali utilizzazioni per l'approvvigionamento idrico umano, nonché irriguo, industriale, per la pesca e l'acquacoltura.

La situazione rappresentata in Fig.1 è davvero molto frequente in diversi ambiti nazionali. Siti contaminati quali quello raffigurato inducono ad affrontare la problematica dei suoli contaminati secondo un'ottica integrata che guarda all'intero ecosistema, in base al quale si propone la seguente definizione di terreno contaminato: Perché una area possa ritenersi “contaminata” o più correttamente “potenzialmente tale” devono verificarsi simultaneamente le seguenti condizioni:

- La presenza di una sorgente di contaminazione;
- Una o più vie di “migrazione” attraverso le quali gli inquinanti possano diffondere nell'ambiente circostante;

- La presenza di bersagli (o recettori) di inquinamento che intercettano i percorsi di migrazione e, pertanto, minacciati dalla migrazione degli inquinanti.

Sulle diverse tipologie delle sorgenti di contaminazione (la Fig.1 rappresenta solo una delle diverse possibilità) si discuterà diffusamente in seguito. I percorsi di migrazione dei contaminanti includono: le acque sotterranee, le acque superficiali, l'aria, il suolo, la catena alimentare. E' bene però osservare che, generalmente, nei terreni potenzialmente contaminati non tutti i percorsi citati risultano, di fatto "attivi". E' il caso delle "acque di falda" per i siti insistenti su suoli argillosi, ovvero quelli ricadenti in aree prive di significative fonti di approvvigionamento idrico (pozzi, sorgenti, opere di prese di acquedotti) entro una opportuna area circostante le stesse sorgenti di inquinamento.

Per quel che concerne i potenziali ricettori di contaminazione, le considerazioni appena esposte (v. Fig. 1) evidenziano i possibili bersagli di inquinamento che risultano identificati in: uomo, animali, vegetali, risorse ambientali (corsi d'acqua, laghi, mare, falda idrica sotterranea, aree protette), risorse economiche (edifici, infrastrutture, suoli potenzialmente coltivabili o edificabili).

Per ciascuna situazione di rischio, risultano effettivamente minacciati solo i bersagli effettivamente "intercettati" dai percorsi di migrazione degli inquinanti, ovvero, il rischio di contaminazione per le coltivazioni irrigate con acque di un lago che presenta nel suo bacino idrografico (ed in prossimità delle sponde) delle discariche abusive di rifiuti tossici e nocivi. Qualora la presenza di opportuni canali di gronda (perimetrale ai siti) provveda a raccogliere le acque meteoriche "intercettanti" i rifiuti (e con esse le sostanze pericolose erose e disciolte), impedendone in tal modo lo scorrimento superficiale fino al vicino recapito idrico, il rischio di contaminazione risulta più contenuto.

L'impatto ambientale sull'uomo e sugli altri bersagli risulta determinato dal livello di esposizione alla contaminazione che può avvenire con modalità diverse. La conoscenza di tali forme di esposizione è di fondamentale importanza ai fini della comprensione del sistema relazionale "sorgente-percorsi-bersagli" assunto come definizione di terreno contaminato.

1.1. Le forme di esposizione alla contaminazione

Per esposizione si intende il complesso delle modalità attraverso cui le sostanze inquinanti entrano in contatto con gli organismi viventi (Vismara, 1992). In riferimento ai suoli contaminati, si intende che gli inquinanti, una volta raggiunti i bersagli (per diverse vie di migrazione) possono essere assimilati secondo varie forme di assunzione. In riferimento al bersaglio uomo le vie di assunzione principali vengono esposte in Tab.1 e schematizzate in Fig.2. In tabella vengono indicati anche i possibili percorsi di migrazione dei contaminanti (ECETOC, 1990; Vismara & Scalvini, 1992).

In riferimento agli altri bersagli viventi, l'ampia varietà di specie coinvolte rende necessaria una semplificazione in classi di organismi (v. Fig.3) e da questa conseguono, per ciascuna classe, i percorsi di esposizione riportati in Tab.2 (ECETOC, 1990; Vismara & Scalvini, 1992).

2. TIPOLOGIE DI TERRENI CONTAMINATI

Assunte delle definizioni per il “terreno contaminato”, è necessario definire le “sorgenti di inquinamento”, ovvero le tipologie dei siti che pongono rischio potenziale di contaminazione per l’ambiente (Bossi & Natta, 1986; Beone et al., 1988 A, 1988 B; Sirini, 1988; Boca & Oneto, 1989; Mantovi & Romano, 1991).

Una schematizzazione concettuale è riportata in Fig.4 ove vengono evidenziate (in tratteggio) le connessioni tra le diverse tipologie di siti contaminati, in base a situazioni reali che vengono ricondotte alle diverse categorie proposte in figura.

Vengono trascurate nella classificazione, le “sorgenti diffuse” di contaminazione del suolo, quali le aree agricole soggette: (1) all’uso indiscriminato di fertilizzanti e fitofarmaci quali disinfestanti, pesticidi e diserbanti, (2) all’irrigazione con acque reflue non opportunamente depurate e disinfettate, (3) allo smaltimento inadeguato al suolo di fanghi di depurazione dei reflui civili e industriali.

Si tratta, pertanto, di fonti d’inquinamento diluite non “puntuali” i cui danni ambientali (al suolo, alle acque superficiali e di falda) vanno controllati o limitati non già attraverso specifici e circoscritti (territorialmente) interventi di risanamento che risulterebbero costosi e di difficile realizzabilità tecnica, quanto piuttosto:

- adottando appropriate strategie di pianificazione delle attività agricole (limitando l’uso di specifici prodotti chimici) nonché ricorrendo alla corretta utilizzazione delle acque di rifiuto trattate e dei fanghi di depurazione, in condizioni di massima sicurezza ambientale;
- mettendo a punto un programma di risanamento, per le aree già compromesse, che si prefigga il raggiungimento di obiettivi quali: la semplicità operativa delle azioni di bonifica; tempi di intervento diluiti negli anni; la minimizzazione dei possibili impatti ambientali derivanti dalle stesse azioni di risanamento; nonché la economicità degli interventi.

In linea di principio, si potrebbero raggiungere i suddetti obiettivi adottando le seguenti metodologie di risanamento (Rulkens et al., 1993):

- mediante piantagione di specifiche colture erbacee. E' noto, infatti, che talune colture (es., i cereali per il nichel, le leguminose per il rame) possono ritenere in concentrazioni sensibili i metalli pesanti presenti nel suolo (Acaia & Bressi, 1991). Dopo la raccolta delle piante queste dovrebbero essere smaltite - ovvero trattate - in maniera tale da evitare la dispersione nell'ambiente degli inquinanti ritenuti;
- mediante piantagione di vegetali provvisti di apparato radicale molto sviluppato, tale cioè da consentire, nella successiva fase di estirpazione, la estrazione di consistenti frazioni degli inquinanti. Gli strati superficiali di suolo contaminato che viene rimosso assieme alle piante, deve essere sottoposto ad adeguato trattamento e smaltimento;
- coltivazione sistematica dello strato superficiale del suolo (ad esempio tramite aratura volta al mantenimento di adeguata aerazione), sì da promuovere e sostenere la attivazione dei processi naturali di biodegradazione dei contaminanti;
- eventuale somministrazione di specifiche sostanze chimiche in modeste quantità, che possano favorire i processi di biodegradazione (nutrienti) ovvero quelli che favoriscono la conversione dei contaminanti non biodegradabili in biodegradabili.

2.1 Discariche

Le discariche incontrollate dei rifiuti (urbani e/o industriali), proliferate in Italia per molti anni prima e dopo la entrata in vigore delle norme tecniche in materia di smaltimento dei rifiuti solidi (D.P.R. 10 settembre 1982, n. 915 e successive disposizioni di applicazione, in particolare la Delibera 27 luglio 1984 del Comitato Interministeriale), si basano sull'abbandono casuale dei rifiuti, senza porre particolare attenzione (in fase realizzativa) ai problemi di impatto ambientale quali la contaminazione da percolato delle acque di falda e superficiali; la emissione e la dispersione di biogas in atmosfera e di composti tossici nei terreni circostanti; la proliferazione di mosche, zanzare, roditori. Tra l'altro, costituendo, spesso, delle soluzioni temporanee ed economiche per smaltire contemporaneamente nel medesimo sito diverse tipologie di rifiuti (urbani, assimilabili agli urbani, inerti; ma anche speciali e tossico-nocivi), le discariche incontrollate rappresentano aree ad elevato rischio potenziale di inquinamento. Ne sono

testimonianza concreta i casi di contaminazione ambientale conclamati a livello internazionale (Acaia & Andreottola, 1989), di Love Canal (McDougall et al., 1980) e Hyde Park (Hannink et al., 1988) negli Stati Uniti, Georgswerder (Stegmann, 1991), Gerolsheim (GBS et al., 1988) e Munchenhagen (Matthes et al., 1988) in Germania, Lekkerkerk in Olanda, e quello di Gerenzano (Andretta & Comolli, 1992) in Italia.

In riferimento alla realtà italiana, dati ed informazioni (molto parziali) raccolte nell’ambito della elaborazione dei Piani Regionali di Bonifica hanno evidenziato che è riscontrabile, soprattutto nell’Italia Meridionale, il regime autorizzativo di emergenza delle discariche comunali, “ufficializzato” dalla ordinanza sindacale, che viene emanata sulla base di esigenze di urgenza e con carattere di provvisorietà (art. 12, tit.1, D.P.R. 915/82). Tale procedura, proprio per la dichiarata condizione di transitorietà, non abbisogna (come già accadeva per le discariche incontrollate) di un significativo studio di impatto ambientale dei rifiuti depositati. Ne consegue che in Italia, molto frequentemente, tali siti vengano ubicati in aree molto vulnerabili per la presenza di acquiferi superficiali a rischio, lungo le linee di costa, nonché a diretto contatto con recapiti fluviali o lacustri, su versanti in frana o con processi erosivi in atto, in prossimità di aree protette, nelle immediate vicinanze dei centri abitati. Ad ulteriore conferma della gravità della situazione, sono inoltre registrabili, sul territorio nazionale, casi di discariche ove non esiste alcun regime autorizzativo (*discariche abusive*), oppure che la ordinanza sindacale risulta scaduta.

2.2 Aree industriali

Altra fonte di potenziale contaminazione dei suoli, di tipo localizzata, è rappresentata dagli insediamenti industriali dismessi. La cessazione (temporanea o definitiva) delle attività produttive comporta, quasi sistematicamente, l’abbandono all’interno degli stabilimenti di materiali (materie prime, prodotti e residui di lavorazione). Questi materiali, a seguito del progressivo peggioramento delle loro caratteristiche qualitative, non risultano più commerciabili divenendo dei rifiuti industriali inquinanti: la prolungata permanenza dei contenitori in condizioni poco idonee alla conservazione, spesso all’aria aperta o sul suolo, può portare al deterioramento o alla rottura dei medesimi, con

conseguente dispersione dei composti tossici in essi contenuti nel terreno e/o in atmosfera.

Anche nel caso in cui le imprese industriali provvedano, in seguito alla dismissione della produzione, a smaltire correttamente i rifiuti delle materie prime e dei prodotti ancora immagazzinati presso gli impianti, i siti (almeno in termini di strutture ed apparecchiature) permangono comunque contaminati da sostanze pericolose, in funzione delle attività di origine. Le aree dismesse industriali sono generalmente oggetto di progetti di recupero non solo ai fini della costruzione di nuovi insediamenti industriali, ma anche per insediamenti commerciali o residenziali. Le riconversioni avvengono, in genere, senza alcuna valutazione dei rischi di inquinamento dei comparti ambientali interessati (aria, acqua, suolo) e dei possibili danni agli operatori preposti alle operazioni di recupero. Gli stessi termini contrattuali della compravendita delle strutture industriali da recuperare e riconvertire, generalmente, non prevedono importi aggiuntivi finalizzati alla sicurezza dei lavoratori e dell'ambiente che non siano essenzialmente limitati agli aspetti antinfortunistici (Mantovi & Romano, 1991). Anche specifiche tipologie di insediamenti industriali in attività possono comportare un rischio di contaminazione ambientale, qualora dovessero verificarsi le seguenti condizioni (Ambiente Italia, 1991):

depositi superficiali (cumuli, o spandimenti al suolo) ed interramenti dei residui di produzione;

- rilasci sistematici o da cattiva gestione degli impianti;
- scarichi di liquami non depurati;
- ricaduta al suolo di emissioni atmosferiche contaminate;
- immagazzinamenti prolungati (e non adeguati) di sostanze pericolose che possono generare
- infiltrazione dei contaminanti nel sottosuolo, rilasci degli stessi in atmosfera;
- incidenti e sversamenti nelle fasi di movimentazione e stoccaggio delle materie prime e dei prodotti di lavorazione;
- smantellamento di impianti obsoleti;
- incidenti di produzione.

Quest'ultimo caso si associa a quello famoso dell'incidente di Seveso (MI), verificatosi per la esplosione di un reattore dello stabilimento ICMESA, che comportò la fuoriuscita di una nube tossica trascinata dal vento su un'area densamente popolata di circa 1.800 ha, (Piepoli, 1991).

Un quadro d'insieme delle tipologie industriali, in attività o dismesse, che possono indurre contaminazione è riportato in Tab.3, ove in base a valutazioni, condotte in Germania, vengono associati i contaminanti chimici potenzialmente rinvenibili dalle diverse attività industriali.

2.3 Aree contaminate a seguito di eventi accidentali

Rientrano in questa categoria, oltre gli incidenti riguardanti gli stabilimenti industriali in attività, anche quelli generati da sversamenti da mezzi di trasporto (stradale e ferroviario) di sostanze pericolose, da oleodotti, da serbatoi, nonché gli insediamenti produttivi danneggiati da calamità naturali nonché esplosioni e/o incendi.

Caratteristica comune di queste aree, dal momento che comportano un pericolo immediato per la salute pubblica e l'ambiente, la necessità di operare con urgenza ai fini della applicazione di ogni misura atta alla conservazione delle condizioni di sicurezza dei siti (mediante interventi temporanei volti alla limitazione della diffusione degli inquinanti ed il recupero delle sostanze sversate), per procedere poi, in una fase successiva alla bonifica permanente.

