

Università Ca' Foscari Venezia

**Dottorato di ricerca in Scienze Ambientali, 21° ciclo
(A. A. 2005/2006 – A.A. 2008/2009)**

**I FATTORI CHE LIMITANO LO SVILUPPO DEL
MERCATO DELLE TECNOLOGIE DI BONIFICA DEI
SITI CONTAMINATI E LA VALIDAZIONE DELLA
TECNOLOGIA INNOVATIVA HPSS QUALE
STRUMENTO PER ABBATTERE LE BARRIERE DI
MERCATO**

SETTORE SCIENTIFICO-DISCIPLINARE DI AFFERENZA: CHIM/12

Tesi di dottorato di **PETRA SCANFERLA**, 955182

**Coordinatore del dottorato
prof. PAOLO PAVONI**

**Tutor del dottorato
prof. GABRIELE ZANETTO**

*Ai miei genitori, a Davide,
a mio figlio Diego e alla futura componente della famiglia...*

INDICE

	Pag
SOMMARIO DEI CONTENUTI	1
PRODUZIONE SCIENTIFICA	3
1° PARTE- INTRODUZIONE	5
1.1 Premessa e motivazioni	5
1.2 Obiettivi ed articolazione della ricerca	8
1.2.1 Parte teorica della ricerca: il progetto EURODEMO	8
1.2.2 Parte sperimentale della ricerca: la validazione della tecnologia HPSS	13
BIBLIOGRAFIA	
2° PARTE- ANALISI DEL MERCATO DELLE TECNOLOGIE DI BONIFICA	17
2.1 La situazione in Europa: risultati del progetto EURODEMO	17
2.1.1 Introduzione: la <i>Soil Thematic Strategy</i>	17
2.1.2 La situazione attuale delle bonifiche in ambito europeo	23
2.1.2.1 Il costo delle bonifiche	26
2.1.3 Il mercato europeo delle tecnologie innovative	32
2.1.3.1 I progetti dimostrativi	35
2.1.4 Individuazione dei fattori che ostacolano lo sviluppo del mercato delle tecnologie di bonifica	41
2.1.5 Le strategie individuate per incentivare il mercato	45
2.1.5.1 Il Programma di Promozione per le Tecnologie di Bonifiche	46
2.1.5.2 Il Programma Europeo di Validazione delle Tecnologie Ambientali	48
2.2 La situazione in Italia	56
2.2.1 Le bonifiche in Italia: ancora una chimera	56
2.2.1.1 Cenni relativi all'assetto normativo	56
2.2.1.2 Il censimento dei siti contaminati	58
2.2.1.3 I Siti di Interesse Nazionale e lo stato di avanzamento delle bonifiche	61
2.2.2 L'applicazione delle tecnologie di bonifica	65
2.2.3 Analisi del mercato attuale delle bonifiche	67
2.2.4 Il sito di Porto Marghera: un esempio virtuoso?	75
2.3 Conclusioni della 2° parte	81
BIBLIOGRAFIA	84

	Pag
3° PARTE- CASO DI STUDIO: APPLICAZIONE E VALIDAZIONE DI UNA TECNOLOGIA INNOVATIVA	87
3.1 Introduzione	87
3.2 La Stabilizzazione/Solidificazione: stato dell'arte	89
3.2.1 Meccanismi di inertizzazione	92
3.2.2. Meccanismi di cessione dei contaminanti	98
3.2.2.1 Mobilizzazione dei contaminanti	99
3.2.2.2 Trasporto degli inquinanti	103
3.2.3 Vantaggi e svantaggi della tecnica S/S	109
3.3 I metodi per valutare l'efficacia della S/S	111
3.3.1 I test di cessione	111
3.3.1.1 Classificazione dei test di cessione	112
3.3.1.2 Test di cessione europei ed internazionali	117
3.3.1.3 Test di cessione utilizzati in Italia	119
3.3.2 I test meccanici	122
3.4 La tecnologia HPSS	129
3.4.1 L'HPC e gli aspetti innovativi di HPSS	129
3.4.1.1 Le tecniche moderne dell'HPC	129
3.4.1.2 Le tecniche dell'HPC applicate alla S/S: l'HPSS	132
3.4.1.3 La forma del prodotto finale, un'altra innovazione	133
3.4.2 Il processo e l'impiantistica	136
3.4.2.1 La formulazione dell'impasto (il mix design)	136
3.4.2.2 La granulazione	137
3.5 Il progetto dimostrativo	139
3.5.1 Il sito oggetto dell'intervento dimostrativo	139
3.5.2 La destinazione d'uso futura	141
3.5.3 Le fasi progettuali dell'intervento	142
3.6 Materiali e metodi: il protocollo di validazione	149
3.6.1 Le matrici oggetto di verifica	149
3.6.2 Le verifiche analitiche	150
3.6.2.1 Frazione fine del terreno dopo vagliatura prima del trattamento di inertizzazione	151
3.6.2.2 Granulato inertizzato utilizzato per il ripristino altimetrico	152
3.7 I risultati	158
3.7.1 Campionamento e analisi del materiale fine prima del processo	158
3.7.1.1 Risultati del monitoraggio in corso d'opera	158
3.7.2 Risultati analitici del granulato	164
3.7.2.1 Risultati del monitoraggio in corso d'opera	164
3.7.2.2 Risultati del collaudo in operam	168
3.7.3 Risultati dei test meccanici	170
3.7.4 Valutazioni in merito all'affidabilità nel tempo	173
3.7.5 Variazioni riscontrate dalla scala pilota alla scala industriale	175

3.7.6	Le ricadute della validazione	176
3.8	<i>Cenni sulla compatibilità ambientale e costi</i>	177
3.8.1	Compatibilità ambientale	177
3.8.2	Costi	179
3.9	<i>Conclusioni alla 3° parte</i>	181
	<i>BIBLIOGRAFIA</i>	183
	RINGRAZIAMENTI	188
	ALLEGATO	
	Caratteristiche principali dei test di cessione realizzati	189

SOMMARIO DEI CONTENUTI

A livello europeo il principale sforzo economico compiuto sinora nell'ambito della problematica dei siti contaminati è stato quello di individuare e caratterizzare i siti, ma risulta ancora modesta la percentuale dei casi di avvenuta bonifica ed il mercato delle tecnologie di trattamento dei suoli contaminati stenta ancora a svilupparsi.

Nonostante siano oggi diverse e numerose le tecniche applicabili per la bonifica dei siti, è emerso nell'ambito della ricerca che gli approcci ancor oggi più frequentemente adottati sono invece lo smaltimento in discarica o il contenimento (messa in sicurezza permanente), ossia metodiche che percepiscono il suolo come un rifiuto piuttosto che come una risorsa fondamentale che necessita di un risanamento.

L'attività di ricerca di dottorato sviluppata, ha riguardato proprio: nella sua prima parte, la comprensione dei meccanismi e degli ostacoli che stanno rallentando lo sviluppo del mercato delle tecnologie di bonifica sia a livello locale che europeo e nella sua seconda parte (quella sperimentale) la validazione di una particolare tecnologia quale strumento per superare talune di queste barriere.

Grazie alla partecipazione al progetto europeo EURODEMO si sono individuate le principali **barriere di mercato** e le strategie e gli strumenti per superarle. Tra queste strategie importante risulta essere l'istituzione di un *European Environmental Technology Verification System* (EETV), ora in fase di formalizzazione, poiché si è evidenziato che la fase dimostrativa e di validazione di una nuova tecnologia sono particolarmente importanti per abbattere alcune delle barriere individuate e al contempo agevolarne l'entrata nel mercato.

La necessità di sviluppare un tale sistema internazionale di validazione è stata la motivazione che ha spinto lo studio di internato, nella sua parte sperimentale ad approfondire il tema specifico della **validazione delle tecnologie di bonifica**. Si è realizzata una ricerca a supporto del progetto dimostrativo di una nuova tecnica di trattamento dei suoli contaminati da metalli pesanti, sviluppando e realizzando

protocolli di validazione del trattamento in esame che sono poi stati applicati nel monitoraggio in corso d'opera del progetto dimostrativo.

A questo fine si sono approfonditi temi specifici riguardanti la stabilizzazione/solidificazione (S/S) a base cementizia, famiglia di trattamenti del quale appartiene la tecnica presa in considerazione nel presente lavoro.