Un tipico esempio può essere rappresentato dalla rottura accidentale di un oleodotto, avvenuta per fenomeni di instabilità del suolo, in corrispondenza di un ripido versante situato sulla riva sinistra di un torrente, che provocò la contaminazione con olio combustibile fluido dei sedimenti e della coltre detritica dell'alveo per una lunghezza complessiva di alcune centinaia di metri, nonché del versante collinare stesso.

2.4 Scarichi abusivi

Si tratta di una tipologia di contaminazione del suolo il cui controllo, data la illegalità delle operazioni di origine, risulta difficile da quantificare. Gli scarichi abusivi si limitano, fortunatamente, ad episodi abbastanza sporadici che si concretizzano nell'occultamento del rifiuto, smaltito liberamente (sfuso) o in fusti nel sottosuolo e/o nel loro sversamento diretto sul terreno o in recapiti idrici (superficiali e sotterranei).

Questa pratica risulta fra le più pericolose in quanto comporta la concentrazione di rifiuti altamente inquinanti in punti localizzati, spesso sconosciuti, impedendo qualsiasi possibilità di controllo e rendendo difficile l'individuazione delle fonti di talune forme d'inquinamento indotte rilevate nei corpi idrici superficiali e di falda.

2.5 Depositi abusivi

Riguarda lo smaltimento di rifiuti di varia origine in insediamenti adibiti illegalmente alla raccolta degli stessi.

Tali attività illegali, diffuse in passato, risultano ancora oggi presenti specie nel settore del trasporto, trattamento e smaltimento dei rifiuti, da parte di società che, munite ufficialmente di impianti di trattamento, raccolgono ingenti quantità di materiali che poi depositano abusivamente in capannoni, aree industriali dismesse, quali, ad es., ex depositi petroliferi, ove sono presenti di solito serbatoi di grandi capacità, oppure vecchie fornaci in disuso ove i rifiuti possono essere occultati con facilità. Il rischio legato ai depositi illegali è associato alla obsolescenza delle strutture di immagazzinamento ed all'accumulo di una grande varietà di rifiuti assai eterogenei per origine, stato fisico e modalità di condizionamento.

2.6 Rilasci cronici nel sottosuolo

In questo ambito, si segnala una specifica tipologia di situazioni a rischio, generalmente non citate in letteratura per quanto assai diffuse, che comportano il pericolo di contaminazione delle acque sotterranee in seguito a periodi prolungati di rilascio accidentale al suolo. Questi casi possono riguardare i serbatoi sotterranei di carburante cittadini, presso gli aeroporti, gli insediamenti militari. Anche specifiche tubazioni interrato risultano potenzialmente a rischio, nonché le fogne di drenaggio delle acque di rifiuto (urbane ed industriali), ma anche le condotte adibite al trasporto di prodotti petrolchimici, gas naturale, ammoniaca, gas di carbone e zolfo. Fuoriuscite accidentali possono verificarsi in seguito a fenomeni di corrosione, rotture, cedimenti dei giunti di saldatura, difetti costruttivi e procedure scorrette di posa in opera.

I rilasci cronici da serbatoi e tubazioni comportano delle contaminazioni puntuali nel sottosuolo difficilmente localizzabili, se non in seguito ad evidenti fenomeni di inquinamento.

3. I TERRENI CONTAMINATI

3.1 Censimenti dei siti contaminati

Rispetto ad altri paesi industrializzati, in Italia non sono disponibili dati esaustivi ed attendibili sulla quantificazione e la presenza di aree potenzialmente contaminate. Le informazioni disponibili risultano frammentarie e fanno essenzialmente riferimento ad una indagine condotta nel 1986, dal Ministero della Protezione Civile, che ha stimato la presenza di circa 5.100 siti potenzialmente inquinati in ambito nazionale.

Un successivo censimento, del 1988 del Ministero dell'Agricoltura, svolto fra più di 3.000 Comuni ha consentito la individuazione, nelle sole Regioni a statuto ordinario, circa 6.000 siti su cui sono stati abbandonati rifiuti. In un terzo di essi è stata ipotizzata (o rilevata) finanche la presenza di sostanze tossiche. Dai piani elaborati da altre Regioni in base alla legge 441/87, sono stati individuati un centinaio di altre situazioni a rischio. A titolo di esempio, le indagini svolte in ambito locale delle aree definite a rischio, come quelle svolte in Val Bormida ed il distretto ceramico emiliano, hanno evidenziato la presenza di numerosi casi di discarica abusiva.

Risulta, pertanto, che l'avvio dei Piani Regionali di Bonifica, come previsto dal decreto 16/5/1989 del Ministero dell'Ambiente, possa fornire dati sistematici al fine di ottenere censimenti organici delle aree potenzialmente inquinante. Per alcune Regioni, sebbene siano già disponibili informazioni attendibili, è necessaria la elaborazione complessiva dei dati e la sintesi delle informazioni, al fine di evidenziare la influenza della realtà socio-economica regionale sulla quantità e la tipologia delle aree contaminate. Potranno, inoltre, essere individuate le differenze metodologiche adottate nei diversi rilevamenti (dovute all'assenza di chiare norme legislative al riguardo) che rendono i dati poco omogenei e difficilmente traslabili ai fini comparativi tra le diverse realtà.

Si esamina, di seguito, la situazione nelle diverse realtà regionali, ove sono disponibili dati attendibili.

In Lombardia, sono stati selezionati, nel 1989, 120 siti sicuramente contaminati che richiedevano ulteriore approfondimento, nonché 536 siti rappresentativi di aree industriali dismesse. Il disaccorpamento effettuato sulle stesse aree, in funzione del livello di contaminazione riscontrato, ha permesso di individuare altri 9 siti di intervento prioritario che, per tossicità e quantità di rifiuti presenti, vulnerabilità delle acque sotterranee e superficiali, nonché per la vicinanza delle fonti di approvvigionamento idrico delle popolazioni residenti, ponevano seri rischi per l'ambiente in genere e/o la salute umana. Altre 95 aree sono state classificate secondo ordine decrescente di rischio sanitario-ambientale, applicando apposite metodologie di analisi. Il rischio di contaminazione delle acque di falda ha consentito di selezionare 25 situazioni specifiche da sottoporre a risanamento prioritario. I rimanenti 70 siti con rischio ambientale inferiore sono stati inseriti in programmi di bonifica a medio termine

In Piemonte sono stati censiti, nel 1989, poco più di 300 siti, escluse le aree industriali dismesse in quanto non segnalate nelle documentazioni ufficiali. Di queste, 39 situazioni venivano ritenute di particolare rischio, per la presenza di rifiuti tossico-nocivi e di contaminazione del suolo e/o delle acque. La indagine ha consentito di selezionare, inoltre, 14 siti che necessitavano di intervento urgente (maggioranza di discariche abusive) per i quali sono stati predisposti immediati progetti di massima per la loro bonifica. In 7 siti sono state avviate operazioni di posa in sicurezza ed elaborati progetti di risanamento ad opera della Protezione Civile, nonché altri 6 siti, con rifiuti immagazzinati in attesa di smaltimento in impianti esistenti o in previsione.

In Toscana, il censimento effettuato nel 1991 ha segnalato 1.219 situazioni che risultavano in condizioni igienico ambientali piuttosto precarie. Il numero è stato successivamente circoscritto ad un totale di 428 situazioni. Di questi ultimi, 213 casi venivano giudicati prioritari in seguito a sopralluoghi che hanno permesso di considerare 152 aree su cui sono state applicate metodologie specifiche di valutazione del rischio. Un criterio combinato di analisi ha consentito di individuare 37 siti da inserire in piani di risanamento immediato. Nel programma di risanamento a breve termine sono state inserite altre 37 aree.

In Sicilia il censimento del 1991 ha riguardato 110 aree, essenzialmente discariche di RSU ed assimilabili. Delle aree rilevate, in base a giudizio critico sul rischio ambientale, sono state rilevate 7 situazioni particolarmente delicate. Per altri 4 siti sono stati elaborati progetti di massima degli interventi di bonifica immediati. Il programma di bonifica a medio termine è stato applicato ad un totale di 94 siti (enucleando i 4 siti citati, nonché 12 altre situazioni escluse dal piano di bonifica perché già bonificate al luglio 1991 o con caratteristiche tali da esulare i criteri guida previsti o per mancanza dei fondi necessari).

In Sardegna il censimento ha selezionato 400 siti suddivisi in diverse tipologie. Sono stati quindi enucleati 7 siti (discariche industriali) per i quali erano disponibili informazioni tali da identificarli come sicuramente contaminati. Il programma a breve termine ha incluso, oltre i citati siti, anche 50 discariche di RSU, risultati prioritari tra i 146 da bonificare, sulla base dell'applicazione di una specifica metodologia di analisi del rischio sanitario-ambientale.

I restanti siti censiti (347), escluse 5 aree oggetto di bonifica specifica, sono state inserite nel Programma a Medio Termine. In questa regione è stato adottato un approccio diverso rispetto alle altre Regioni fin qui esaminate.

La Regione Lazio ha focalizzato l'attenzione essenzialmente sulla vulnerabilità degli acquiferi, la elaborazione del piano di bonifica ha infatti riguardato: (1) la ripartizione del territorio regionale in aree omogenee rispetto al grado di vulnerabilità delle falde (mediante raccolta di informazioni geologiche, idrogeologiche, pozzi e sorgenti); (2) l'individuazione delle potenziali sorgenti di contaminazione (discariche, luoghi di produzione di rifiuti industriali, usi specifici del suolo).

4. IL QUADRO NORMATIVO VIGENTE

4.1 La legge 441/87

La prima bozza di legislazione nazionale per la pianificazione degli interventi di bonifica dei terreni contaminati si è avuta con la legge 29 ottobre 1987, n. 441 recante le "disposizioni urgenti in materia di smaltimento dei rifiuti". L'art. 5 di questa legge affida alle Regioni il compito di elaborare (e trasmettere al Ministero dell'Ambiente) i Piani Regionali di Bonifica. La legge non fornisce, tuttavia, delle definizioni di aree contaminate, né fornisce indicazioni sulle procedure di analisi, di campionamento e sui criteri di valutazione del rischio. Impone, tuttavia, di predisporre ed individuare le seguenti condizioni:

- i siti da bonificare e le caratteristiche generali dei contaminanti presenti (censimenti);
- l'ordine di priorità degli interventi proposti;
- i soggetti cui competono gli interventi e gli enti che ad essi devono sostituirsi in caso di inadempienza;
- le modalità degli interventi di bonifica;
- la stima degli oneri finanziari;
- le modalità di smaltimento degli (eventuali) materiali da asportare;
- le possibili misure cautelari a carattere di urgenza per la tutela dell'ambiente.

Ad oltre un anno dai termini di scadenza della legge solo sette Regioni (Emilia Romagna, Liguria, Marche, Piemonte, Sicilia, Umbria, Valle d'Aosta), ed una Provincia autonoma (Trento), avevano provveduto alla presentazione dei piani. In alcuni casi i piani contenevano, opportunamente organizzate, le informazioni richieste; nei rimanenti casi (la maggioranza) si riducevano ad una semplice lista di interventi presentati in ordine di urgenza. Il fabbisogno finanziario globale richiesto per l'espletamento degli otto piani presentati, ammontavano a cifre nettamente superiori alle disponibilità stanziare in base alla legge stessa per tutto il territorio nazionale.

4.2 Il D.M. 16 maggio 1989

Essendo emerse difformità di elaborazione dei piani, rispetto a quelle previste dall'art. 5 della legge 441 / 87, e stante la esiguità delle risorse finanziarie disponibili, il Ministero dell'Ambiente emanò il decreto 16 maggio 1989 in cui vennero definiti i criteri e le linee guida per la elaborazione e la predisposizione, con modalità uniformi da parte di tutte le Regioni e Province autonome, dei piani di bonific; si è trattato dell'unico atto di indirizzo alla pianificazione del risanamento dei terreni contaminati ed alla erogazione delle necessarie risorse finanziarie, allora disponibili.

Il decreto individuava innanzitutto gli organi competenti che dovevano essere coinvolti nella redazione dei piani di bonifica, ovvero:

- le amministrazioni provinciali, cui spettava l'acquisizione presso le amministrazioni comunali,
- aziende municipalizzate, USL, associazioni ambientaliste, delle segnalazioni sui siti potenzialmente contaminati e la trasmissione delle stesse alle autorità regionali;
- la Regione, cui compete la elaborazione del piano e l'aggiornamento, su base annua, dell'elenco delle aree contaminate;
- il Ministero dell'Ambiente, con la funzione di provvedere all'esame di conformità dei piani regionali.

Il Decreto includeva criteri di identificazione dei siti potenzialmente contaminati basati essenzialmente su:

- Risultano potenzialmente contaminate le aree rientranti nelle definizioni riportate in precedenza (cap. 1), laddove i cicli di produzione di rifiuti potenzialmente tossici e nocivi, elencati nel decreto, integrano e completano quelli contenuti in Tabella 1.3 della Delibera 27 luglio 1984, che detta le norme tecniche applicative del D.P.R. 915/82. L'elenco non forniva, tuttavia, alcuna lista delle possibili sostanze contaminanti generate dai flussi produttivi considerati;

- Sono potenzialmente contaminate le aree riconducibili alle tipologie di rilevazione elencate, "a scopo del tutto esemplificativo", nel decreto.

Il Decreto indicava, in termini piuttosto generici, che rimandano alla soggettiva valutazione degli esperti incaricati, le fasi attraverso cui debbono essere sviluppati i piani di bonifica.

Le fasi preliminari, nella elaborazione dei piani, si identificano con le operazioni di *censimento e mappatura delle aree potenzialmente contaminate*, comprensive:

- della raccolta ed archiviazione di dati relativi alla localizzazione delle sostanze pericolose eventualmente presenti, alle aree, ai volumi interessati, alle condizioni idrogeologiche ed urbanistico-paesaggistiche;
- della restituzione cartografica (in scala 1:50.000) dei temi appena elencati.

Dei siti catalogati, occorre selezionare, sulla base delle "risultanze analitiche ufficialmente disponibili", un primo elenco di aree contaminate da sottoporre a bonifica, costituito dalle situazioni caratterizzate dalla presenza di una o più sostanze tra quelle riportate nell'allegato al DPR 915/82, in concentrazioni uguali o superiori a quelle indicate per definire un rifiuto tossico e nocivo.

I siti contenuti nel primo elenco, dovranno poi essere classificati "in priorità decrescente di intervento di bonifica", in base al rischio sanitario-ambientale ad essi connesso (permeabilità del suolo, aspetti tossicologici, popolazione esposta). Infine, vanno elaborati, per le medesime aree, i piani di sicurezza e i progetti tecnico-economici-operativi di bonifica (comprensivi delle misure di sicurezza e protezione degli operatori e della pianificazione delle operazioni di monitoraggio), pervenendo in tal modo alla definizione del "programma preliminare di interventi e di bonifica a breve termine".

E' infine prevista la elaborazione, per grandi linee, del "programma di bonifica a medio termine", consistente nella programmazione (e nella corrispondente stima economica di massima) delle fasi operative che dovranno essere attivate al fine di:

- individuare, tra i siti esclusi dal primo elenco (prevedibilmente la maggioranza censita), nuove aree definibili contaminate;

- progettare il risanamento.

Il decreto 16 maggio 1989 individuava inoltre le modalità di erogazione ai soggetti richiedenti legittimati: Regioni e Province autonome, ma anche enti locali e loro consorzi, delle risorse finanziarie per l'esecuzione dei primi interventi urgenti di risanamento (indipendentemente dalla elaborazione dei piani), stanziare dalle leggi 441/87 e 475/88, con decreto 31 dicembre 1990 del Ministero dell'Ambiente pubblicato sulla G.U. del 26 giugno 1991 (Ministero dell'Ambiente, 1991 B).

4.3 Considerazioni critiche sugli aspetti normativi

La carenza di dati conoscitivi sulla situazione italiana circa i siti contaminati, ha vincolato le Regioni che hanno avviato (o concluso) la elaborazione dei piani di bonifica in riferimento ai soli dati disponibili nella fase preliminare del censimento, in base agli esempi delle aree a rischio riportato nel D.M. 16 maggio 1989 e non già alla rielaborata Tabella 1.3 del D.P.R. 915/82, il cui utilizzo avrebbe richiesto indagini conoscitive più dettagliate. Il citato elenco, tuttavia, non comprende, tra le tipologie dei siti oggetto di rilevazione, le attività industriali in corso, essendo espressamente menzionate soltanto le aree di adduzione e stoccaggio di idrocarburi.

E' noto che i censimenti delle aree industriali dismesse, condotte nell'ambito dei piani già preparati, non hanno fornito esiti soddisfacenti, sia per difficoltà nel reperire le informazioni (fonti pubbliche e/o private) affidabili, sia perché il riutilizzo di tali aree avviene spesso repentinamente sulla spinta di interessi prevalentemente economici.

La carenza di dati analitici ufficialmente disponibili sul grado di contaminazione delle aree censite ha condizionato negativamente la definizione di un primo elenco di aree contaminate da sottoporre a bonifica. Tale iniziativa si è, di fatto, limitata alla selezione dei siti di documentata, ma anche presunta contaminazione, ovvero sono state escluse dal primo elenco le aree per le quali il rischio di contaminazione è stato assunto basso o addirittura nullo, nonché quelle per le quali le notevoli carenze conoscitive non hanno consentito una valutazione sufficientemente attendibile del rischio sanitario-ambientale.

In riferimento alla predisposizione dei progetti di messa in sicurezza e di bonifica, si constata nel Decreto la mancata definizione di criteri di qualità dei suoli e degli standard di risanamento, con la conseguente disomogeneità nella scelta degli obiettivi di bonifica, nella progettazione e nella esecuzione degli interventi.

Per contro, il Decreto ha il merito di introdurre la necessità di selezionare i siti più urgenti verso cui destinare i finanziamenti (generalmente esigui e disponibili a livello locale, regionale o statale) per le indagini sul campo e le azioni di risanamento. Non sono, tuttavia, indicate metodologie precise di individuazione delle priorità degli interventi.

4.4 Norme vigenti in tema di aree inquinate da amianto

La legge 27 marzo 1992, n. 257, recante le “norme relative alla cessazione dell’impiego dell’amianto”, detta le linee-guida sulla realizzazione di misure di decontaminazione e di bonifica con riferimento alle seguenti specifiche tipologie di siti contaminati:

- le aree interessate dalle attività estrattiva e di lavorazione dell’amianto;
- le aree caratterizzate dalla presenza dei “materiali a base di asbesto”;

Queste aree vengono elencate secondo la classificazione tecnica adottata dall'EPA in: (1) *materiali superficiali*, spruzzati o distribuiti per spatolamento su diverse superfici (pareti, soffitti, strutture portanti) per scopi decorativi, acustici, antincendio; (2) *materiali per isolamento termico*, utilizzati per inibire il trasferimento di calore e per prevenire la formazione di condense in tubazioni, caldaie, serbatoi, vasche, componenti vari dei sistemi di raffreddamento e riscaldamento dell’acqua, nonché nei sistemi di riscaldamento, ventilazione e condizionamento dell’aria (coperture isolanti, rivestimenti); (3) *materiali vari* ovvero quei materiali che non rientrano nelle categorie precedenti quali mattonelle, controsoffitti, pareti divisorie, tegole, tubazioni in cemento-amianto; guaine isolanti, colle; materiali tessili.

L'art. 10 della legge affida alle Regioni e alle Provincie autonome il compito di elaborare “piani di protezione dell'ambiente, di decontaminazione, di smaltimento e di bonifica ai fini della difesa dei pericoli derivanti dall'amianto”, che debbono risultare comprensivi, con riguardo alla problematica specifica del risanamento, delle fasi seguenti:

- censimento dei siti interessati da attività di estrazione dell'amianto;
- censimento delle imprese che utilizzano o abbiano utilizzato nel passato, amianto nelle rispettive attività produttive, nonché operanti nelle azioni di smaltimento o di bonifica;
- predisposizione di programmi di dismissione della attività estrattiva dell'amianto e realizzazione della relativa bonifica dei siti;
- rilevazione sistematica delle situazioni di pericolo derivanti dalla presenza di amianto;
- controllo delle attività di smaltimento e bonifica relative all'amianto;
- predisposizione di corsi di formazione per gli addetti alla bonifica delle aree interessate;
- censimento degli edifici nei quali siano presenti materiali (o prodotti) contenenti amianto, con priorità assegnata agli edifici pubblici, locali aperti al pubblico e di utilizzazione collettiva.

4.5 Prospettive e proposte in campo normativo

Le considerazioni sinora fatte confermano la carenza normativa italiana con specifico riguardo al problema dei terreni contaminati. Tuttavia, alcune significative politiche e strategie adottate nei maggiori paesi industrializzati potrebbero trovare applicazione nel nostro paese

4.5.1. Risarcibilità e responsabilità del danno ambientale

La risarcibilità e la responsabilità del danno ambientale sono previste in Italia, dall'art. 18 della legge 8 luglio 1986, n. 349, istitutiva del Ministero dell'Ambiente.

La norma recita che “qualunque fatto doloso o colposo in violazione di disposizioni di legge o di provvedimenti adottati in base a legge che comprometta l'ambiente, ad esso arrecando danno, alterandolo, deteriorandolo o distruggendolo in tutto o in parte, obbliga l'autore del fatto al risarcimento nei confronti dello stato”; in questi casi, “il giudice, ove non sia possibile una precisa quantificazione del danno, ne determina l'ammontare in via equitativa, tenendo conto della gravità della colpa individuale, del costo necessario per il ripristino, del profitto conseguito dal trasgressore”. In linea di principio, non sembrerebbero quindi sorgere particolari problemi quanto all'imputabilità dei costi di bonifica ai soggetti responsabili.

In effetti l'art. 18 ha il limite di affidare alla autorità giudiziaria la definizione dei conflitti e delle situazioni, sancendo di fatto l'impossibilità, per l'amministrazione di scegliere tra ripristino e risarcimento e, comunque, forme, modi e tempi degli interventi di risanamento, scelte affidate invece alla decisione del giudice adito.

La norma in esame andrebbe modificata, per ampliare la sfera di discrezionalità amministrativa, in linea con le più significative esperienze internazionali, ad esempio quella americana, laddove i giudici svolgono soltanto una azione di sostegno e verifica a posteriori della legittimità dei provvedimenti e dei negoziati con le parti responsabili intrapresi dall'ente amministrativo deputato.

In riferimento alla questione circa la responsabilità per il danno ambientale, l'art. 18 la configura come responsabilità per colpa Province, Regioni fino al 50% dei costi di ripristino se l'inquinamento è stato prodotto in siti pubblici.

Alla adozione della responsabilità oggettiva e solidale dovrebbe accompagnarsi l'obbligatorietà di una copertura finanziaria assicurativa, affinché le imprese che conducono attività pericolose siano solvibili in tempi rapidi rispetto al risarcimento degli eventuali danni ambientali determinati. Tra l'altro, volendo attribuire al meccanismo assicurativo anche funzione incentivante e preventiva per le imprese potenzialmente inquinanti. L'obbligatorietà della assicurazione dovrebbe gravare sull'impresa, non già sull'assicuratore. In tal modo infatti, l'impresa potenzialmente inquinante sarebbe indotta a migliorare il proprio livello di sicurezza, onde evitare (ANIA, 1988):

- gli oneri finanziari derivanti dalle garanzie alternative che dovrebbe fornire (agli organismi pubblici di controllo) conseguentemente all'eventuale diniego della copertura assicurativa;
- o altrimenti, la richiesta di premi elevati (adeguati all'effettiva entità del rischi).

Essendo generalmente limitata la capacità finanziaria del mercato assicurativo, potrebbe prevedersi un tetto al risarcimento dei danni liquidabili dalle società assicuratrici, ed un fondo integrativo per gli importi superiori al tetto medesimo

4.5.2. Modalità di finanziamento delle bonifiche.

Le esperienze finanziarie intraprese nei paesi industrializzati da tempo impegnati nel programmare la gestione del risanamento dei terreni contaminati, hanno evidenziato la difficile applicabilità del principio del "chi inquina paga". E' pertanto necessario affiancare, anche in Italia, alle azioni di identificazione dei soggetti responsabili e di coinvolgimento dei medesimi nei costi di bonifica, strumenti appositi di finanziamento collettivo da ricorrere quando:

- non sia possibile individuare o perseguire (perché, ad esempio, trattasi di società fallite o cessate) il responsabile;
- l'autore del danno si rifiuti di pagare, o sia insolvente, o sia solvente in maniera inadeguata;
- le azioni di bonifica siano talmente urgenti da non poter attendere gli esiti di lunghe vertenze giudiziarie di risarcimento.

L'istituzione di un fondo nazionale alimentato da tassazioni su prodotti specifici e/o con imposte di ripristino ambientale a carico di tutte le imprese industriali, che potrebbero però comportare conseguenze negative quali:

- eccessiva colpevolizzazione del sistema industriale, individuato come unico responsabile di ogni situazione di inquinamento;
- esclusione del sistema industriale dalla gestione delle disponibilità finanziarie e dalla determinazione di forme, modalità e tempi di intervento;
- rischio di una gestione centralistica del fondo, come è accaduto negli Stati Uniti con l'EPA, che ha impegnato, nel primo quinquennio di attuazione del fondo, il 70% del finanziamenti in spese di ufficio (personale, consulenze, studi).

Si potrebbe allora ovviare alle citate conseguenze:

- ripartendo il fondo tra le Regioni e le Province Autonome sulla base del volume annuo di rifiuti prodotti, dei siti censiti, della popolazione residente, della superficie territoriale o di altri analoghi criteri in modo tale da attribuire allo Stato (nell'autorità dell'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente - ANPA) soltanto funzioni di indirizzo e coordinamento;
- integrando o sostituendo le tasse sui prodotti specifici e sulle industrie con imposte innovative o aggiuntive sulla produzione e sulle attività di smaltimento dei rifiuti (stoccaggio, trasporto, trattamento, smaltimento finale), ciò che consentirebbe di attribuire alle imposte medesime anche una funzione "incentivante" per le imprese.

Una alternativa pratica allo strumento finanziario potrebbe essere rappresentato dalla istituzione, già operativa in alcuni Lander tedeschi, di forme di adesione volontaria o di

leggi regionali di associazioni miste tra amministrazione pubblica e parti interessate (industrie, smaltitori di rifiuti) che coordinino e finanzino le azioni di bonifica.

Eventuali somme aggiuntive potrebbero essere raccolte attraverso l'imposizione di tasse specifiche sui rifiuti e di un canone supplementare sul consumo di acqua (solo utilizzo idrico industriale). La responsabilità delle associazioni dovrebbe essere di tipo sussidiario qualora i contributi finanziari industriali alle stesse fossero commisurati all'ammontare (in termini quali-quantitativi) dei rifiuti generati, le imprese verrebbero incentivate a ridurre la produzione dei rifiuti medesimi (prevenire la formazione).

Entrambi gli strumenti di finanziamento collettivo proposti dovrebbero pure essere alimentati da due specifiche disponibilità:

- partecipazione a determinate spese di bonifica da parte delle amministrazioni comunali, provinciali, regionali;
- recuperi finanziari da accordi o vertenze con soggetti responsabili.

Si potrebbe, ad esempio, prevedere che in caso di mancata collaborazione o di insolvenza immediata, i soggetti responsabili vengano condannati a pagare fino al doppio o al triplo delle spese anticipate dall'amministrazione per le azioni di ripristino e riparatorie.

Infine, potrebbe prevedersi (sempre ad integrazione di ciascuno degli strumenti di finanziamento possibili) la attivazione, sul modello olandese, di un programma di carico unilaterale industriale di intervento sulle aree industriali, previo attendibile rilevamento della diffusione nazionale di tale tipologia di siti contaminati.

4.6. Istituzione di un catasto delle aree contaminate

I censimenti operati dalle Regioni e Province autonome in attuazione del D.M. 16 maggio 1989, soprattutto qualora venissero periodicamente aggiornati (almeno su base annua), dovrebbero confluire nella costituzione di un catasto nazionale (o regionale) delle aree contaminate. Tale strumento, oltreché di pianificazione degli interventi e di selezione delle priorità, si rivelerebbe di controllo urbanistico; opportune prescrizioni in sede di piani regolatori, regolamenti igienici comunali e normative urbanistiche regionali.

La adozione dei vincoli suddetti potrebbe porre fuori mercato le aree registrate come contaminate. Qualora però la adozione medesima si combinasse con una politica di pianificazione territoriale assai restrittiva nella concessione ad attività produttive (ed in minor misura residenziali) di aree incontaminate non edificabili, aumentando in tal modo la pressione della domanda sui siti contaminati (aree industriali dismesse), si registrerebbe un incremento consistente di risanamenti volontariamente intrapresi dai proprietari delle aree.