La peculiare caratteristica del processo valutato è quella di utilizzare specifici additivi (supefluidificanti ed idrofobizzanti) sviluppati utilizzando le moderne tecniche dell'*High Performance Concrete* –HPC (calcestruzzi ad alte prestazioni) in grado di far miscelare intimamente l'impasto costituito dalla frazione fine contaminata, cemento e acqua e di ottenere un bassissimo rapporto di acqua/cemento (A/C), valori inferiori a 0,4.

Nello specifico la ricerca si è concentrata nell'individuare, selezionare ed applicare i più idonei sistemi valutativi dell'efficacia delle tecniche di S/S, quali test di cessione e prove fisico-meccaniche. Grazie a tali approfondimenti la ricerca ha portato a sviluppare idonei protocolli di monitoraggio in corso d'opera e validazione di tali tipologie di trattamento nonché a conoscere affondo le problematiche della progettazione e applicazione di impianti che utilizzano tale tecnologia.

I buon esito delle analisi effettuate in contraddittorio con gli enti di controllo e la sostanziale validazione della tecnologia ottenuta nell'ambito del progetto dimostrativo hanno portato a eliminare molte barriere che tipicamente ostacolano il mercato delle nuove tecnologie sia rispetto al rapporto con gli enti che autorizzano i progetti definitivi sia nel rapporto con i proprietari dei siti inquinati.

Oggi, il rischio a cui vanno incontro gli *end-users* nell'applicare tale tecnologia risulta alquanto ridotto in relazione all'affidabilità dei risultati ottenuti e della loro riproducibilità nel tempo.

Aspetti comunque che dovranno essere nei prossimi anni ancora monitorati attraverso la valutazione dei risultati del protocollo di verifica dell'intervento *post operam* attualmente in corso.

Si conferma però quanto la validazione possa essere uno strumento utile (seppur economicamente oneroso) per permettere l'entrata nel mercato di una nuova tecnologia.

PRODUZIONE SCIENTIFICA

PUBBLICAZIONI SCIENTIFICHE

Scanferla P., Ferrari G., Pella R., Volpi Ghirardini A., Libralato G., 2009 - “*An Innovative Stabilization/Solidification Treatment for Contaminated Soil Remediation: the Murano (Venice, Italy) Demonstration Project*”. **Journal of Soils and Sediments** Vol. 9 pag. 229-236.

Scanferla P., 2009 “*Il progetto Ecostone. Studio che ha permesso lo sviluppo di nuovi aggregati granulari da impiegare in edilizia o per ripristini ambientali prodotti riciclando scarti e residui di diversa origine*”. Rivista **Recycling** n.1 Gennaio. Edizione Pei.

Inoltre si è contribuito alla redazione dell’articolo “*Bonifica di siti contaminati in Europa le tecnologie innovative e verificate disponibili secondo “EURODEMO”*” pubblicato in **La Chimica e l’Industria** (n. 2/2008 Maggio 2008), pag 122-127. Promedia Publishing, Milano.

PUBBLICAZIONI IN ATTI DI CONVEGNI INTERNAZIONALI (2006-2009)

Scanferla P., Zuin S., Beggio M., Pella R., Zavan D., Ferrari G., 2009. “*Contaminated soil and sediment treatment performed by an innovative s/s technique integrated with thermal desorption*”. BOSICON 3° International Conference on the Remediation of Polluted Sites, Rome (Italy), 13-15 May. Conference Proceeding.

Scanferla P., Zuin S., Pella R., Zavan D., 2008 – “*Recupero di suolo contaminato sotto forma di granulato inerte per applicazioni nell’ambito dell’edilizia: risultati del progetto Ecostone*” I quaderni di Ecomondo - ISBN 978-88-387-4859-4 - Maggioli Editore Vol 2 pag. 232-237.

Scanferla P., Bazzanella I., Beggio M., Libralato G., Pella R., Negro M., Scattolin M. and Surico F., 2006. “*Monitoring results of a full scale application of a innovative S/S remediation process*”. I quaderni di Ecomondo. ECOMONDO 2006 (8-11/11/2006). ISBN 88-387-3687.1. pag. 245-251.

Scanferla P., 2006. “*New legislative opportunities available for innovative technologies*” Atti del workshop EURODEMO -Paving the way to innovation in remediation technology-. I quaderni di Ecomondo. ECOMONDO 2006 (8-11/11/2006). ISBN 88-387-3687.1.

Scanferla P., Bazzanella I., Beggio M., Zeno Z., Negro M., Scattolin M., Surico F., 2006 – “*An innovative stabilization/solidification treatment for soil remediation: demonstration project in Murano (Venice)*”. 1st International WASCOM Conference on Maintenance Management, Belgrad (Serbia), 1-3 June. Conference Proceeding.

Surico, F., Lolli, A., Scattolin, M., Negro, M., Zeno, L., **Scanferla, P.**, Pelay, R. 2006 -“*High Performance Concrete for Environmental Applications: a New Solidification/Stabilisation Process for the Remediation of Contaminated Soils*”. The 2nd FIB Congress, Napole (Italy) 5-8 June. Conference Proceeding.

Scanferla P., Bazzanella I., Beggio M., Zeno Z., Negro M., Scattolin M., Surico F., 2006 – “*Demonstration project of an innovative s/s treatment for the remediation of the "Conterie" in Murano (Venice): first results*”. BOSICON 1° International Conference on the Remediation of Polluted Sites, Rome (Italy), 14-15 February. Conference Proceeding.

1° PARTE: INTRODUZIONE

1.1 Premessa e motivazioni

Nei paesi sia industrializzati che in via di sviluppo la percezione della dimensione del danno ambientale e socioeconomico rappresentato dalla presenza dei siti inquinati negli ultimi decenni è cresciuta sempre più.

In diversi paesi europei, in seguito all'emanazione di specifiche normative, si è assistito, sin a partire dagli anni '90, all'avvio di numerosi ed importanti programmi di Ricerca e Sviluppo per colmare le principali lacune delle conoscenze scientifiche e tecnologiche nel settore della contaminazione dei suoli e delle possibili soluzioni gestionali al problema (Robertello A., 2000).

Le più recenti stime effettuate dall'*European Environmental Agency* (EEA, 2007) indicano che siano circa 3,5 milioni i siti potenzialmente contaminati presenti nei paesi membri. Di questi le stime indicano che circa l'8% (più di 245.900 siti) presentano una contaminazione che richiede un intervento immediato poiché pongono un rischio per la salute della popolazione. La bonifica di questi siti sta però procedendo molto lentamente, con soli 80.000 siti bonificati al 2006 (EEA, 2007).

Anche se oggi diverse possono essere le tecniche applicate a questo fine, gli approcci più frequentemente adottati sono lo smaltimento in discarica o il contenimento (messa in sicurezza permanente), ossia metodiche che percepiscono il suolo come un rifiuto piuttosto che come una risorsa fondamentale che necessita di un risanamento.

Emerge inoltre che, mentre da un lato negli ultimi anni si sono andate definendo e consolidando metodologie condivise da applicare nella fase di caratterizzazione dei siti contaminati (che includono anche metodi valutativi che si basano sull'analisi di rischio), dall'altro lato le soluzioni e la ricerca scientifica nell'ambito delle tecnologie da utilizzare per la risoluzione del problema non hanno trovato una vera e propria applicazione su vasta scala.

A livello europeo il principale sforzo compiuto finora è stato quello di individuare e caratterizzare preliminarmente i siti contaminati, ma in effetti risulta ancora modesta la

percentuale dei casi di avvenuta bonifica ed il **mercato delle tecnologie di bonifica** stenta a decollare nonostante non manchi offerta.

La volontà di comprendere quali siano i meccanismi (*bottle necks*) che impediscono a tale mercato di svilupparsi ed espandersi, nonostante l'elevata domanda, sono alla base del presente lavoro di ricerca.

Durante lo studio delle barriere di mercato che ostacolano l'applicazione delle nuove tecnologie rispetto ai sistemi consolidati di asportazione del terreno e messa in sicurezza, è emerso chiaramente che i portatori di interesse (quali: proprietari dei siti, autorità locali, ecc.) ritengono che, un sistema di validazione e certificazione *super partes* delle tecnologie possa essere uno strumento valido al fine di superare talune di queste barriere.

Né a livello europeo tanto meno a livello dei singoli paesi membri esistono istituzioni di questo tipo, le quali invece sono presenti e operano con successo negli Stati Uniti ed in Canada.