4.6.1. Definizione di normative tecniche

Si rende indispensabile in Italia la definizione, a livello di amministrazione centrale (per unicità di atteggiamento), di norme e criteri tecnici che possano standardizzare le seguenti fasi operative:

- individuazione delle priorità di intervento in situ e le bonifiche;
- esecuzione di indagini e monitoraggi in situ.

Sarebbe auspicabile, a livello normativo, una doppia finalità del monitoraggio post-bonifica con azioni di messa in sicurezza delle aree attraverso opere di isolamento in situ degli inquinanti, di controllo, a lungo termine dell'efficacia dell'intervento di risanamento. Potrebbe inoltre risultare efficace gestire le operazioni di monitoraggio,

che dovrebbero essere indicate nel progetto di intervento di risanamento, ad enti/soggetti diversi da quello che abbia effettuato la bonifica.

4.6.2. Selezione di standard di qualità del suolo.

La adozione di questi standard è necessaria per consentire una valutazione univoca sul territorio nazionale dei livelli di contaminazione ammissibili e degli obiettivi del risanamento

4.6.3. Selezione della tecnica di risanamento appropriata e progettazione dell'intervento

Risulterebbe particolarmente conveniente (soprattutto in termini temporali e finanziari) prevedere a livello normativo la duplice possibilità di attivazione di azioni temporanee di contenimento del danno e di interventi di risanamento a carattere duraturo e permanente. La progettazione degli interventi dovrebbe poi avere carattere di spiccata esecutività, e quindi prevedere, oltre agli usuali elaborati attinenti le tecniche di indagine, di risanamento, di monitoraggio, anche documentazioni relative: (1) all'individuazione degli eventuali sottoprodotti derivanti dalla bonifica, alla descrizione dei loro trattamenti e della destinazione finale; (2) alle misure di tutela della salute degli operatori, ma anche delle popolazioni coinvolte dall'intervento di risanamento; (3) al possesso delle eventuali autorizzazioni necessarie allo svolgimento delle attività; (4) all'analisi dettagliata dei costi.

Infine, potrebbe risultare opportuno attivare una sorta di albo delle "imprese di bonifica" finalizzato non tanto a limitare il proliferare di attività, quanto piuttosto ad assicurare, anche attraverso garanzie assicurative, modalità e tempi di esecuzione certi degli interventi progettati.

4.6.4. Informazione e partecipazione dei cittadini

L'esistenza di una contaminazione che ponga rischi per la sicurezza ambientale e delle popolazioni esposte, comporta significativi *effetti sociali, economici e psicologici* sulle comunità residenti nelle aree interessate. E' dunque importante prevedere e regolamentare, in sede legislativa italiana, il diritto alla informazione pubblica. Se questa fosse carente, imprecisa e contraddittoria, oppure volontariamente taciuta, indurrebbe nei cittadini scetticismo e sfiducia nei confronti delle amministrazioni.

Pertanto l'informazione pubblica potrebbe essere garantita attraverso:

- il libero accesso agli atti amministrativi inerenti il sito contaminato, ma anche ai risultati delle indagini in situ ed ai progetti di fattibilità e di risanamento (art. 14, comma 3, della legge 349/86);
- la comunicazione attiva verso la popolazione interessata, da realizzarsi mediante una pluralità di strumenti: (1) bollettini informativi contenenti la sintesi dei principali atti compiuti, da distribuire a famiglie e soggetti coinvolti; (2) informazioni periodiche ai mass-media (comunicati e conferenze stampa, inserzioni sui quotidiani locali); (3) attivazione di un ufficio di pubblica assistenza, ove, ad esempio, potere incontrare tecnici per ricevere/fornire notizie; (4) diffusione pubblica delle informazioni, attraverso incontri mirati a particolari soggetti oppure aperti alla cittadinanza interessata.

Nel risanamento delle aree contaminate, altro elemento essenziale risulta la partecipazione attiva al processo decisionale delle popolazioni interessate dall'inquinamento. La mancanza di questo coinvolgimento potrebbe indurre la radicalizzazione delle posizioni e ad una esasperazione nella ricerca di soluzioni consensuali. Si auspica a livello normativo, la creazione di tavoli negoziali o gruppi di progettazione (coinvolgenti autorità amministrative deputate, soggetti responsabili del danno, associazioni degli industriali, ma pure esperti rappresentanti dei cittadini e degli enti locali interessati) cui affidare la definizione di tutte o parte delle fasi inerenti il processo di bonifica (indagini, individuazione degli obiettivi di risanamento, scelta delle soluzioni tecnologiche, ripartizione dei costi); ipotizzando, come accade negli Stati

Uniti, l’elargizione di un contributo finanziario per l’attività del rappresentanti della comunità pubblica.

Rimangono da individuare con chiarezza gli effettivi margini di potere decisionale da attribuire al tavolo negoziale, gruppo di lavoro, fermo restando che l’autorità amministrativa deputata dovrebbe comunque essere obbligata, da regolamento normativo, a motivare le ragioni di eventuali decisioni difformi dagli orientamenti fissati dal tavolo negoziale o del gruppo di lavoro.

5. GENERALITA' E CLASSIFICAZIONE DEI TRATTAMENTI

Il risanamento dei terreni contaminati è condotto secondo due strategie fondamentali:

- interventi atti alla limitazione o il controllo dei rischi immediati per l'uomo o l'ambiente
(misure di sicurezza temporanee);
- interventi di bonifica definitivi.

Le misure di sicurezza temporanee vengono attuate per impedire (o limitare) la propagazione degli effetti inquinanti al di fuori delle aree interessate: in queste rientrano le *tecniche di isolamento*, consistenti nel confinare le aree contaminate mediante impermeabilizzazione dei volumi interessati, inserendo pareti di contenimento verticali, ed in casi estremi anche realizzando la impermeabilizzazione di fondo. Queste misure vengono applicate, di solito, a discariche non controllate dove per la eterogeneità della composizione dei rifiuti e per i notevoli volumi da gestire, l'intervento di confinamento appare, in genere, la soluzione più facile e rapida da adottare.

Le misure di sicurezza e tutte le tecniche di isolamento possono anche essere adottate come soluzioni atte al tamponamento della situazione in attesa di programmi di risanamento coordinati e definitivi, anche in considerazione che i materiali adottati per le soluzioni temporanee non sono certo atti alla durabilità a lungo termine.

Gli interventi di risanamento a lungo termine vengono classificati come segue:

- Interventi in/fuori loco che consistono nella estrazione del terreno inquinato e nel suo trattamento in impianto mobile o semimobile/traportabile in loco (*on-site*), ovvero in un impianto fisso localizzato in aree diverse (*off-site*), quale ad esempio, una piattaforma polifunzionale. Il terreno decontaminato viene successivamente rideposto nel sito di origine;
- Interventi in situ: ove il terreno inquinato viene trattato direttamente sul posto, senza essere rimosso dal posto di origine.

Tra le possibili alternative di intervento di un sito contaminato, la più ovvia e diretta risulta, in molti casi, la rimozione del terreno ed il trattamento dello stesso in un impianto esterno. Spesso questa soluzione risulta impraticabile, a causa dei costi elevati e/o dei rischi igienico sanitari per gli operatori e per l’ambiente circostante, connessi alle operazioni di escavazione e di trasporto. Non è, altresì, trascurabile la opposizione delle popolazioni residenti nelle aree di trattamento o smaltimento dei materiali contaminati. Nella scelta della tecnica ottimale di risanamento bisogna, pertanto, considerare diversi fattori tecnologici, ambientali, economici e sociali.

5.1. Trattamenti in loco e fuori loco (in/off site)

I trattamenti in loco e fuori loco prevedono una fase preliminare di escavazione per la estrazione del terreno contaminato in condizioni di sicurezza ambientale, incluso l’eventuale rischio di contaminazione della falda affiorante.

In entrambi i tipi di intervento (in-off site), il materiale contaminato subisce, prima del trattamento ed in funzione della sua natura e composizione, una preselezione. Qualora la capacità dell’impianto di trattamento sia troppo piccola rispetto alle quantità di terreno inquinato è necessario prevedere aree di immagazzinamento provvisorio degli stessi. In base alla natura ed alla intensità della contaminazione, si procede alla scelta della soluzione tecnica di trattamento più opportuna da utilizzare ai fini della neutralizzazione e separazione dei contaminanti. In linea di principio, sono distinguibili le seguenti tipologie di trattamenti on site e off site:

- *trattamenti chimico-fisici;*
- *trattamenti termici;*
- *trattamenti biologici.*

Fatta eccezione per quelli biologici e per alcuni processi chimico-fisici di immobilizzazione, gli altri trattamenti producono anche correnti liquide e/o gassose inquinate, che richiedono, generalmente, ulteriori fasi di trattamento.

Rispetto alle tecniche di trattamento in situ, quelle in loco o fuori loco consentono un controllo diretto, e quindi più efficace, del processo e degli effettivi risultati conseguiti con l'intervento. La maggiore controindicazione è costituita dalla necessità di dover estrarre il terreno da trattare, operazione spesso di non pratica realizzabilità per i motivi accennati (costi, rischi sanitari ed ambientali).

5.2. Trattamenti in situ

Durante gli anni '80 sono state ottimizzate diverse tecniche di trattamento in situ dei terreni contaminati. Ad oggi, parecchie tecnologie vengono comunemente applicate in piena scala, mentre altre sono in fase di avanzato sviluppo (con sperimentazioni su impianti pilota) ed altre, più innovative, sono ancora in fase di studio.

Le maggiori differenze riscontrabili tra i metodi di risanamento in situ e quelli in loco e fuori loco, constano nelle diverse modalità di contatto fra l'agente decontaminante (acqua, solventi organici, aria, vapore, cemento, polimeri termoplastici) e il materiale inquinato, nei differenti tempi di contatto e nella circostanza di dover spesso utilizzare, nei trattamenti in situ, reagenti che, persistendo nel terreno trattato, potrebbero costituire a loro volta fonte di inquinamento. Indipendentemente dal tipo di trattamento, i principali aspetti che accomunano le diverse tecniche in situ sono così delineate:

- applicabilità a tutti i casi in cui l'escavazione comporta grosse difficoltà tecniche o economiche (profondità, prossimità di edifici, impianti industriali, oleodotti, acquedotti);
- un trattamento addizionale delle acque sotterranee interessate dalla contaminazione e dai fluidi di processo trattenuti dal terreno;
- sono applicabili a terreno relativamente omogeneo e permeabile (specie nel caso di trattamenti biologici);
- è necessaria la indagine idrogeologica;
- è necessaria la indagine sulle caratteristiche fisico-meccaniche del terreno (trattamenti biologici);

- è necessaria la indagine sulle caratteristiche chimiche del terreno (trattamenti chimico-fisici);
- i costi di investimento sono relativamente bassi in confronto a quelli per realizzare impianti off- site di decontaminazione;
- il controllo dei risultati del risanamento richiede una attenta fase di monitoraggio.

Le maggiori difficoltà tecniche riscontrabili si sintetizzano come di seguito:

- possibili reazioni non previste a priori, tra l'agente decontaminante e gli inquinanti stessi;
- difficoltà nel garantire il contatto tra l'agente decontaminante ed i contaminanti stessi, i quali risultano differenti nel loro stato fisico (solido, liquido, gassoso), nel contesto di un sistema anch'esso eterogeneo (terreno);
- difficoltà nell'assicurare la migliore efficienza di trattamento;
- produzione di liquidi residui che richiede ulteriori trattamenti.

5.3. Tecniche di isolamento

Come accennato, le vecchie discariche esaurite e quelle incontrollate, costituiscono la tipologia più diffusa di siti potenzialmente contaminati in Italia.

In questo ambito, i possibili interventi di bonifica consistono nella rimozione globale dei rifiuti per lo smaltimento esterno in altro sito controllato (previo eventuale trattamento). Tale soluzione, a prima vista ovvia, risulta spesso impraticabile per: (1) costi insostenibili dell'intervento; (2) rischi per l'uomo e l'ambiente (connessi all'escavazione ed al trasporto dei materiali contaminati), (3) difficoltà nel reperimento di un sito idoneo (specie nel caso di rifiuti speciali, tossici e nocivi, sia per la opposizione dei residenti alla loro installazione).

L'isolamento dei rifiuti in-situ tramite sistemi di contenimento a bassa permeabilità si inquadra allora come intervento di controllo e ripristino più idoneo per le discariche incontrollate.

Le tecniche di isolamento, ad immagine di altri settori dell'ingegneria (idrogeologia, geotecnica, tecnica delle fondazioni, petrolchimica) possono essere utilmente classificate in quattro categorie:

- sistemi di isolamento superficiale (copertura);
- cinturazioni perimetrali;
- sistemi di isolamento di fondo della discarica;
- sistemi idraulici.

In riferimento a queste categorie vengono descritte i principali metodi di risanamento.

5.4. Sistemi di isolamento superficiale

La impermeabilizzazione superficiale di una discarica non controllata è finalizzata allo svolgimento delle seguenti funzioni:

- prevenire o limitare la infiltrazione delle acque meteoriche, per minimizzare la formazione di percolato che potrebbe contaminare il suolo circostante e la falda sottostante;
- prevenire o limitare le emissioni di gas, soprattutto qualora questo contenga composti tossici per la salute umana, nonché maleodoranti;
- prevenire la fuoriuscita superficiale di contaminanti, a seguito di possibili fenomeni di diffusione capillare attraverso il terreno;
- prevenire o limitare la fuoriuscita per gravità del percolato, specie nei casi di sopraelevazione sul piano campagna. La copertura superficiale svolge, in questo caso, azione di contenimento e di drenaggio;
- consentire il recupero dell'area degradata e la sua integrazione con l'ambiente circostante, mediante crescita di manto erboso, piante ed arbusti;
- preservare e/o contribuire al mantenimento di condizioni di stabilità geologica del sito;
- assorbire eventuali cedimenti differenziali senza comportare aumenti di permeabilità;
- resistere alle azioni erosiva degli agenti atmosferici;

- resistere a condizioni climatiche critiche (cicli gelo-disgelo, essiccamento, forti escursioni termiche).

Risulta evidente la necessità di progettare *sistemi di copertura multistrato* per la soluzione radicale dei citati problemi.