L'individuazione e lo sviluppo di criteri di analisi per la validazione delle tecnologie ambientali (intese nel senso più ampio del termine) è un tema nuovo e non ancora sviluppato in ambito europeo. Solo a partire dal 2004 (COM 38, 2004) la Commissione Europea ha adottato un Programma di Azione per il Supporto e Sviluppo delle nuove Tecnologie nel Settore Ambientale (*Environmental Technologies Action Plan*, ETAP) nel quale si è individuata la necessità di sviluppare una specifica strategia di validazione delle nuove tecnologie ambientali (*European Environmental Technology Verification Strategy*, EETV-Strategy) che però ancor oggi non è stata formalizzata.

La necessità di sviluppare un tale sistema a livello internazionale è stata la motivazione che ha spinto lo studio di internato, nella sua parte sperimentale, ad approfondire il tema specifico della **validazione delle tecnologie di bonifica**. Si è pertanto realizzata una ricerca a supporto del progetto dimostrativo di una nuova tecnica di trattamento dei suoli contaminati da metalli pesanti, sviluppando e realizzando

protocolli di validazione del trattamento in esame da applicarsi nel monitoraggio in corso d'opera.

1.2 Obiettivi ed articolazione della ricerca

L'attività di **ricerca di dottorato** sviluppata, riguarda la comprensione dei meccanismi e degli ostacoli che stanno rallentando lo sviluppo del mercato delle tecnologie di bonifica del suolo sia a livello locale che europeo e, nella sua parte applicativa si è poi focalizzata sulla validazione di una nuova tecnologia, essendo proprio la validazione, come si argomenterà in seguito, un aspetto fondamentale che permette e condiziona l'accesso al mercato.

Si anticipata fin da ora che, giacché numerosi autori hanno catalogato per tipologia e descritto nel dettaglio le tecnologie di bonifica, nel presente lavoro non si è dato spazio alla spiegazione dei meccanismi di trattamento delle diverse tecniche. Per tali informazioni si rimanda a agli autori Steinberg, 2009; Bonomo, 2005; Wise, 2000.

Gli **obiettivi principali** del lavoro di tesi riguardano pertanto i seguenti principali aspetti:

- l'individuazione, mediante una *review* internazionale, delle tecnologie di bonifica applicate in ambito europeo;
- l'analisi dei fattori limitanti il mercato delle tecnologie di bonifica e l'individuazione delle spinte che a livello europeo possono permettere di potenziare tale mercato;
- lo studio approfondito dell'applicazione in fase dimostrativa di una tecnologia innovativa di trattamento, comprensivo dell'individuazione nel caso specifico delle necessarie valutazioni tecniche per verificarne rendimenti ed efficacia.

Al fine di perseguire i primi due principali obiettivi si è studiata la situazione attuale delle bonifiche in Europa ed Italia con lo specifico intendo di valutare la numerosità degli interventi che hanno previsto l'applicazione di nuove tecnologie.

Questa fase ha posto le basi per comprendere poi quali siano gli ostacoli e le barriere di mercato ma soprattutto le azioni che possono viceversa agevolare l'offerta tecnologica.

La partecipazione attiva al progetto europeo EURODEMO (*European Co-ordinated Action for Demonstration of Efficient Soil and Groundwater Remediation*) finanziato dall'Unione Europea nell'ambito del VI° Programma Quadro ha permesso di ottenere le informazioni utili per lo sviluppo di tale parte del lavoro.

Al fine di perseguire il terzo obiettivo ci si è concentrati, nella parte sperimentale del lavoro, nell'approfondire il tema della validazione di un trattamento innovativo per la stabilizzazione/solidificazione dei suoli contaminati da metalli pesanti.

Si è strettamente collaborato durante la fase di implementazione e realizzazione del progetto dimostrativo (prima applicazione a scala industriale della tecnologia) con una delle due società depositarie del brevetto. Il contributo riguarda soprattutto lo sviluppo di protocolli di validazione concordati con gli enti competenti come ARPAV e Provincia di Venezia, la verifica ed il controllo dei risultati ottenuti nel monitoraggio in corso d'opera, ed infine l'individuazione di possibili migliorie per la sua applicazione a scala reale.

Tale parte del lavoro è anche sintetizzata nell'articolo pubblicato nel *Journal of Soils and Sediment* (Scanferla *et al.*, 2009).

1.2.1 Parte teorica della ricerca: il Progetto EURODEMO

L'internato ha avuto inizio nel novembre 2005 in concomitanza con l'inizio del progetto europeo pluriennale EURODEMO al quale si è attivamente partecipato in qualità di responsabile delle attività del Consorzio Venezia Ricerche, partner di progetto.

Il progetto Eurodemo (*European Coordination Action for Demonstration of Efficient Soil and Groundwater Remediation*) ha rappresentato un'Azione di Coordinamento, finanziata dalla Commissione Europea nell'ambito del VI° Programma Quadro fino al 2008, finalizzata a costituire uno strumento per aggregare a livello

europeo le informazioni riguardanti progetti dimostrativi di tecniche di risanamento di suoli ed acquiferi contaminati.

Eurodemo è stata la prima azione di coordinamento a livello europeo sulla comparazione e dimostrazione delle tecnologie innovative per la bonifica di suoli e falde contaminate ed ha promosso, in linea con quanto schematizzato in figura 1, le seguenti azioni:

- 1) allestimento di un dettagliato database di progetti di risanamento operati in Europa e basati su tecnologie innovative;
- 2) creazione di un database sulle opportunità di finanziamento per progetti dimostrativi;
- 3) armonizzazione e definizione di criteri di qualità per la descrizione dei risultati di progetti dimostrativi sul suolo e le acque sotterranee;
- 4) promozione di tecnologie di bonifica con provata efficacia di azione attraverso dedicati workshop, nell'ottica di creare confidenza verso le tecnologie innovative e più sostenibili.

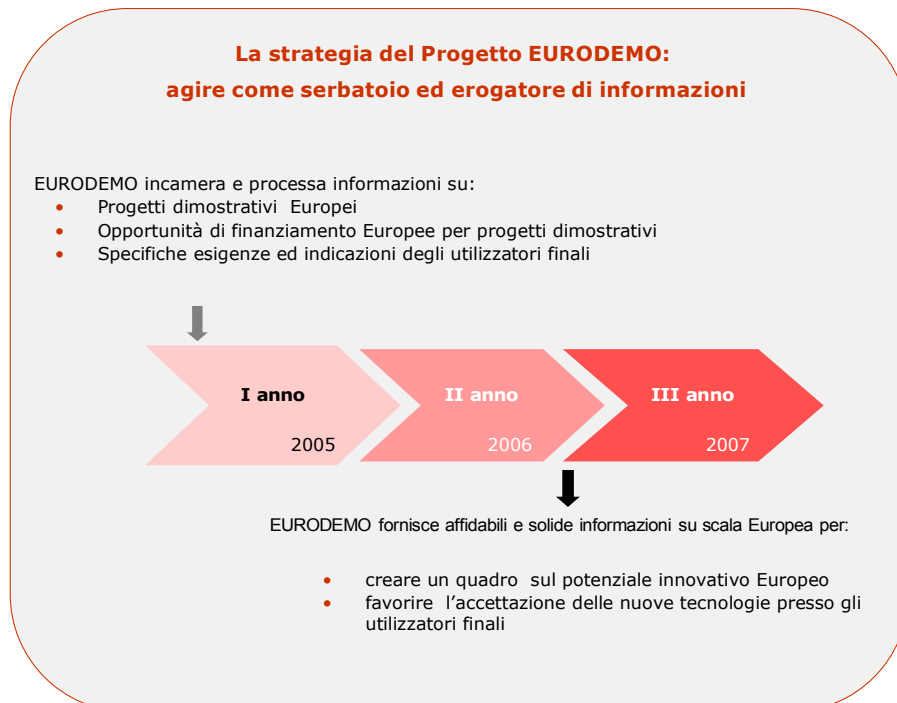


Fig. 1.1: Diagramma temporale delle attività svolte da Eurodemo

Tra gli obiettivi principali del progetto vi è stato quello di promuovere l'informazione e quindi accelerare l'accettazione da parte del mercato delle tecnologie innovative per la bonifica sostenibile di suolo e falde contaminate, selezionando i progetti dimostrativi dei 18 paesi coinvolti. Il progetto dimostrativo e la sua validazione risulta infatti un passaggio critico, che, quando non adeguatamente gestito, impedisce l'attestazione su larga scala, e quindi la commercializzazione, di nuove tecnologie già sperimentate su scala laboratorio e pilota (figura 1.2).

Al fine di raggiungere gli obiettivi prefissati, i partner del progetto hanno lavorato in 7 gruppi nell'ambito di tre grandi aree tematiche:

- 1) dimostrare l'efficienza delle tecnologie sviluppate, con gruppi di lavoro dedicati a: favorire il dialogo con gli utilizzatori di tecnologie, raccogliere informazioni su programmi e progetti indirizzati allo sviluppo di nuove tecnologie, e comunicazione con gli *stakeholders* e gli *end-users*;
- 2) aumentare la fiducia nei confronti delle tecniche innovative, con gruppi di lavoro dedicati a definire criteri per determinare: l'eco-efficienza e l'affidabilità delle tecnologie e quindi le strategie per la scelta di una tecnologia;
- 3) mettere a punto strategie per raggiungere il mercato con gruppi di lavoro dedicati al: trasferimento della tecnologia e trasferimento di informazioni e disseminazione.

Di rilievo sono i due database interattivi creati con il progetto, di cui: uno raccoglie i dettagli principali di 70 casi di bonifica condotti in 12 diversi Paesi della Comunità Europea (consultabili ed utilizzabili al sito: www.eurodemo.info), mentre l'altro riguarda invece le opportunità di finanziamento per azioni dimostrative nel settore delle bonifiche.

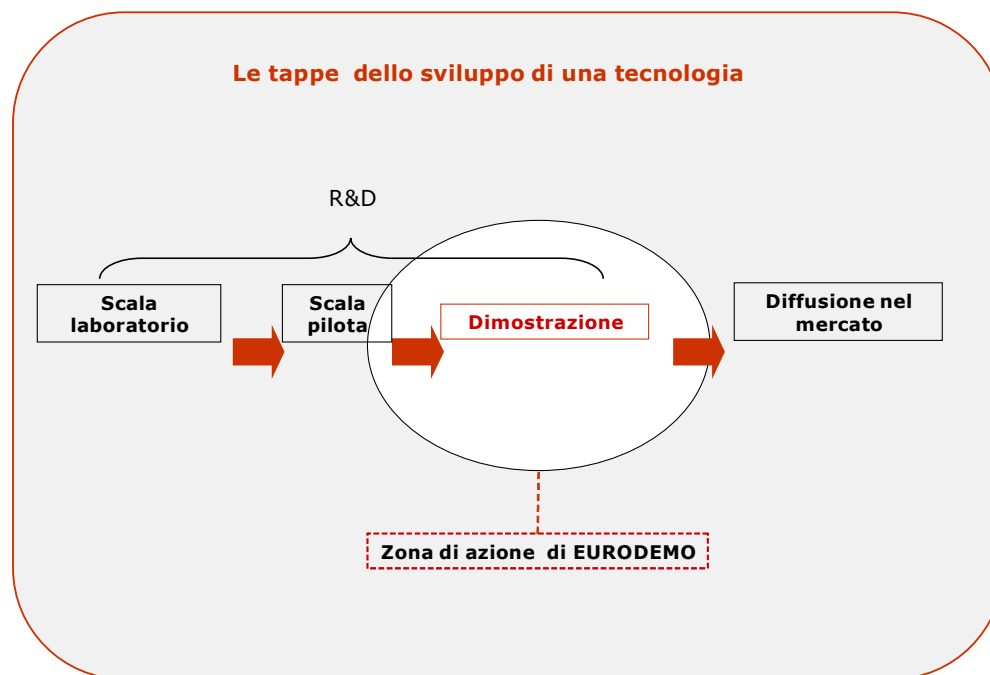


Fig. 1.2: Schema dell'ambito di competenza di EURODEMO con obiettivo finale la diffusione nel mercato sviluppo di tecnologie efficaci

Il lavoro di ricerca si è concretizzato, oltre che nel seguire tutte le attività del progetto che hanno coinvolto i portatori di interesse (*stakeholders*), nel partecipare attivamente al gruppo di lavoro dedicato alla ricerca di informazioni in merito ad applicazioni di tecnologie innovative realizzate a livello dei singoli paesi membri. Si sono pertanto ricercati dati ed informazioni relative a progetti dimostrativi realizzati in Italia popolando così il data base informativo di cui si riportano i dati più significativi al paragrafo 2.1.3.1, coinvolgendo le società italiane che progettano e realizzano interventi di bonifica non convenzionali anche attraverso la realizzazione di workshop dedicati. Rispetto all'individuazione delle barriere alla diffusione di tecniche innovative si è dato il proprio contributo evidenziando quali sono a livello italiano le principali difficoltà che si incontrano nella procedura di approvazione di un progetto (partecipando a numerose conferenze di servizio degli enti preposti dove vengono approvati i progetti

definitivi di bonifica sia a livello locale che nell'ambito del Sito di Interesse Nazionale di Porto Marghera).

L'attività si è concretizzata nella partecipazione ai workshop di progetto tenutisi nel 2005 a Vienna (Austria) ed a Katowice (Polonia), nel 2006 a Vilnius (Lituania) e nel 2007 a Rimini (Italia), oltre che ad una intensa attività di corrispondenza a distanza.

1.2.2 Parte sperimentale della ricerca: la validazione della tecnologia HPSS

Già a partire dal 2003, tra il Consorzio Venezia Ricerche e In.T.Ec. srl, ha avuto inizio una collaborazione scientifica per lo sviluppo e lo studio delle potenzialità di una nuova tecnologia di stabilizzazione/solidificazione attualmente commercializzata con il nome HPSS MAPEI (brevettata dalle società In.T.ec. srl e MAPEI SpA).

Nell'ambito del dottorato di ricerca si è approfondito il tema delle metodiche di validazione di questa particolare tecnica sviluppando in accordo con gli enti istituzionali designati al controllo ambientale (ARPAV), un protocollo analitico per la sua validazione.

Negli anni di internato pertanto si sono approfonditi temi specifici riguardanti la stabilizzazione/solidificazione (S/S) a base cementizia e la moderna tecnica di realizzazione di calcestruzzi ad alte prestazioni (*High Performance Concrete* -HPC). Con tali tecniche di S/S i contaminanti vengono inglobati all'interno di una massa solida (processo di solidificazione) e vengono prodotte reazioni tra un agente stabilizzante (quali ad esempio i leganti idraulici come il cemento) ed i contaminanti al fine di ridurre la mobilità (processo di stabilizzazione).

Nello specifico la ricerca si è concentrata nei sistemi valutativi dell'efficacia delle tecniche di S/S. Grazie a tali approfondimenti la ricerca di dottorato ha portato a sviluppare idonei protocolli di monitoraggio in corso d'opera e validazione di tali tipologie di trattamento nonché a conoscere affondo le problematiche della progettazione e applicazione di impianti che utilizzano tale tecnologia.

La tecnologia HPSS oggetto di questa parte sperimentale del lavoro è stata sviluppata per la bonifica di un'area industriale dismessa localizzata a Murano (Venezia), contaminata da metalli pesanti a causa dello scarico incontrollato di scarti della produzione di vetro artistico (Surico *et al.*, 2003).

Le elevate performance del processo di inertizzazione che porta alla produzione di conglomerati cementizi in forma granulare (aggregati), di cui si discuterà ampiamente nel capitolo 3, sono state ottenute grazie all'utilizzo di additivi appositamente formulati e brevettati a questo scopo (Mapeplast ECO1) che permettono di abbassare sensibilmente il rapporto A/C (acqua/cemento), conferendo al terreno dopo il trattamento, performance di gran lunga superiori a quelle ottenibili con i comuni additivi presenti sul mercato.

Nell'ambito del dottorato si è sviluppato il protocollo di verifica dell'efficacia del trattamento e si sono monitorati durante tutto l'intervento i risultati del progetto dimostrativo coordinando le attività di campo e di laboratorio nonché partecipando attivamente a tali attività.

La validazione si è basata proprio sulle risultanze dell'applicazione di tale protocollo di monitoraggio in corso d'opera definito che ha dimostrato l'efficacia del processo a scala industriale.