5.4.1. Copertura vegetativa

La copertura vegetale è installata con le seguenti finalità:

- incremento della evapotraspirazione, con conseguente riduzione della frazione di acque meteoriche di infiltrazione;
- riduzione dei fenomeni erosivi generati dagli agenti atmosferici;
- miglioramento della stabilità del terreno di copertura;
- miglioramento dell'aspetto estetico dell'area degradata.

La scelta del tipo di vegetazione è condotta in considerazione della profondità e della ramificazione dell'apparato radicale, della pendenza del terreno di copertura, della disponibilità d'acqua di irrigazione, della resistenza delle piante alle condizioni climatiche contingenti (gelo, aridità), delle caratteristiche fisiche del terreno di copertura (granulometria, struttura, permeabilità, sostanza organica, nutrienti, umidità, pH).

Le graminacee (festuca, avena) consentono la copertura vegetale rapida e durevole, con sviluppo di apparato radicale fitto ed al contempo poco profondo. Le leguminose (veccia, trifoglio) immagazzinano azoto nelle radici, incrementano la fertilità del terreno di copertura e favoriscono, se compresenti, la crescita delle graminacee che attecchiscono con facilità su superfici scoscese. Anche arbusti del tipo robinia, olivo, ginestra, nocciolo, agrifoglio, biancospino, ligustro, possono garantire una copertura fitta, mentre l'impianto di specie ad alto fusto (carpino, acero campestre, pioppo, olmo, ontano) dovrebbe eventualmente avvenire in tempi successivi non appena la superficie erbosa formata dalle graminacee e dalle leguminose avrà stabilizzato il suolo di copertura. In ogni caso, è preferibile far ricorso ad arbusti ed alberi naturalmente presenti nel paesaggio naturale, possibilmente dotati di apparati radicali poco profondi al fine di non danneggiare gli strati di copertura sottostanti con la conseguente formazione di percorsi preferenziali per l'infiltrazione delle acque meteoriche, da un lato, e la

dispersione di gas maleodoranti dall'altra. A lungo termine, il sistema a "prato alberato" si presenta esteticamente gradevole oltreché funzionale. Inoltre, la azione antierosiva della superficie erbosa è coadiuvata dal contributo non trascurabile delle specie arboree per la presenza di rami, foglie, tronco.

5.4.2. Terreno di copertura

E' generalmente costituito da terreno non compattato, adatto alla coltivazione del manto vegetale, e con funzioni di: (1) accumulo dell'acqua e dei nutrienti per le piante, (2) drenaggio delle acque superficiali per ruscellamento ed infiltrazione, (3) protezione degli strati sottostanti dai danneggiamenti e dalle condizioni climatiche estreme.

Se il materiale di copertura utilizzato non contiene i nutrienti necessari alla crescita vegetativa è possibile l'applicazione di fertilizzanti chimici o fanghi di depurazione stabilizzati (Tolman et al., 1978); il limite alle applicazioni deriva dalla presenza di composti tossici in concentrazioni non ammissibili, e dalla possibilità dell'instaurarsi di condizioni anaerobiche (negative per la crescita delle piante), qualora queste siano favorite da un eccessivo grado di compattazione del terreno (Acaia & Andreottola, 1989). Lo spessore dello strato di copertura è funzione delle caratteristiche chimico-fisiche del materiale utilizzato e del tipo di vegetazione da impiantare. Per rendere massima la frazione delle acque meteoriche defluenti sulla superficie rispetto a quelle di infiltrazione, si conferisce una opportuna pendenza al terreno di copertura, generalmente dell'ordine del 3-5% (Manassero, 1992), compatibilmente con i rischi erosivi o di instabilità del suolo. La frazione delle acque meteoriche che s'infiltra nello strato di copertura è solo in parte assorbita dalle piante nella stagione umida, con la potenziale formazione di ristagni sottocorticali che possono arrecare danni all'apparato radicale della vegetazione. D'altro canto, il ristagno di acqua nello strato impermeabilizzante può provocare infiltrazioni a medio-lungo termine nella massa dei rifiuti (Canziani & Cossu, 1989). La scarsa umidità nel terreno di copertura potrebbe limitare la crescita vegetativa, danneggiando così l'efficienza del sistema di copertura stesso.

5.4.3. Sistema di drenaggio delle acque meteoriche

Al fine di evitare i danni alla vegetazione di copertura ed al sistema di impermeabilizzazione, oltre che per stabilizzare il deposito (discariche in pendio) si procede all'inserimento di sistemi di drenaggio (in direzione planare) delle acque meteoriche tra il terreno di copertura ed il sottostante strato impermeabilizzazione.

Si utilizzano all'uso: (Jessberger, 1990):

- materiali naturali granulari sabbiosi, ghiaia e ciottoli, con permeabilità non inferiore a 10^{-2} cm/s ed una pendenza minima del 2% dopo assestamento, eventualmente associati all'uso di tubazioni fessurate di drenaggio. E' preferibile che la superficie degli inerti adoperati sia arrotondata, per minimizzare il pericolo di danneggiamento delle altre componenti del sistema di isolamento a contatto con lo strato drenante;
- materiali sintetici, del tipo "georeti", ovvero strutture tridimensionali a maglia, prodotte per estrusione di polimeri termoplastici (polietilene o polipropilene), impiegate con successo a causa della loro compressibilità relativamente bassa che consente di mantenere una significativa capacità di permeabilità ai liquidi anche in presenza di sollecitazioni meccaniche (Cazzuffi, Ciroud, 1991; Cossu & Pilia, 1992);
- materiali di risulta quali ceneri oppure scorie derivanti dalla termodistruzione dei rifiuti solidi, purché non comportino la eluizione di specie tossiche.

5.4.4. Sistemi di impermeabilizzazione

Ha la funzione primaria di prevenire la infiltrazione delle acque meteoriche nel corpo della discarica, ed allo stesso tempo di evitare emissioni gassose maleodoranti. All'uopo vengono comunemente adoperati materiali naturali o sintetici.

Materiali naturali. Si utilizzano materiali con elevato tenore di argilla (ad esempio, miscele sabbia-bentonite con contenuto di quest'ultima dell'ordine del 5-15% in peso, e permeabilità non inferiore a 10^{-7} - 10^{-8} cm/s (Cossu & Pilia, 1992), ovvero argilla tal quale trattata e compattata in situ (Farquhar, 1989). L'aggiunta di sali minerali quali il cloruro di sodio o il tetrasodio-pirofosfato può comportare processi di deflocculazione con conseguente riduzione della permeabilità, nonché di incremento della densità e miglioramento del grado di compattazione. Tuttavia, tali additivi tendono ad esaltare le variazioni volumetriche delle argille in seguito ad idratazione, rendendole più suscettibili ai fenomeni di erosione e fessurazione (Pam, & Bell, 1985). La fase di compattazione è estremamente delicata ed importante ai fini della formazione della barriera naturale impermeabile. I rischi di diminuzione della azione impermeabilizzante sono attribuibili a (Acaia & Andreottola, 1989):

- fessurazione delle argille in seguito ad essiccamento;
- azioni di roditori;
- penetrazione di radici dalla vegetazione.

Rispetto al sistema di impermeabilizzazione di fondo, non si hanno in questo caso problemi di incompatibilità chimica fra il percolato e il materiale di riferimento.

Materiali sintetici. Si utilizzano *geomembrane*, costituite da fogli trafilati, dello spessore di qualche mm e della larghezza variabile tra 1,5 e 10 m (Haxo, 1989), flessibili ed impermeabili, realizzati impregnando con prodotti bituminosi (asfalto o bitume) dei supporti tessuti o polimerici (polietilene ad alta densità PEAD, polietilene a bassa densità PEBD, polivinilcloruro PVC, PET). La geomembrana viene generalmente

installata tra due strati di materiale geotessile aventi funzione di protezione meccanica del telo medesimo (da lacerazioni e forature accidentali o da roditori). A differenza della impermeabilizzazione di fondo di una discarica controllata, in questo caso non si ha esposizione diretta dei materiali al percolato, ma comunque essere oggetto di sollecitazioni tipo (Acaia & Andreottola, 1989):

- escursione termica;
- tensioni meccaniche dovute ai possibili assestamenti differenziali nella massa sottostante dei rifiuti;
- trazione risultante dalla componente tangenziale del peso dei rifiuti e dalla pressione del flusso di acqua di infiltrazione che scorre sulla membrana.

La semplicità delle operazioni di posa in opera delle geomembrane, costituisce un fattore determinante nel loro impiego. La buona stesura dei teli (saldature) fornisce buone garanzie circa la qualità dei sistemi di isolamento in cui tali materiali vengono impiegati. La costanza della qualità del prodotto, soprattutto in confronto alla disponibilità di materiali equivalenti naturali. La leggerezza delle geomembrane consente di ridurre notevolmente le spese di trasporto.

La convenienza economica e tecnica dell'uso dei materiali geosintetici (come si definiscono il complesso delle geomembrane, dei geotessili e delle georeti) è ovviamente maggiore nelle aree ove non sono disponibili materiali impermeabilizzanti naturali alternativi

I due metodi di impermeabilizzazione citati, basati sull'uso di materiali sintetici e naturali, rappresentano casi estremi. Possono, infatti, essere adottati sistemi compositi (intermedi), cioè costituiti da geomembrana stesa direttamente su uno strato di terreno a bassa permeabilità costituito da argilla compattata.

Un sistema di impermeabilizzazione è caratterizzato dalla cosiddetta *barriera capillare* (Melchiorre et. al., 1990; Der Hude & Jelinek, 1993). Essa consiste in due strati altamente permeabili, e sovrapposti:

- *lo strato capillare*, direttamente al di sotto del terreno di copertura formato da sabbia fine;
- *il blocco capillare*, immediatamente sottostante, realizzato in ghiaia.

L'acqua meteorica proveniente dal terreno di copertura, si infiltra nello strato capillare, ma non nel blocco sottostante, per effetto della tensione superficiale dei pori allagati dello strato capillare e quelli a porosità maggiore secchi. Se la barriera è dotata della opportuna pendenza, l'acqua scorre lateralmente lungo il primo strato capillare stesso per essere, infine, raccolta in una apposita trincea o tubo di drenaggio. Il sistema può presentare difficoltà di funzionamento nel caso di precipitazioni intense che possono portare alla saturazione dello strato capillare e quindi all'instaurarsi di un carico idraulico che resiste al flusso entro il blocco capillare (Cossu & Muntoni, 1992). Le barriere capillari rappresentano, tuttavia, un interessante sistema di impermeabilizzazione, in virtù della loro efficienza, dei modesti costi di realizzazione e di messa in opera, della resistenza alle condizioni climatiche critiche (gelo, aridità, escursioni di temperatura), dell'adattabilità ai possibili cedimenti differenziali della massa sottostante i rifiuti.

5.4.5. Sistema di drenaggio del gas

Tale sistema ha il compito di intercettare il gas prodotto dalla degradazione dei rifiuti sottostanti, ed indirizzarlo verso apposite tubazioni che lo convogliano all'esterno della discarica, ove viene lasciato defluire liberamente in atmosfera oppure trattato per il suo recupero. Come per il drenaggio delle acque meteoriche, si può ricorrere sia a materiali naturali di drenaggio, ovvero a materiali geosintetici. Nel primo caso lo strato di captazione viene delimitato in basso da materiale geotessile di separazione e da uno strato di terreno di livellamento (formato da terreno compattato ed accuratamente dissodato), quest'ultimo per compensare le irregolarità superficiali delle masse sottostanti dei rifiuti. Nel secondo caso, tra la georete e lo strato di livellamento, è interposto del materiale geotessile con duplice funzione di separazione e di supporto meccanico.

L'utilizzo di uno strato di captazione in materiale naturale granulare (sabbia grossolana o macerie di demolizione), ha il vantaggio di ridurre la possibilità di migrazione dei contaminanti verso l'alto per effetto dei fenomeni di capillarità. Il sistema in questione costituisce anche uno "*strato di rottura*" (Acaia & Andreottola, 1989). In presenza di

fuoriuscite di percolato attraverso la superficie della discarica incontrollata, si può realizzare, al di sotto del sistema di captazione del biogas, un sistema di drenaggio e captazione del percolato, che viene quindi canalizzato ed addotto ad un impianto di trattamento.

5.5. Cinturazioni perimetrali

5.5.1. Configurazioni geometriche d'impiego

In base alla configurazione verticale della discarica possono essere distinte due diverse tipologie geometriche di impiego delle cinturazioni (EPA, 1985; Spooner et al., 1985):

- *diaframma immersato* fin dentro il sottostante substrato impermeabile, che si realizza quando si devono contenere inquinanti di elevato peso specifico e miscibili in acqua;
- *diaframma sospeso*, piuttosto raro, che isola solo la parte superficiale dell'acquifero e si utilizza in caso di substrati inquinanti di bassa densità e immiscibili con acqua (oli minerali e carburanti).

La profondità della barriera di cinturazione dipende dalla profondità dell'acquifero contaminato, nonché dalle fluttuazioni stagionali della superficie freatica. La disposizione planimetrica orizzontale si configura in tre possibili alternative (EPA, 1985; Spooner et al., 1985):

- *cinturazione parziale a monte della zona inquinata* che consente di deviare il flusso dell'acqua di falda incontaminata proveniente da monte, evitando che questa vada a lisciviare la massa dei rifiuti. Essa può essere applicata quando il gradiente idraulico della falda è molto elevato ed in associazione con sistemi di drenaggio volti a facilitare la deviazione dei flussi idrici
- *cinturazione parziale a valle della zona inquinata*, questa soluzione che non contrasta la contaminazione ulteriore delle acque, può essere utilizzata solo nei casi in cui non è possibile la realizzazione della barriera a monte, ovvero in siti in

prossimità di spartiacque sotterranei e laddove si realizzano gradienti idraulici modesti. La soluzione consente il contenimento ed il recupero del percolato ed il controllo della dispersione del gas, ma la sua realizzazione deve essere associata a quella dei pozzi di emungimento o di trincee di drenaggio del percolato, con la funzione di minimizzare il contatto diretto inquinante-barriera di contenimento, e la presenza di pozzi di ventilazione per lo sfiato del gas;

- *cinturazione completa*. E' la configurazione più sicura e diffusa, sebbene la più costosa, che, se impiegata in associazione con la copertura superficiale della discarica incontrollata, ha il vantaggio di isolare idraulicamente in modo completo e definitivo la fonte inquinante ed il pennacchio contaminato da essa generato.