Oltre a quanto riportato nel presente documento, vi sono stati ulteriori sviluppi della ricerca negli anni di internato nei quali si è:

- collaborato alla progettazione di altri quattro interventi previsti con tecnologia HPSS coordinandone i test pilota e definendo in qualità di progettista responsabile un intervento nel Sito di Interesse Nazionale;
- coordinato i monitoraggi in corso d'opera di tre interventi conclusi o attualmente ancora in corso che utilizzano la tecnologia HPSS;
- coordinando le attività scientifiche di progetti che hanno previsto l'*upgrading* della tecnologia HPSS come il progetto *Ecostone "Sviluppo di nuovi aggregati granulari da impiegare in edilizia o per ripristini ambientali prodotti riciclando scarti e residui di diversa origine"*. Questo progetto, che ha goduto del cofinanziamento da parte dell'Unione Europea, è

stato individuato dalla Commissione Europea quale migliore esempio di buone pratiche in campo ambientale tra tutti i progetti italiani che hanno utilizzato finanziamenti comunitari nel periodo 2000-2006.

BIBLIOGRAFIA

- Bonomo L. 2005. “Bonifica di siti contaminati: caratterizzazione e tecnologie di risanamento” The McGraw-Hill Companies Ed.
- COM 38 final (Communication from the Commission to Council and the European Parliament from Jan. 28 2004, n.38), 2004 – “Stimulating Technologies for Sustainable Development: An Action Plan for European Union”.
- EEA European Environmental Agency, 2007 – Report “Progress in management of contaminated sites (CSI 015)”.
- Robertiello A. Zappelli P., 2000 – “Le biotecnologie nella bonifica dei siti contaminati”, Riv. L’Ambiente n. 2 Marzo-Aprile, Ranieri Editore, pag. 8-11.
- Steinberg R. 2009. “Contaminated Soils: Environmental Impact, Disposal and Treatment (Hardcover) Nova Science Publishers Inc ISBN-13: 978-1607417910
- Surico, F., Peli, G., Zeno, L., Scattolin M., Scanferla, P. and Rinaldo, D. (2003). “The remediation of the “Conterie” in Murano (Venice)” in Remediation of Contaminated Sediments. Proceedings of the Second International conference on Remediation of Contaminated Sediments (Venice, 30sep-3 Oct 2003). ISBN 1-57477-143-4, Published by Battelle Press, Columbus, OH.
- Wise D.L. 2000. “Remediation Engineering of Contaminated Soils (Environmental Science & Pollution)”. CRC Press; 1 edition ISBN-10: 0824703324

2° PARTE: ANALISI DEL MERCATO DELLE TECNOLOGIE DI BONIFICA

2.1 La situazione in Europa: risultati del progetto EURODEMO

2.1.1 Introduzione: la *Soil Thematic Strategy*

Il suolo è una risorsa vitale e al contempo non rinnovabile che si è trovata e continua ancor oggi ad esser sottoposta a forti pressioni che ne causano la diminuzione della disponibilità d'uso, dalle informazioni disponibili è emerso che negli ultimi decenni si è registrato un aumento significativo dei processi di degrado dei suoli e ci sono elementi che confermano che, in assenza di interventi, tali processi continueranno ad aumentare (COM 232, 2006). Ciò si deve soprattutto alla rapida industrializzazione europea slegata da adeguate pratiche di gestione del territorio e da pratiche agricole e silvicole inadeguate.

Il degrado del suolo (che porta ad una minor fertilità, a perdita di carbonio e di biodiversità, ad una capacità inferiore di trattenere l'acqua, ecc.) ha ripercussioni dirette sulla qualità delle acque e dell'aria, sulla biodiversità e sui cambiamenti climatici, ma può anche incidere sulla salute dei cittadini europei, come evidenziato dalla Commissione delle Comunità Europee (COM 231, 2006) e mettere in pericolo la sicurezza dei prodotti destinati all'alimentazione umana e animale.

I processi di degradazione del suolo variano sensibilmente da uno stato membro all'altro, perché i rischi si presentano in forma e in entità diverse, ma il fenomeno riguarda tutta la UE.

Recentemente, alla Conferenza Internazionale BOSICON sui siti contaminati del maggio 2009, Claudia Olazabal della Direzione Generale per l'Ambiente della

Commissione UE, ha evidenziato che, a livello europeo, si stima che vengano persi 38 miliardi di euro all'anno a causa del degrado del suolo.

Allo stato attuale non è stata ancora adottata una direttiva quadro specifica per il suolo. Alcune direttive europee attualmente in vigore [le direttive acqua (2000/60/CE), rifiuti (2006/12/CE) in revisione, sostanze chimiche (2006/121/CE), prevenzione dell'inquinamento industriale (I.P.P.C.), protezione della natura (92/43/CE), pesticidi (91/414/CE), politica agricola comune (P.A.C.)] si occupano in maniera indiretta della tutela di questo patrimonio. Tuttavia, tali direttive hanno finalità e obiettivi diversi dalla specifica tutela del suolo e non sono sufficienti ad assicurare un adeguato livello di protezione di questa risorsa.

Al fine di colmare tale lacuna, che si evidenzia anche a livello normativo di molti stati membri, solo nel Settembre 2006, la Commissione Europea ha proposto, in seguito a un lungo iter procedurale e di studio, una strategia tematica, la ***Soil Thematic Strategy*** (COM 231, 2006), da implementare a livello Europeo, specifica per la protezione del suolo. Questa prende in considerazione tutte le diverse funzioni che il suolo può svolgere, la variabilità e complessità che lo caratterizzano e la serie dei diversi processi di degrado che possono avvenire, senza dimenticare gli aspetti socioeconomici.

La strategia è finalizzata principalmente a proteggere il suolo e a garantirne un utilizzo sostenibile, in base ai seguenti principi guida:

“(1) prevenire l'ulteriore degrado del suolo e mantenerne le funzioni quando:

- il suolo viene utilizzato e ne vengono sfruttate le funzioni: in tal caso è necessario intervenire a livello di modelli di utilizzo e gestione del suolo;*
- il suolo svolge la funzione di pozzo di assorbimento/recettore degli effetti delle attività umane o dei fenomeni ambientali: in tal caso è necessario intervenire alla fonte;*

(2) riportare i suoli degradati ad un livello di funzionalità corrispondente almeno all'uso attuale e previsto, considerando pertanto anche le implicazioni, in termini di costi, del ripristino del suolo”.

Il fine ultimo di questa strategia è quello d'istituire una direttiva quadro comunitaria (attualmente già formalizzata a livello di proposta ma in fase di discussione) che disciplini per tutti gli stati membri l'uso e la protezione dei suoli.

Per quanto riguarda nello specifico il problema della **contaminazione del suolo** (tra i fattori più problematici in relazione al potenziale danno per la salute umana ad essa correlato nonché al difficile e costoso ripristino che richiede) si evidenzia che l'implementazione delle misure preventive introdotte dalle direttive europee sopra citate stanno comunque limitando, le possibili sorgenti di inquinamento dell'aria e delle acque e pertanto indirettamente anche quelle del suolo (EEA, 2005), ma avendo altri specifici scopi, non sono sufficienti ad assicurare un adeguato livello di protezione per tutti i suoli.

Se da una parte la direttiva sulla responsabilità ambientale (Direttiva 2004/35/CE, GU L 143 del 30.4.2004) istituisce una disciplina armonizzata per il regime di responsabilità civile applicabile in tutta la UE qualora la contaminazione del suolo comporti un rischio importante per la salute umana, dall'altra però difficilmente si applica a fenomeni di contaminazione storica o ai danni causati prima della sua entrata in vigore. Infatti anche se tutti i paesi applicano il principio di "chi inquina paga", la responsabilità non può essere facilmente attribuita nei casi di contaminazione storica poiché spesso i soggetti che hanno causato il fenomeno di inquinamento o non esistono più o sono insolventi o ancor peggio non sono identificabili.

Nell'ambito della *Soil Thematic Strategy*, per quanto riguarda nello specifico i fenomeni della **contaminazione** e dell'impermeabilizzazione, si è ritenuto opportuno intervenire imponendo attività in ambito nazionale. La proposta infatti istituisce una disciplina per l'adozione, a livello territoriale ed amministrativo più opportuno, di piani per affrontare le minacce ove queste si presentano.

Per gestire il problema della contaminazione è previsto un approccio basato sul seguente schema (figura 2.1).



Fig. 2.1: Approccio relativo alla contaminazione alla base della *Soil Thematic Directive*. Misure proposte per individuare e sanare i siti contaminati.

Sulla base di una definizione comune dei siti contaminati (cioè quelli che rappresentano un **rischio significativo** per la salute umana e per l'ambiente), della sua applicazione da parte degli Stati membri e di un elenco comune di attività potenzialmente inquinanti, gli Stati membri dovranno individuare i siti contaminati presenti sul loro territorio e formulare una strategia nazionale di bonifica di tali siti. La strategia dovrà fondarsi su una classificazione scientificamente valida e trasparente dei siti da bonificare in base alla priorità di intervento; la strategia dovrà mirare a ridurre la contaminazione del suolo e i rischi che questa provoca e dovrà prevedere un meccanismo per finanziare la bonifica dei cosiddetti "siti orfani". A ciò si aggiunge l'obbligo del venditore o del potenziale acquirente di fornire all'amministrazione e a qualsiasi altre parte coinvolta nella compravendita un rapporto sullo stato del suolo riguardante siti nei quali sono in corso o si sono svolte attività potenzialmente inquinanti.

La Direttiva affronta anche l'aspetto della prevenzione della contaminazione, introducendo l'obbligo di contenere l'immissione di sostanze pericolose nel suolo.

Nello specifico la proposta di direttiva prevede quattro specifici articoli inerenti la prevenzione e l'inventario dei siti contaminati e due concernenti all'attività di bonifica dei suoli, che vengono qui di seguito riportati:

“Art. 9: prevenzione del fenomeno di contaminazione del suolo.

Si prevede in tal punto l’adozione di misure le quali permettano di controllare le immissioni intenzionali o fortuite di sostanze pericolose nel suolo, in modo da evitare danni alle funzioni del suolo o rischi per la salute umana e ambientale.

Art.10: inventario dei siti contaminati.

In base ai criteri previsti all’art.11, gli stati membri avviano un processo d’identificazione nazionale dei siti contenenti sostanze pericolose d’origine antropica i quali possono comportare un rischio alla salute umana o per l’ambiente, denominati quindi siti contaminati. Il rischio relativo viene valutato in funzione dell’utilizzo attuale e futuro del suolo. Si prevede inoltre l’istituzione di un inventario nazionale relativo, il quale deve essere pubblico ed aggiornato ogni cinque anni.

Art.11: procedura d’individuazione dei siti.

In tale articolo vengono trattate tre prescrizioni importanti:

- a. *viene imposto ad ogni stato membro di designare l’autorità responsabile per l’individuazione dei siti contaminati;*
- b. *l’obbligo entro cinque anni, dalla data di recepimento della direttiva, dell’individuazione dei siti contaminati nazionali...;*
- c. *in seguito all’individuazione di tali siti si prevede che le autorità competenti in materia determinino le concentrazioni d’inquinanti relative a questi e, qualora queste fossero tali per cui si possa presupporre un possibile rischio per la salute umana o per l’ambiente, dovrà essere effettuata una valutazione di rischio ...*

Art.12: rapporto sullo stato del suolo.

In caso di compravendita di un sito in cui si siano svolte o siano ancora in corso attività potenzialmente inquinanti, previste all’allegato II, il proprietario od il potenziale acquirente devono presentare, sia all’autorità competente che all’altra parte coinvolta nella transazione, un rapporto sullo stato del suolo. Si prevede che tale rapporto venga rilasciato da un organismo od un soggetto definito dallo stato membro.

Art.13: bonifica.

Vengono definiti i seguenti criteri per l'attività di bonifica di un sito:

- *gli stati membri provvedono affinché i siti contaminati inseriti nei rispettivi inventari nazionali siano sottoposti a interventi di bonifica;*
- *tali interventi dovranno essere finalizzati ad eliminare, controllare, contenere o ridurre i livelli di concentrazione dei contaminanti al fine d'epurare il rischio per la salute umana o per l'ambiente, ...;*
- *gli stati membri dovranno provvedere al finanziamento della bonifica dei siti contaminati per i quali non sia possibile o individuare il cagionatore del danno o nel caso in cui questo non sia perseguibile in base alle normative comunitarie o nazionali, quindi esente dal sostenere i costi di bonifica relativi (definizione di sito orfano).*

Art.14: strategia nazionale di bonifica.

Gli stati membri dovranno istituire entro sette anni, dalla data di recepimento della direttiva, una strategia nazionale di bonifica dei siti, basata sull'inventario dei siti contaminati stilato. Tale strategia deve essere applicata e resa pubblica entro otto anni dalla data di recepimento e sottoposta a riesame almeno ogni cinque anni.

Nonostante in questi anni si sia assistito ad un notevole impegno da parte del Consiglio Europeo, non si è ancora raggiunto un accordo politico per l'approvazione della Direttiva sul Suolo a causa dell'opposizione posta da alcuni Stati Membri in relazione agli ingenti costi, riportati al paragrafo successivo, che tale Direttiva richiede per la sua applicazione (CON, 2009). Nonostante ciò, molti paesi europea stanno attuando politiche di gestione del territorio e della problematica dei siti contaminati in accordo con quanto proposto dalla proposta di Direttiva.

2.1.2 La situazione attuale delle bonifiche in ambito europeo

Attualmente, in Europa, si stima siano circa 3,5 i milioni di siti considerati potenzialmente contaminati; di questi si ritiene che mezzo milione presentino una contaminazione che richiede attività di riqualificazione (EC, 2006). Se le attuali condizioni d'utilizzo e sfruttamento dei suoli dovessero continuare, il numero di aree contaminate è previsto aumenti del 50% entro il 2025 (EEA, 2007). Le attività di recupero di questi siti contaminati vanno molto a rilento, sebbene negli ultimi trent'anni più di 80.000 siti siano stati bonificati principalmente in quegli stati dove sono in vigore da molti anni normative per la gestione dei siti contaminati (figura 2.2).

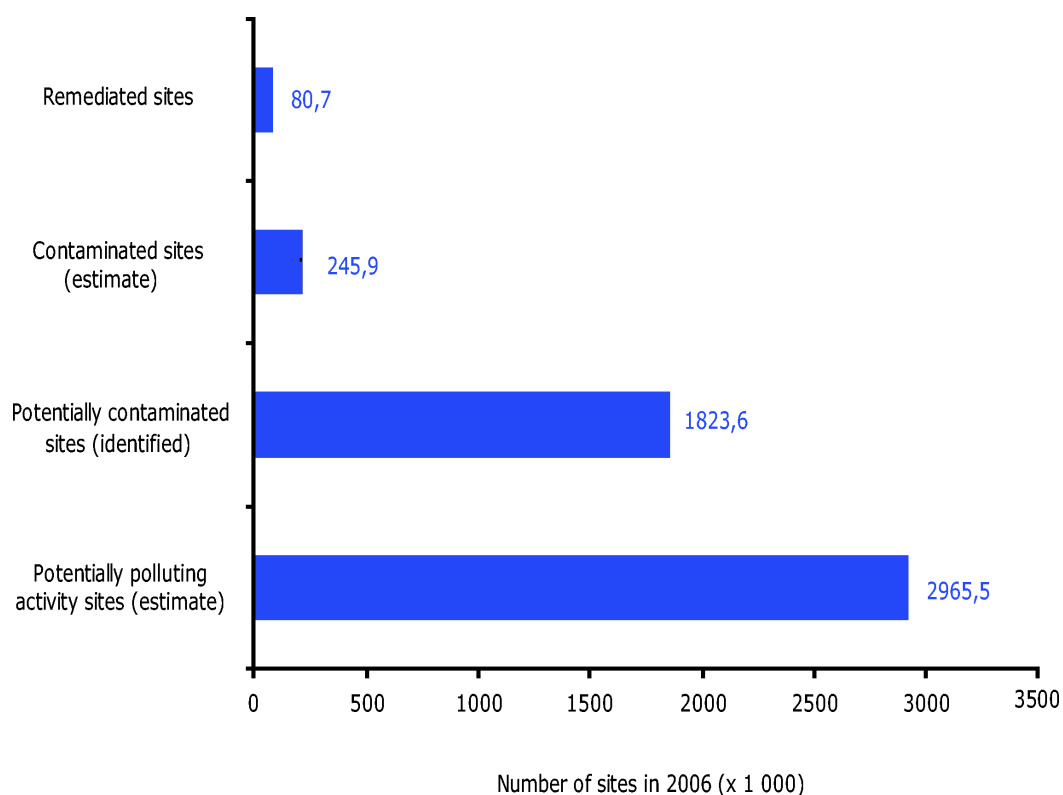


Fig. 2.2: Stima dei siti potenzialmente inquinati, siti identificati essere potenzialmente inquinati, stima dei siti effettivamente inquinati e siti già sottoposti a bonifica in Europa (EEA, 2007).