Si possono prevedere, all'interno della cinturazione, dei pozzi di estrazione o delle trincee drenanti che permettono l'abbassamento della falda inquinata interna rispetto al livello piezometrico esterno con l'obiettivo di annullare o minimizzare la migrazione per diffusione degli inquinanti all'esterno del sistema di isolamento verticale. Pur essendo limitate le possibili configurazioni geometriche di installazione risultano molteplici le tipologie realizzative oggi in uso.

Le operazioni di cinturazione possono essere a loro volta classificate in:

- *barriere ad infissione*,
- *ad escavazione*, (*realizzate tramite jet grouting*),
- *a miscelazione in situ*.

5.5.2. Barriere ad infissione con palizzate in pannelli di acciaio

E' un sistema tradizionale che viene applicato da decenni soprattutto in terreni sciolti che si prestano ad azioni temporanee di massima urgenza. Si distinguono due possibili tecniche esecutive (Wieners, 1993).

- A) *Palizzata tradizionale*. Viene realizzata per infissione di pali accostati, dello spessore di 10-20 cm con profili diversi. I pali vengono assemblati fuori terra e collegati alle loro estremità, prima dell'infissione nel terreno tramite martello a

pressione (profondità massima raggiungibile: 10 m) o a vibrazione (profondità massima raggiungibile: 20 m). Il punto critico del sistema riguarda le connessioni fra i pali contigui, che vengono, peraltro, cementati delle particelle fini del terreno; i valori di permeabilità raggiungibili non risultano, generalmente, inferiori a 10^{-4} - 10^{-5} cm/s, salvo casi in cui vengano predisposti giunti speciali in materiale sintetico e/o bituminoso (Manassero, 1992).

B) *Palizzata con giunti formati da pali di iniezione.* Questo sistema si realizza con giunti particolarmente sicuri e resistenti. Vengono preliminarmente realizzati dei fori del diametro di 0.3 m ed ad una distanza pari alla lunghezza del palo stesso. I fori ed il suolo adiacente, vengono riempiti e saturati mediante iniezione di una miscela sigillante. Prima che questa indurisca, si provvede all'inserimento dei pali. La barriera continua che ne deriva ha un coefficiente di permeabilità variabile nell'intervallo di 10-9-10-10 cm/s e raggiunge profondità non superiori ai 15 m. Le palizzate in pannelli di acciaio presentano in generale i seguenti vantaggi (Wieners, 1993):

- bassi costi d'installazione in funzione della profondità d'infissione, della lunghezza totale, delle caratteristiche intrinseche dei pannelli (EPA, 1985);
- assenza di asporto di terreno potenzialmente inquinato che non induce, pertanto, pericoli sanitari per gli operatori, né costi aggiuntivi determinati dal trattamento/smaltimento dei volumi di suolo inquinato estratti;
- immediata funzionalità come barriera di isolamento;
- possibilità intrinseca di svolgere anche funzione statica di contenimento, oltreché idraulica;
- rapidità di esecuzione rispetto agli altri sistemi di contenimento verticale;
- le attrezzature ingombranti necessarie per la realizzazione del diaframma, si limitano al martello per l'infissione dei pannelli ed (eventualmente) ad un mezzo per il sollevamento degli stessi. E' quindi possibile costruire una barriera anche laddove gli spazi di cantiere disponibili risultano piuttosto modesti;
- possibilità di rimozione successiva dei pannelli di acciaio e conseguente loro riciclo ad altro uso.

Si deve considerare, tuttavia, (EPA, 1985; Acaia & Andreottola, 1989):

- in presenza di acidi, le barriere in acciaio sono soggette ad attacchi con conseguente distruzione. Ai fini della loro protezione si rende necessario il rivestimento polimerico o la zincatura dei pannelli, ed eventualmente l'uso della protezione catodica (nel caso di barriera stabilmente immersa in falda).
- in presenza di suoli rocciosi, il danneggiamento e la deformazione dei pannelli durante la posa in opera possono pregiudicarne la funzionalità;

5.5.3. Diaframma a trave infissa

Una trave metallica di avanzamento con sezione a doppio T viene infissa nel terreno fino alla profondità desiderata, e quindi recuperata in superficie. Durante la fase di risalita, lo spazio progressivamente lasciato libero dalla trave viene riempito con miscela fangosa (cemento-bentonite o con speciali emulsioni bituminose resistenti agli aggressive chimici presenti; (Child, 1985). Si ripete la operazione più volte sino a formare un muro continuo di isolamento della profondità massima di 25 m e dello spessore della sezione metallica a doppio T, di 5-8 cm (LaGrega et al., 1994).

Come per il sistema precedente, anche in questo caso non vengono effettuati scavi. Lo spessore del diaframma risulta relativamente esiguo e si hanno incertezze circa la effettiva continuità della parete. Nel caso di suoli sciolti (sabbie, ghiaie) oltreché in quelli naturalmente compatti (argille), al procedere della infissione della trave gli ulteriori abbassamenti risultano sempre più difficoltosi a causa dell'addensamento della terra. Tale situazione potrebbe richiedere l'esecuzione del premescolamento del terreno per completare la infissione.

5.5.4. Diaframma a modulo di acciaio infisso

Il sistema è una variante al sistema a diaframma con trave infissa. All'uopo un modulo di acciaio viene infisso nel terreno tra due guide di rinforzo anch'esse in acciaio.

Raggiunta la profondità desiderata il modulo di acciaio viene estratto ed il vuoto creatosi viene riempito con un fluido cementante. Si procede più volte la procedura, quindi si effettua l'infissione e la conseguente impermeabilizzazione nello spazio rimasto libero rimasto.

Si ritirano le guide cilindriche di acciaio e si riempiono i vuoti da esse generate con del fluido cementante. Ripetendo la sequenza si perviene alla formazione di una barriera continua di isolamento, la cui profondità massima raggiungibile è di circa 35 m, per uno spessore medio del diaframma variabile nell'intervallo di 0,15-0,30 m (Acaia & Andreottola, 1989).

5.6. Barriere ad escavazione

5.6.1. Diaframma plastico continuo terreno-bentonite

La realizzazione del diaframma prevede l'iniziale scavo di una trincea, mediante sostentamento delle pareti al procedere dello scavo, con una miscela fangosa acqua (96-94%)-bentonite con peso specifico complessivo compreso fra 1,019-1,121 kg/dm³. La pressione idrostatica della miscela fangosa costringe le particelle di bentonite a penetrare nella matrice porosa del terreno in corrispondenza delle pareti, dove si forma un sottile strato bentonitico impermeabile dello spessore medio di 3 mm (EPA, 1985). La stabilità delle pareti (praticamente verticali) dello scavo è garantita dalla contrapposizione della pressione idraulica esercitata dalla miscela fangosa che altrimenti tenderebbe a dilatarsi e collassare in direzione laterale. Il *coefficiente di sicurezza* (rapporto tra forze resistenti al collasso dello scavo e le forze di spinta), possono essere facilmente calcolate (LaGrega et al., 1994).

Appena è stato scavato un sufficiente tratto lineare della barriera fino alla profondità desiderata (valore massimo: 30 m), si riempie la trincea attraverso la sostituzione del fango acqua-bentonite con la miscela impermeabilizzante, formata da terreno, acqua e bentonite in rapporto dell'1% in peso, se il terreno è dotato di consistente frazione granulometrica fine, e del 4-5% in caso contrario. Il riempimento è inizialmente

condotto con l'ausilio di una draga che deposita il materiale impermeabilizzante a partire dal fondo dello scavo fino al suo affioramento in superficie, pervenendo così alla formazione di un primo strato inclinato terreno-bentonite. I riempimenti successivi vengono condotti mediante scivolamento diretto dal piano campagna nella trincea, lungo la superficie dello strato inclinato precedentemente costituito.

Il consolidamento in situ della miscela impermeabile richiede alcune settimane. Durante questo intervallo di tempo, per effetto dei processi di essiccamento, si formano alla sommità del materiale impermeabilizzante delle crepe che conviene rimuovere e sostituire, per uno spessore di 30-90 cm con terreno argilloso compatto volto a prevenire la ulteriore fratturazione. La miscela di riempimento acqua-terreno-bentonite deve essere sufficientemente fluida durante la stesura da consentire il facile scivolamento nella trincea, ma non tale da rimuovere i sostegni delle pareti o da formare strati poco declivi e dunque invadenti la zona di scavo. La consistenza tipica è quella di una malta o di un calcestruzzo.

Per quel che concerne l'incompatibilità chimica tra gli inquinanti da contenere e la miscela impermeabilizzante, si dimostra che il contatto della miscela terreno-bentonite con acidi e basi forti, composti organici e soluzioni fortemente saline, genera un aumento di permeabilità variabile fra 2 e 10 volte (D'Appolonia, 1980; EPA, 1985; LaGrega et al., 1994). In queste condizioni, compatibilmente con i costi necessari, si prevedono misure idrauliche atte a minimizzare la possibilità del contatto diretto contaminanti-barriera.

La realizzazione di un diaframma terreno-bentonite determina inevitabilmente lo scavo di volumi di terreno potenzialmente contaminati che comporta: (1) costi aggiuntivi per il trattamento/ smaltimento dei materiali non utilizzati nello riempimento della trincea; (2) possibili emissioni nocive in atmosfera; (3) necessità di particolari misure di sicurezza per la protezione dei lavoratori.

5.6.2. Diaframma plastico continuo cemento-bentonite

E' la barriera impermeabile più comunemente utilizzata per interventi di cinturazione verticale piuttosto importanti (Manassero, 1992). La sua realizzazione prevede lo scavo

di una trincea continua, mediante sostegno delle pareti, con una miscela di acqua e cemento portland e bentonite. A differenza dei diaframmi continui terreno-bentonite, la miscela di sostegno è in questo caso lasciata indurire nello scavo per effetto della idratazione del cemento. Si forma una massa impermeabile (cemento in gel bentonitico) della consistenza di una argilla compattata. Gli spessori della barriera impermeabilizzante risultano dell'ordine di 0,5-1,2 m, con coefficienti di permeabilità non inferiori a 10^{-5} - 10^{-6} cm/s (LaGrega et al., 1994). Le massime profondità raggiungibili risultano pari a circa 30-40 m, utilizzando normali attrezzature di scavo. Utilizzando speciali sistemi di fresa si possono raggiungere profondità di 150 m (Manassero, 1992). Il campo di composizione ottimale della miscela impermeabilizzante prevede un contenuto d'acqua dell'ordine del 68-88% in peso, bentonite 4-7% e di cemento 8-25% (Jeffries, 1981). Quantitativi maggiori di bentonite comportano la maggiore deformabilità (plasticità), della miscela, laddove la percentuale di cemento influenza, proporzionalmente, la resistenza meccanica (maggiore rispetto alla miscela terreno-bentonite) che è generalmente compresa nell'intervallo 140 e 300 kN/m² (Spooner et al., 1985). Utilizzando cementi speciali con particolari additivi si ottengono permeabilità dell'ordine di 10^{-8} cm/s (De Paoli et al., 1991); anche la sostituzione di parte del cemento portland con scorie d'altoforno (frazione compresa fra 7-22%), consente il raggiungimento di valori di permeabilità dell'ordine di 10^{-7} cm/s già sette giorni dopo la maturazione.

La miscela cemento-bentonite è suscettibile di attacco chimico da parte dello ione solfato, degli acidi e delle basi forti, nonché di altri composti ionici (EPA, 1985); la sostituzione di parte del cemento portland con ceneri volanti da processi di combustione di carbone (frazione variabile tra il 6 e 8%) migliora la resistenza agli attacchi chimici. Si verifica, tuttavia, un aumento del tempo di presa della miscela, fenomeno riscontrabile anche nel caso delle scorie d'altoforno.

Dal momento che il terreno di scavo non viene riutilizzato per il successivo riempimento della trincea, questo sistema di isolamento produce notevoli quantità di materiale da smaltire opportunamente. I costi di realizzazione della una barriera cemento-bentonite risultano, di norma, maggiori (circa del 30%) attribuibili al costo del cemento portland (EPA, 1985). Essendo la miscela impermeabile a consistenza semi-rigida, il diaframma cemento-bentonite può essere realizzato anche in aree a forte pendenza, laddove la

costruzione della barriera terreno-bentonite risulta improponibile a causa della maggiore fluidità della miscela di sostegno.

5.7. Diaframma a pannelli

Una prima tipologia costruttiva è rappresentata dal cosiddetto *diaframma strutturale*. In questo caso si procede allo scavo in settori della lunghezza media di 6 m e dello spessore di 0,6-1,5 m, mediante l'uso di un escavatore a valve che consente elevate profondità sino a 60 m. Lo scavo è condotto sotto il carico idraulico di una miscela acqua-bentonite al fine di stabilizzare le pareti. Viene inserita, quindi, nello scavo una armatura in tondini di acciaio, assieme a due tubi di giunzione (provvisori) alle estremità. Infine, la miscela di sostegno viene sostituita col materiale di riempimento definitivo, costituito da getto di calcestruzzo, immesso a partire dal fondo tramite apposita tubazione che viene progressivamente sollevata verso la superficie.

Il coefficiente di permeabilità ottenibile risulta piuttosto basso dell'ordine di 10^{-8} cm/s o meno (LaGrega et al., 1994). Queste condizioni si ottengono per adozione di speciali giunti in materiale plastico tra i pannelli adiacenti. I costi dei reattivi superiori rispetto a quelli del diaframma plastico cemento-bentonite rendono questo sistema meno applicato per l'isolamento verticale dei siti contaminati. Una seconda tipologia realizzativa riguarda invece il cosiddetto *diaframma plastico a pannelli cemento-bentonite*, la cui applicazione avviene secondo le medesime fasi operative di quello strutturale, con la differenza che non viene utilizzata la armatura in acciaio. Tra i pannelli contigui non vengono inseriti giunti speciali per garantire la tenuta idraulica del sistema, in quanto la consistenza plastica delle miscele cemento-bentonite consente lo scavo di parte dei tratti già in opera e di conseguenza il perfetto ammorsamento reciproco tra i pannelli adiacenti (Manassero, 1992).