Il recente studio “*Progress in management of contaminated sites*” dall’EEA (*European Environmental Agency*) riporta numerosi dati sulla situazione della contaminazione a livello europeo. Esso ha fatto emergere come la contaminazione riscontrata è da ricondursi principalmente ad attività industriali o commerciali e al trattamento e allo smaltimento di rifiuti (figura 2.3). Nello specifico nei siti commerciali ed industriali le cause più frequenti di contaminazione del suolo e della falda sono i rilasci a causa di rottura da serbatoi e tubazioni e gli incidenti.

Le industrie maggiormente responsabili della contaminazione sono emerse essere quelle metallurgiche, i poli chimici, le centrali termoelettriche e le raffinerie (figura 2.4). Ma degni di nota sono risultati anche le stazioni di servizio e le lavanderie a secco, menzionati come le sorgenti di contaminazione in Lussemburgo, Lettonia, Italia, Austria e Belgio (figura 2.5).

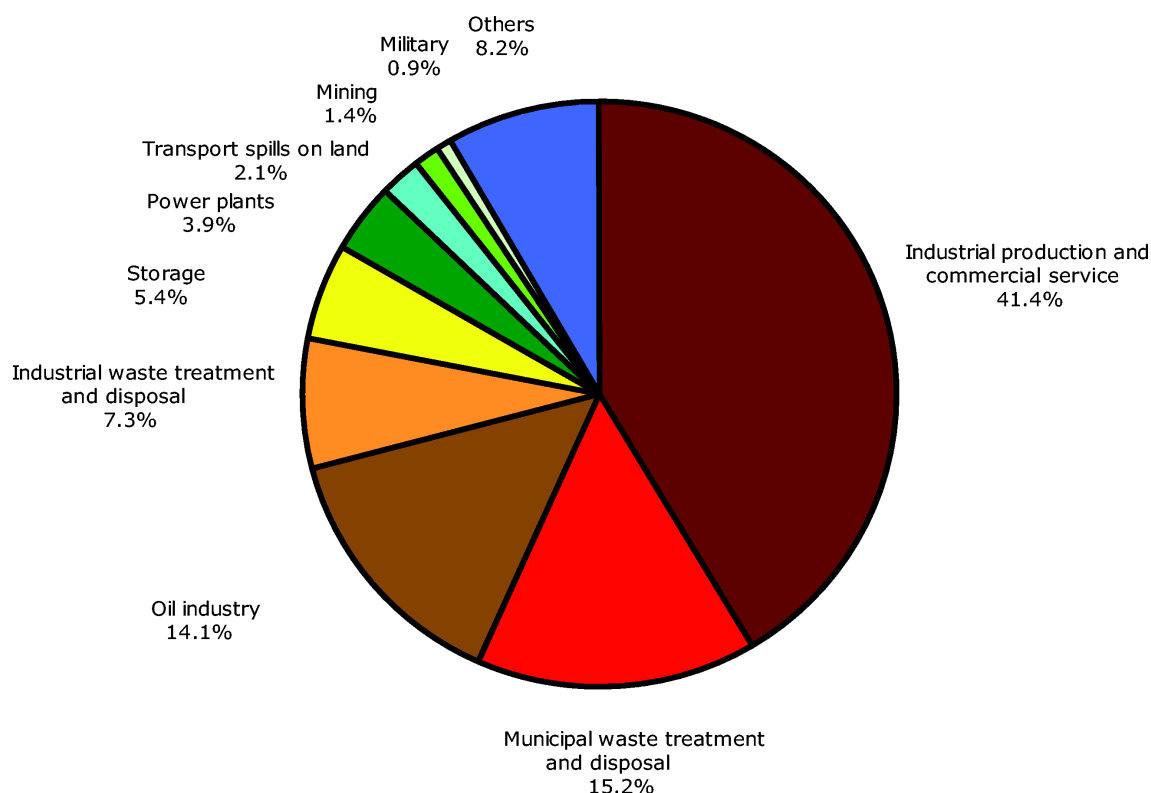


Fig. 2.3: Grafico delle principali attività che hanno causato l’inquinamento del suolo in Europa espressa in percentuale del numero dei siti dove si è conclusa l’indagine preliminare. (EEA, 2007)

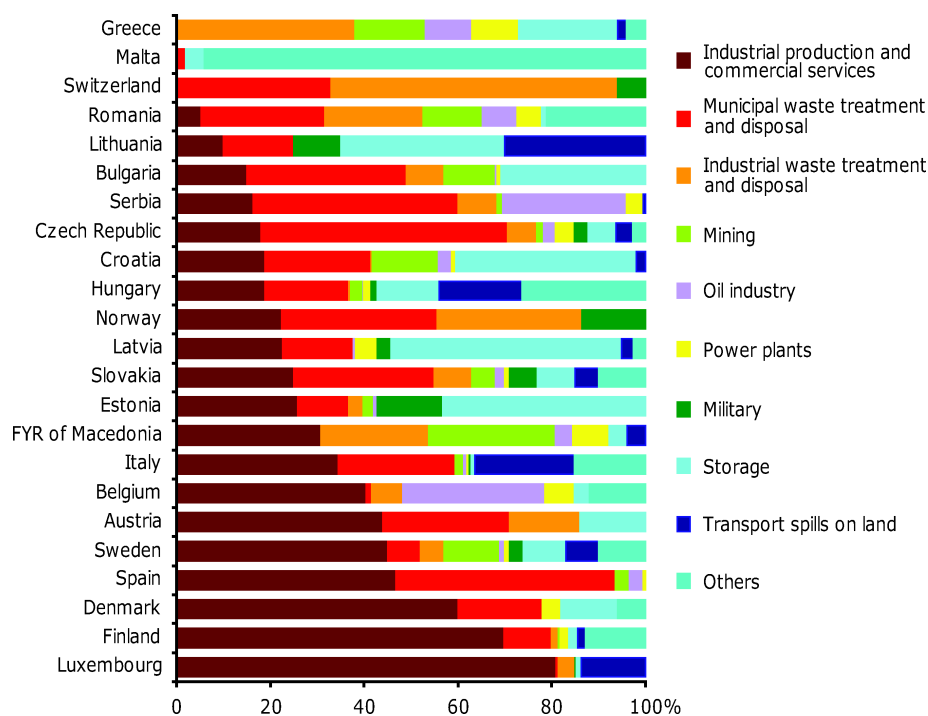


Fig. 2.4: Principali attività che hanno causato l'inquinamento del suolo nei singoli paesi membri espressa in percentuale del numero dei siti dove si è conclusa l'indagine preliminare. (EEA, 2007)

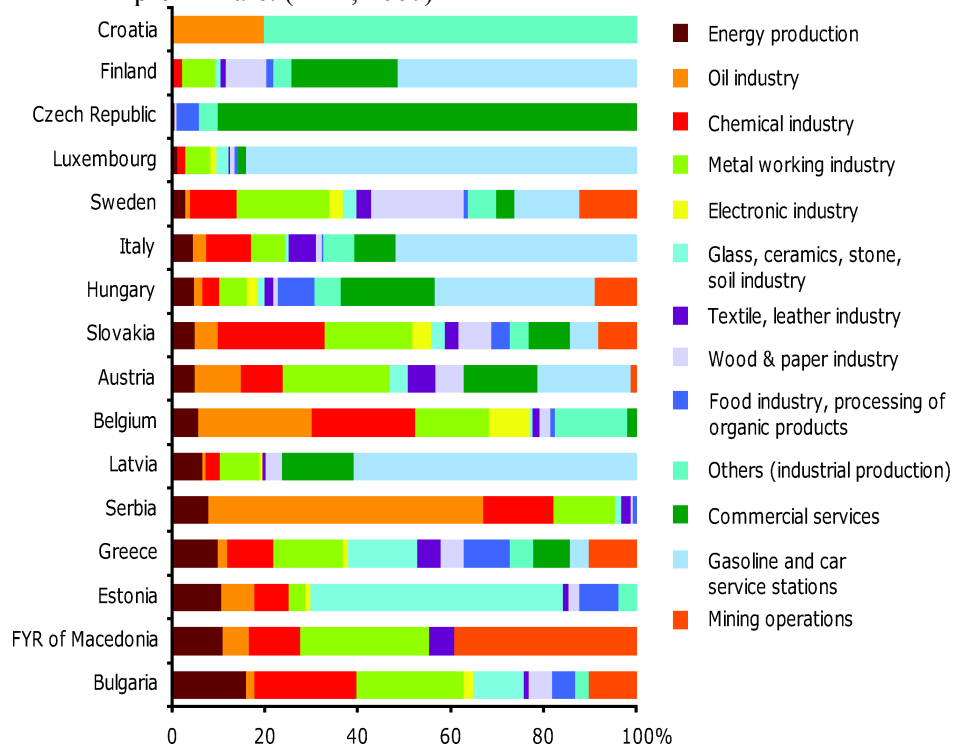


Fig. 2.5: Specifiche attività industriali e commerciali causa di inquinamento per singolo paese espressa in percentuale del numero dei siti dove si è conclusa l'indagine preliminare. (EEA, 2007).