5.8. Diaframma composito

Una versione piuttosto sofisticata, che ha trovato applicazioni per l'isolamento di aree inquinate da sostanze tossiconocive, è il cosiddetto *diaframma plastico composito*. Esso consiste nella costruzione di un diaframma plastico terreno-bentonite o cemento-bentonite, con l'inserimento, prima della solidificazione della miscela impermeabilizzante, di materiale plastico (PEAD) dello spessore non inferiore a 2,5 mm, e sviluppo areale variabile fra i 2 e 10 m². Vengono disposti speciali giunti di tenuta realizzati per sovrapposizione semplice o ad incastro ed iniezione, ad incastro con guarnizione rigonfiante, ad incastro e saldatura.

Il coefficiente di permeabilità ottenibile col sistema composito cemento-bentonite-geomembrana è piuttosto basso nell'ordine di 10⁻⁹-10⁻¹⁰ cm/s. Le profondità massime raggiungibili risultano pari a 40 m circa. E' possibile, inoltre, utilizzare geomembrane con strato interno drenante di monitoraggio, nonché applicare tecniche di installazione del tipo "a sacco" che permettono di ricavare, all'interno del diaframma composito, un setto drenante in materiale sabbioso che consente di tenere sotto controllo (tramite piezometri) la quantità e la qualità del percolato in formazione.

Una seconda tipologia realizzativa del diaframma composito, consiste nella combinazione del diaframma plastico tradizionale (terreno-bentonite, cemento-bentonite) con una palizzata in acciaio, avente quest'ultima funzione antierosiva e di diminuzione della permeabilità globale, ovvero di accrescimento della resistenza meccanica del manufatto (EPA, 1985; Wieners, 1993).

5.9. Diaframma a pezzi secanti

Si tratta di una barriera costruita trivellando una serie di pozzi intersecanti e di uguale profondità, disposti lungo una guida infissa nel terreno. Lo spazio vuoto viene colmato con la miscela cemento-bentonite. Lo spessore del diaframma varia tra 0,6 e 1,5 m, per una profondità massima di circa 30 m (Acaia & Andreottola, 1989). Il sistema è difficilmente applicabile in terreni rocciosi e con percolato aggressivo.

5.10. Barriera realizzata mediante getti in pressione (Jet Grouting)

E' una tecnica di isolamento innovativa e versatile che, nella versione a *colonne secanti*, prevede la perforazione di un foro di iniezione del diametro di 100 mm. Dopo aver raggiunto la profondità desiderata (max: 20-30 m), si inserisce al fondo del foro un dispositivo rotante con sistema di ugelli disposti orizzontalmente. Un getto fluido viscoso (ad esempio, acqua-cemento-bentonite) viene costretto a fuoriuscire in pressione (200-600 bar) dagli ugelli ad una velocità piuttosto elevata (Muller-Kirchenbauer et al., 1991). Per effetto della rotazione orizzontale del getto, il terreno circostante viene asportato e portato in superficie, laddove i vuoti creati vengono riempiti con la sospensione indurente. Il contemporaneo movimento verticale dello testata di perforazione conduce alla progressiva formazione di una colonna cilindrica cementata. Ripetendo tale procedura a distanza di 0,3-1 m si ottiene una parziale compenetrazione tra i fori adiacenti con la formazione di una cortina continua di colonne secanti impermeabilizzati. I coefficienti di permeabilità raggiungibili dipendono dalle caratteristiche del materiale iniettato dall'asse delle perforazioni e dal tipo di iniezione; si raggiungono, tuttavia, coefficienti di permeabilità non molto bassi dell'ordine di 10^{-5} - 10^{-6} cm/s (Manassero, 1992).

Una variante di questo metodo si basa sulla *iniezione a getto unidirezionale*, che consente, in assenza di rotazione del dispositivo di iniezione, la formazione di pannelli (e non di cilindri) impermeabili dello spessore di 5-20 cm. Questo sistema risulta più economico rispetto al sistema a colonne secanti. Si ottengono però valori di coefficienti di permeabilità più elevati. In termini generali, il vantaggio associato al sistema di isolamento a getto (jet grouting) fa riferimento al facile accesso delle attrezzature e alla possibilità di espletamento delle operazioni anche in zone spazialmente limitate. La rigidità delle colonne o dei pannelli, tuttavia, rende tali manufatti piuttosto sensibili ai cedimenti ed alle deformazioni del terreno circostante.

5.11. Barriera a miscelazione in situ

Questa tecnica consiste nell'infissione nel terreno di un sistema multiplo di alberi rotanti (generalmente tre), munite di eliche miscelatrici, i quali determinano il rimescolamento del terreno. Essendo gli alberi rotanti cavi all'estremità inferiore consentono la facile iniezione nel sottosuolo della una miscela fangosa a base di bentonite/acqua (1%) oppure della miscela bentonite/acqua/cemento (Rian, 1987). Ripetendo la operazione per un numero di volte sufficientemente alto si ottenere una barriera continua formata da una serie di colonne dello spessore di 50-90 cm. Il coefficiente di permeabilità è influenzato dal tipo di terreno presente. I vantaggi della tecnica sono assimilabili a quelli delle barriere ad infissione ovvero:

- costi contenuti;
- rischi per la salute e la sicurezza dei lavoratori minimizzati, assenza di spese aggiuntive per il
- trattamento e lo smaltimento dei materiali contaminati (non si effettuano scavi);
- uso di quantitativi limitati di bentonite rispetto ai diaframmi plastici convenzionali
- (terreno-bentonite, cemento-bentonite).

Con questa tecnica si raggiungono spessori notevolmente maggiori di materiale di impermeabilizzazione.

5.12. Sistemi di isolamento del fondo

Costituisce uno dei tre componenti di base dei sistemi di macroincapsulamento globale di una discarica incontrollata, che viene condotta oltre che per impermeabilizzazione laterale e superficiale anche per isolamento del fondo. Si distinguono due tipi di intervento (Cappelli, 1977, 1992):

- *impermeabilizzazione per sostituzione (o iniezione)* che consiste nella sostituzione totale o parziale del terreno sottostante la discarica, con materiali impermeabilizzanti diversi;
- *impermeabilizzazione per congelamento*, un metodo innovativo che si basa sull'uso della energia termica.

L'intervento comprende la scelta del materiale da iniettare idoneo (in funzione delle caratteristiche del terreno e delle possibili reazioni al contatto con i contaminanti), delle pressioni di esercizio, i dei dettagli operativi. Le sostanze impermeabilizzanti tipo per questa tecnica si basano su miscele a vari componenti in dipendenza del coefficiente di permeabilità che si desidera ottenere. Possono essere aggiunti degli additivi con funzioni fluidificanti, plastificanti, acceleranti, etc.; che, opportunamente dosati, possono conferire alla miscela le caratteristiche più idonee agli obiettivi dell'intervento.

5.1. Iniezione per fratturazione idraulica (claquage)

E' una tecnica distruttiva cooptata dal settore petrolifero ove trova frequente applicazione per migliorare la permeabilità del giacimento di idrocarburi. Essa consiste, prevalentemente, nell'aprire un sistema di fenditure orizzontali al fondo di fori di sondaggio verticali. Si procede quindi all'iniezione in pressione (superiore a quella di rottura del suolo) di un fluido cementante attraverso le aperture orizzontali. Il getto crea una fratturazione che si propaga a distanza in funzione della pressione applicata, il fluido iniettato in ciascun foro si espande attraverso le fratturazioni fino ad incontrare quello proveniente dai fori adiacenti. Con questa tecnica risulta difficile il controllo del percorso della miscela di impermeabilizzazione, della uniformità e della continuità della barriera. A fronte dei bassi costi di realizzazione e della velocità delle operazioni, si ottengono valori piuttosto alti del coefficiente di permeabilità tali da limitare l'uso della tecnica solo ai casi particolarmente urgenti (Manassero, 1992).

5.14. Iniezioni per permeazione

Si differenzia dalla precedente tecnica per la minore invasività di realizzazione che è condotta mediante iniezione del fluido impermeabile viscoso attraverso fori di sondaggio ad una pressione inferiore a quella di rottura del terreno. I vuoti intergranulari naturali esistenti vengono riempiti gradatamente e, pertanto, il metodo si applica con successo solo in suoli permeabili a granulometria sabbiosa e/o ghiaiosa. Il grado di continuità della barriera risulta piuttosto inaffidabile ed il suo grado di permeabilità alquanto variabile. Non si raggiungono, in genere, valori di permeabilità inferiori a 10^{-4} - 10^{-5} cm/s, condizione che comporta la adozione di spessori di materiale impermeabilizzante piuttosto alti, con i relativi costi associati (Manassero, 1992).

La miscela fluida, a determinato peso specifico, viene iniettata a pressione dalla estremità del foro di sondaggio, ovvero attraverso la superficie laterale del sito stesso, opportunamente forata per una opportuna lunghezza. In questo caso, i valori teorici della portata di iniezione e del tempo di raggiungimento della determinata distanza dal tubo di diffusione sono facilmente calcolabili in base a relazioni empiriche (Jappelli 1977, 1992).

Le pressioni di lavoro sono comprese entro limiti ragionevolmente inferiori a quelle di rottura (claquage) del terreno. La tecnica si applica convenientemente a terreni incoerenti sabbiosi e ghiaiosi. Nei casi in cui la pressione di iniezione deve mantenersi bassa per non disturbare la struttura del terreno, si ricorre all'impiego di campi elettrici come coadiuvanti di permeazione, nonché per attivare la penetrazione delle miscele impermeabilizzanti. Il campo elettrico è generato mediante inserzione di elettrodi.

5.15. La tecnica jet grouting applicata alle impermeabilizzazioni di fondo

Il metodo più versatile oggi disponibile per realizzare le impermeabilizzazioni di fondo delle discariche incontrollate consiste nell'eseguire, alle profondità desiderate, una serie di perforazioni verticali attraverso cui iniettare i fluidi viscosi ad alta pressione (malta di cemento) a pressioni dell'ordine di 500 atm.

Il livello di impermeabilizzazione ottenibile con questa tecnica è comparabile a quello ottenibile con le colonne verticali realizzate per iniezione a getto; si ottengono coefficienti di permeabilità dell'ordine di 10^{-8} cm/s. La tecnica è applicabile ad ampi intervalli granulometrici dei materiali, ovvero dalle ghiaie sabbiose ai limi.

Dal punto di vista operativo la tecnica si realizza mediante iniezione dei materiali impermeabilizzanti con dischi circolari secanti muniti di assi verticali disposti ai vertici di triangoli equilateri. In alternativa, sono possibili altre tre soluzioni geometriche mediante:

- suddivisione dell'altezza del trattamento in due tratti uguali, eseguiti con due maglie triangolari;
- ricorso a diametri diversi delle colonne in modo da occludere gli spazi non ricoperti con dischi di diametro maggiore;
- ricorso a sistemi a doppia maglia quadrata, con colonne dello stesso diametro.

In effetti, la prima soluzione comporta, rispetto a quella base, un raddoppio della lunghezza di perforazione e, quindi, il raddoppio dello spessore di impermeabilizzazione. Anche la terza soluzione comporta il raddoppio della perforazione a vuoto rispetto allo schema di riferimento base, mentre la soluzione seconda soluzione comporta un valore triplo dello spessore di materiale impermeabilizzante, con conseguente miglioramento delle efficienze di operazione.

5.16. Impermeabilizzazione per congelamento

E' una tecnica innovativa di contenimento laterale e di fondo dei contaminanti. In questo caso la barriera impermeabilizzante viene realizzata congelando un opportuno volume del terreno attorno al sito. All'uopo viene installata nell'area contaminata un sistema di tubazioni in acciaio incamiciate ed inclinate in modo da formare una struttura a "V" distanziata di circa 2 m. Una seconda serie di tubi, sempre a struttura a "V", viene affiancata alla precedente, ad una distanza di 6-9 m circa. Ciascun tubo di refrigerazione è realizzato con doppia camicia concentrica di rivestimento in acciaio. Il fluido refrigerante (salamoia, ammoniaca, azoto liquido), circola nello spazio compreso

tra le due camicie e viene poi pompata in superficie attraverso la camicia interna. Normalmente, il sistema opera ad una temperatura di circa -300°C . La barriera impermeabilizzante si forma per effetto del congelamento della umidità presente nel sottosuolo. In alcuni casi si procede alla immissione nel terreno di quantità aggiuntive di acqua mediante tubazioni forate installate all'uopo. La doppia struttura a V, consente al terreno compreso tra le tubazioni di congelare, e quindi di costituire una barriera criogenica dello spessore di 12-15 m, rendendo il sistema di contenimento impermeabile alla maggior parte dei contaminanti. Dopo congelamento si mantiene un flusso minimo di refrigerante.

La tecnica di impermeabilizzazione criogenica richiede lunghi tempi di realizzazione, in funzione della granulometria del terreno. Essi risultano variabili tra i due mesi e i due anni, in funzione della temperatura della miscela refrigerante e della composizione e del contenuto d'acqua del terreno. Prima del raffreddamento i tubi vengono sigillati a tenuta idraulica e verificata mediante insufflazione di aria compressa. Le perdite idrauliche sono indicative di potenziali impermeabilizzazioni incomplete. E' prevista la installazione di sensori di temperatura e di rilevatori di radioisotopi (in caso di presenza di rifiuti radioattivi) per il monitoraggio nel tempo delle condizioni di tenuta della barriera. I costi di realizzazione risultano piuttosto alti.

La tecnica di congelamento è in uso estensivo nei settori geotecnico e minerario come azione temporanea nei lavori in galleria ai fini: (1) del consolidamento dei terreni saturi d'acqua; (2) per la realizzazione di colonne o diaframmi impermeabili negli scavi di fondazione o nei lavori di sottofondazione; (3) nello scavo di pozzi per miniere in terreni sommersi.

Gli alti costi di realizzazione (legati ai lunghi tempi di esecuzione) la rendono poco competitiva rispetto ad altre tecniche di impermeabilizzazione ad iniezione. La tecnica è inoltre di difficile impiego in presenza di flussi idrici importanti nel sottosuolo.

6. SISTEMI IDRAULICI

I sistemi idraulici “attivi” delle acque sotterranee incidenti su una discarica incontrollata sono costituiti dalle seguenti componenti (Childs, 1985):

- *pozzi di estrazione* singoli o in gruppi, utilizzati per captare ed estrarre acqua inquinata;
- *pozzi di iniezione o di ricarica*, singoli o in gruppi utilizzati per re-immettere l’acqua estratta in falda, dopo averla trattata;
- *drenaggi* aventi funzione analoga ai pozzi di estrazione,
- *trincee di infiltrazione e bacini di ricarica*, simili ai pozzi di iniezione.

6.1. Misure di controllo della falda

Si tratta di misure di controllo preventive volte all’abbassamento del livello di falda (purché ancora incontaminata) sottostante la discarica incontrollata, al fine di creare una separazione fisica di sicurezza tra i contaminanti e le acque sotterranee (Childs, 1985). L’aumento della distanza tra l’acquifero e gli inquinanti, favorisce l’espletarsi dei processi naturali di attenuazione degli stessi (dispersione, diluizione, ritenzione, degradazione). Queste misure preventive sono attuate mediante trivellazione di pozzi di estrazione situati a monte della discarica. E’ necessaria all’uopo una attività continua di monitoraggio per garantire la auspicata separazione tra le due zone (satura ed insatura), anche al variare delle condizioni naturali dell’acquifero quali le fluttuazioni del livello freatico stagionale.

Col lo stesso sistema dei pozzi di presa, è anche possibile realizzare delle misure di controllo *di diversione*, ovvero finalizzate alla modifica della “collocazione idraulica” dell’area di scarico rispetto alle zone critiche; si può ad esempio evitare che la falda sottostante contaminata, possa continuare ad approvvigionare un corpo idrico superficiale (specie se destinato ad uso potabile).

Utilizzando una batteria di pozzi di iniezione è possibile realizzare interventi idraulici di diversione finalizzati alla modificazione della direzione o della velocità di migrazione del pennacchio di contaminazione.

6.2. Misure di contenimento e rimozione del pennacchio di contaminazione

6.2.1. Pozzi

In questo ambito, l'intervento più comune, consta nella captazione e nella estrazione dell'acqua di falda contaminata tramite pozzi di presa disposti a valle del corpo della discarica e lungo la direzione di flusso dell'acquifero. Affinché l'intervento risulti efficace è necessario che la depressione del livello freatico creato dal pompaggio coinvolga tutta l'area (pennacchio) di contaminazione.

Dopo estrazione, l'acqua estratta dai pozzi è sottoposta a trattamenti biologici (contaminanti organici) o processi chimico-fisici quali l'aerazione, l'adsorbimento su carbone attivo, la precipitazione, (nel caso di contaminanti inorganici), prima dello scarico nel recapito idrico superficiale o re-immessa nello stesso acquifero di captazione. In quest'ultimo caso si opera tramite pozzi di resa posti più a valle di quelli di estrazione, provvedendo ad interporre tra i pozzi a monte e a valle un diaframma verticale impermeabile, al fine di impedire il ricircolo diretto di acqua (corto circuito) tra di essi. Il ricorso a sistemi idraulici con soli pozzi di estrazione, è consigliabile quando (EPA, 1985):

- i contaminanti presenti nell'acquifero sono miscibili in acqua e migrano in seno ad essa;
- il coefficiente di permeabilità e il gradiente idraulico dell'acquifero sono elevati;
- non sono necessari tempi rapidi di rimozione del pennacchio.

Le esperienze di monitoraggio, su sistemi in scala reale, confermano la riduzione del carico dei contaminanti, seguita da una progressiva diminuzione della velocità di abbattimento della concentrazioni: Nei casi peggiori si le operazioni si protraggono per

anni prima di raggiungere gli obiettivi di qualità delle acque desiderati, con relative ripercussioni sui costi della operazione di risanamento (LaGrega, 1994).

Un sistema idraulico avanzato rispetto ai pozzi di estrazione, consiste nell'utilizzo simultaneo di pozzi di iniezione (resa). I pozzi di resa sono generalmente posti a monte del pennacchio, i pozzi di presa a valle, in modo tale che l'acqua inquinata, estratta a valle, viene trattata e reimpressa nella falda a monte del punto di prelievo. I sistemi *di presa-resa* trova applicazione preferenziale nel caso di acquiferi con coefficiente di permeabilità e gradiente idraulico piuttosto bassi, e, soprattutto nel caso di contaminanti immiscibili con l'acqua (EPA, 1985).

In termini generali, la adozione di misure di contenimento e rimozione del pennacchio contaminato tramite pozzi presenta i seguenti vantaggi:

- ampia adattabilità alle diverse condizioni geologiche ed idrogeologiche (falde freatiche e confinate, materiali coerenti ed incoerenti, acquiferi omogenei ed eterogenei,), nonché alle possibili forme e caratteristiche del "pennacchio" di acqua contaminato (pozzi di presa allineati ed equidistanti, disposti in quadrato o circonferenza, variamente sparsi);
- ampia flessibilità operativa, potendo variare, entro opportuni limiti, le portate di estrazione e di reimmissione in funzione delle variazioni delle velocità di flusso dell'acquifero;
- modalità operative ottimali, ai fini della sicurezza degli operatori impegnati nell'attività di bonifica in quanto non vengono effettuate operazioni di scavo.

D'altro canto si rilevano le seguenti controindicazioni:

- elevati costi di gestione e manutenzione, specie nel caso di interventi protratti nel tempo;
- problemi operativi (meccanici o elettrici) tali da comportare la fuga temporanea degli inquinanti;
- rendimenti di estrazione ridotti nel caso di acquiferi caratterizzati da un basso valore di trasmissività.

6.2.2. Drenaggi

La operazione è condotta mediante costruzione di *trincee drenanti* munite di materiale filtrante e raccolta posizionata al fondo o con tubazioni sub-orizzontali metalliche o di plastica forellate (*drenaggi sub-orizzontali*). I drenaggi costituiscono dei sistemi idraulici "continui" di captazione ed estrazione delle acque sotterranee contaminate. Le loro caratteristiche consentono la utilizzazione in varie condizioni idrogeologiche, di eterogeneità ed anisotropia del sottosuolo. I drenaggi sono frequentemente utilizzati in combinazione con barriere verticali impermeabili:

- in quanto conducono la eliminazione dell'inquinante senza possibilità di ricircolo a valle, che comporterebbe il sovradimensionamento delle tubazioni di raccolta e dell'impianto di trattamento.
- specie in combinazione con l'isolamento della discarica incontrollata tramite cinturazione perimetrale, laddove la operazione di drenaggio perimetrale a monte della barriera, consente l'abbassamento del livello di falda interno e soprattutto la minimizzazione del contatto degradativo contaminanti-diaframma.

Ai fini della estrazione dei contaminanti, le operazioni di drenaggio vengono preferite ai pozzi di presa specie nel caso di acquiferi con coefficiente di permeabilità basso o comunque variabile nel tempo. La convenienza operativa migliora specie se l'intervento di rimozione dei contaminanti si protrae per lunghi tempi (anni). Risultano di facile costruttività (tranne nel caso di scavi in roccia), e bassa manutenzione (es., precipitazione di carbonato di calcio), rotture delle tubazioni e formazione di percorsi preferenziali. I tempi ed i costi di costruzione sono generalmente più elevati rispetto agli impianti costituiti da sistemi di pozzi.

Allorquando si opera ad elevate profondità, la necessità di sistemi di puntellamento delle pareti della trincea e dell'eventuale prosciugamento prima della installazione del materiale filtrante e delle tubazioni, nonché i rischi per la sicurezza dei lavoratori, limitano notevolmente il ricorso a questa tecnologia. E' comunque possibile minimizzare gli inconvenienti installando *trincee drenanti biopolimeriche* (LaGrega et al., 1994), la cui realizzazione (rapida, sicura ed economica) segue le stesse fasi

operative adottate per i diaframmi plastici a base di terreno-bentonite. A differenza di questi ultimi, nel caso dei drenaggi biopolimerici, il fango di sostentamento delle pareti della trincea è costituito da miscela di acqua, materiale vegetale biodegradabile ed additivi diversi. Il successivo riempimento dello scavo avviene non già con la miscela terreno-bentonite, ma con del materiale poroso drenante (ad esempio, ghiaia). Agli additivi resta il compito di accelerare la degradazione biologica del fango biodegradabile e dei carboidrati, non essendo ora importante la funzione di puntellamento delle pareti, in quanto svolta dallo stesso fango nella fase iniziale di costruzione.

BIBLIOGRAFIA

Acaia C., Andreottola G. (1989) *Il risanamento delle discariche non controllate, II- Le principali esperienze internazionali a confronto.* IA Ingegneria Ambientale, vol. XVIII n.9.

Acaia C., Bressi G. (1991) *Utilizzo agricolo e compostaggio dei fanghi, "Trattamento e smaltimento dei fanghi",* Monografia 5, Istituto per l'Ambiente, Milano

Ambiente Italia (1991) *Il risanamento delle aree contaminate. Manuale per le bonifiche,* Franco Angeli, Milano.

Andretta F., Comolli P. (1992) *Risanamento della discarica di Gerenzano,* "Trattamento e recupero dei terreni contaminati", XXXIX Corso di Aggiornamento in Ingegneria Sanitaria, D.I.I.A.R., - sez. Ambientale, Politecnico di Milano, Milano, 29 giugno-2 luglio.

Beone G., Carbone A.I., Zagaroli M. (1988 A), La bonifica di aree contaminate, Rapporto RT/PAS/88/31, Enea, Roma.

Beone G., Carbone A.I., Zagaroli M.. (1988 B) *La bonifica di aree contaminate.* Atti del congresso biennale ANDIS 88, Roma 16-17 Dicembre.

Boca D., Oneto G. (1989) *Progetto gestione e recupero di discariche, cave, miniere ed aree difficili o inquinate,* Pirola Editore, Milano.

Bonfà I., Campioni A., Di Nauta S., Samaja M. (1992) *Bonifica integrata di suoli ed acque sotterranee contaminate da idrocarburi – Parte seconda: casi di specie, "Trattamento e recupero dei terreni contaminati" XXXIX Corso di Aggiornamento in Ingegneria Sanitaria, DIAR Sez.Ambientale, Politecnico di Milano, Milano , 29 giugno-2 luglio.*

Bonfà I., Gambera M., Samaja M. (1993) *Bonifica integrata in situ/on site dell'area del Rio Barca (Voltaggio, AL) contaminata da olio combustibile*, Atti del Workshop "Siti contaminati Procedure di controllo ambientale e di bonifica. Verso una procedura standardizzata", Editrice Clueb, Bologna.

Bossi C., Natta G. (1986) *La bonifica di aree inquinate. Elementi per la progettazione del disinquinamento ambientale*, Inquinamento, vol XXVIII, n. 2

Burton M.A.S, Bennett B.G. (1987) *Exposure of man to environmental HCB: an exposure Commitment assessment*. Sc. Total Environ., 66, 137.

D.P.R. 10 Settembre 1982, n.915. Attuazione delle Direttive **n.75/442/CEE** relativa ai rifiuti G.U. della Repubblica Italiana n. 343 del 15 dicembre 1982.

ECETOC (European Chemical Industry Ecology and Toxicology Centre) (1990) *Hazard assessment of chemical contaminants in soils*, Technical report n.40, Brussels

Hahn H.H., Schmitt T.G., (1988), Aspetti ambientali delle fognature, IA Ingegneria Ambientale, vol. XVII, n.3/4

Hannink G., Van der Meer J.P., Mischgofskv F.H., Keulen R.W., Van de Velde J.L, de Walle F.B. (1988) *Safe excavation of the dioxine containing Hyde Park Landfill in Niagara Falls*. Contaminated Soil '88, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL).

Mantovi A., Romano A (1991) *L'esperienza della imprenditoria italiana nella decontaminazione dei suoli. Convegno Nazionale Bonifica delle aree contaminate*. Milano 4 ottobre.

Marien F. (1991) *L'esperienza europea nell'applicazione di tecnologie di contaminazione, Convegno Nazionale "Bonifica delle aree contaminate"*, Milano, 4 ottobre

Matthes O, Poller T., Salzmann H., Stegmann R. (1988) *Proposals for remedial actions at the old landfill Munchenhagen. Contaminated Soil.* Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL).

McDougall W.J. et al. (1980). *Containment and treatment of the Love Canal landfill leachate*, J.ournal Wat.Poll.Contr.Fed., vol.52, n.12.

Ministero dell'Ambiente (1989) Decreto Ministeriale 16.5.1989 "Criteri e linee Guida per la elaborazione e la predisposizione....dei piani di bonifica...", G.U. della Repubblica Italiana n.121 del 26 maggio 1989.

Murillo Matilla E. (1991) *Una strategia CEE ad ampio raggio, L'impresa e l'ambiente* vol. 2, n.3.

Piavaux A. (1993) *La politica della Comunità Europea in materia di terreni contaminati, Atti del Workshop "Siti Contaminati. Procedure di Controllo ambientale e di bonifica. Verso una procedura standardizzata,* Editrice Cueb, Bologna.

Piepoli A. (1991) *L'incidente di Seveso, "Risanamento dei terreni contaminati: aspetti tecnici, economici, normativi"*, Monografia 3, Istituto per l'ambiente, Milano.

Rudischhauser K (1990) European Community policy with respect to soil contamination, Atti del Convegno "Euro-Forum Altlasten, Saarbrucken, 11-13 giugno

Rulkens W.H., Grotenhuis J.T.C, Soczo E.R., (1993) *Remediation of contaminated soil: State of the art and desirable future developments,* Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, NL.

Ryan JA, Bell R.M, Davidson. J.M., O'Connor GA (1988) *Plant uptake of non ionic organic Chemicals from soils* Chemosphere, 17, 2299.

Sirini P. (1988) *Inquinamento del suolo,* Ingegneria Sanitaria, vol. XXXIX n. 5

Stegmann R. (1991) Il risanamento della discarica di Georgswerder. Un caso di specie. "Risanamento dei terreni contaminati: aspetti tecnici economici, normativi, Monografia 3, Istituto per l'Ambiente, Milano

Vismara R. (1992) *Ecologia applicata*, seconda edizione, Biblioteca Scientifica Hoepli Editore Ulrico Hoepli . Milano.

Vismara R., Scalvini C. (1992) *Valutazione del riskschi di pericolosità derivante da terreni contaminati. Parte Prima*, "Trattamento e recupero dei terreni contaminati", Corso di Aggiornamento in Ingegneria Sanitaria, D.I.I.A.R. – sez. Ambientale, Politecnico di Milano, Milano, 29 giugno-2 luglio.

Visser W.J.F. (1993) *Contaminated land policies in some industrialised countries*, Technische Commissie Bodembescherming, TCB R02, -The Hague (NL)