E' rilevante evidenziare, ai fini anche di quanto discusso nella parte terza del presente lavoro, che l'indagine ha individuato essere circa il **37% del totale i siti contaminati da metalli pesanti**, mentre il 34% è contaminato da oli minerali, il 13% da idrocarburi policiclici aromatici, il 6% da BTEX, il 4% da fenoli e il 2,4% da organici policlorurati, figura 2.6 (EEA, 2007).

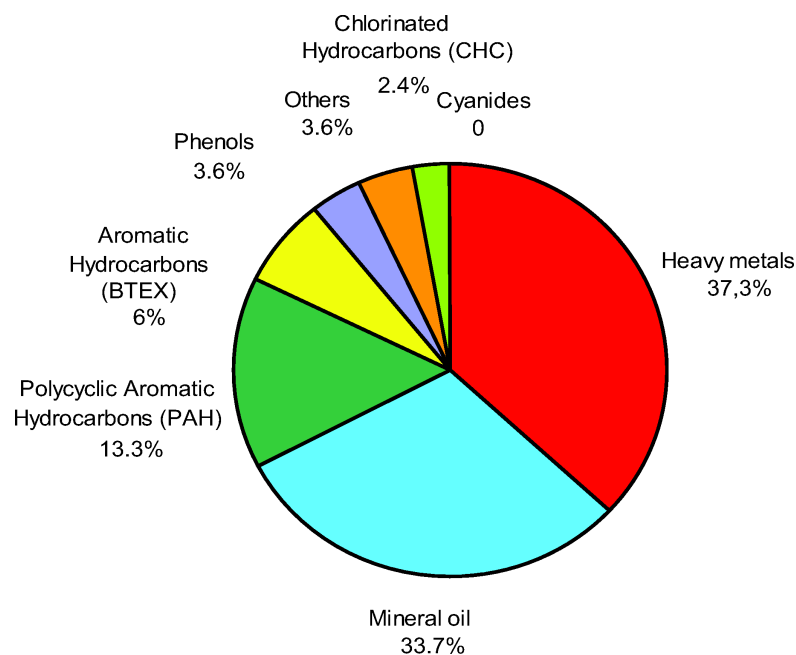


Fig. 2.6: Principali inquinanti dei siti in ambito Europeo. La valutazione è calcolata sulla base della frequenza di uno specifico inquinante individuato quale principale inquinante del suolo nei siti indagati. (EEA, 2007).

2.1.2.1 Il costo delle bonifiche

Il costo per il ripristino di tali siti è molto elevato e varia da nazione a nazione. Nell'identificazione dei responsabili economici per l'attività di bonifica, la maggior parte degli stati membri applica il principio "chi inquina paga". Tuttavia, ingenti quantità di denaro pubblico sono necessarie per finanziare gli interventi di bonifica e ripristino ambientale nei casi in cui, per diverse cause, non si possa identificare il responsabile dell'inquinamento.

A livello europeo, nell'immediato, il principale sforzo sia economico che tecnologico si deve concentrare specialmente nella bonifica delle contaminazioni "storiche", quindi dei siti industriali dimessi e delle vecchie discariche.

Le stime sugli investimenti sia pubblici che privati che servono per perseguire questi obiettivi di risanamento ambientale in relazione alle tema specifico delle bonifiche risulta economicamente oggi non sostenibile (Quercia *et al.*, 2006).

La valutazione d'impatto della *Soil Thematic Strategy* (paragrafo 2.1.1) svolta secondo le linee guida della Commissione e fondata sui dati disponibili, ha indicato che il degrado del suolo potrebbe costare fino a 38 miliardi di euro l'anno (COM 231, 2006). I costi diretti che deriverebbero dalla direttiva proposta - dovuti essenzialmente all'obbligo di individuare le aree a rischio e di preparare un inventario dei siti contaminati - potrebbero raggiungere 290 milioni di euro l'anno per l'UE (25 paesi) per i primi cinque anni e 240 milioni di euro nei successivi 20. Successivamente tali costi scenderanno invece a meno di 2 milioni di euro l'anno e dovrebbero essere sostenuti principalmente dalle amministrazioni pubbliche (COM 231, 2006).

Guardando la **tipologia di finanziamento** per ora stanziato a livello europeo, le ultime indagini riportano che in media il 35% della spesa totale per la bonifica dei siti contaminati sia stata finanziata dalla pubblica amministrazione (EEA, 2005).

Il finanziamento risulta comunque le molto diverso da paese a paese (figura 2.7) passando da un 100% di finanziamento pubblico impiegato in Repubblica Ceca, Macedonia e Spagna ad un minimo di circa 7% in Francia, dove la maggior parte delle bonifiche ambientali sono finanziate dal settore privato.

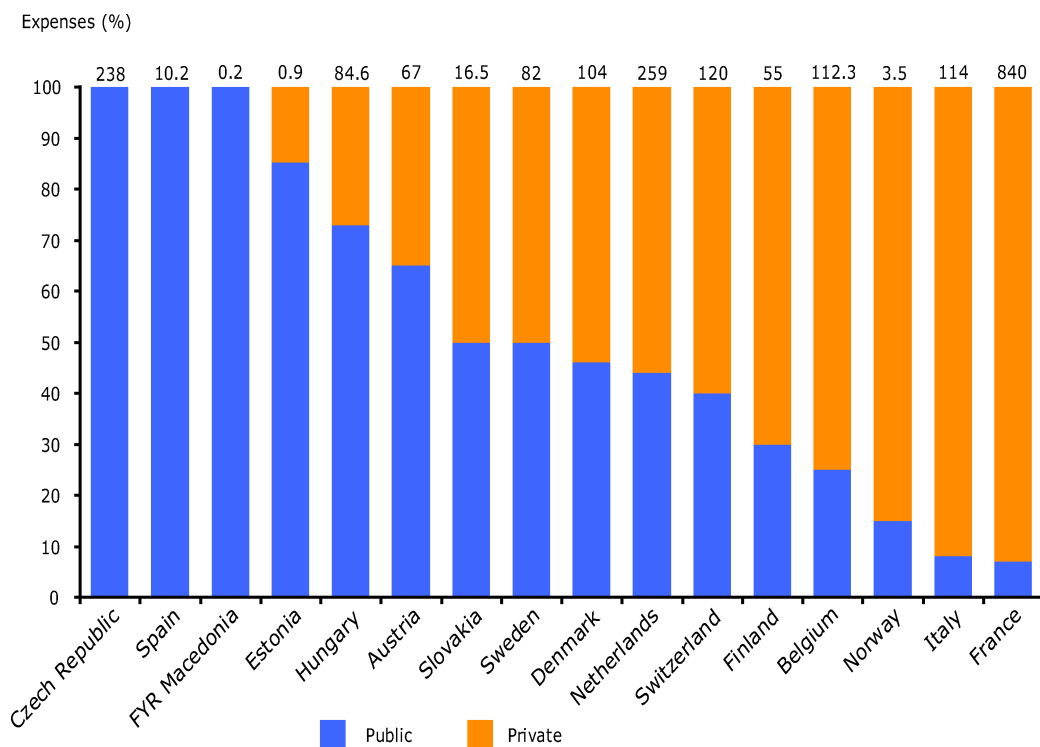


Fig. 2.7: Stima del finanziamento pubblico e privato per la gestione dei siti inquinati (spese dunque inerenti le indagini preliminari, le caratterizzazioni, e la bonifica) nei diversi paesi europei. I valori sono espressi in costi totali in milioni di euro per l'anno 2005 (EEA, 2005).

Nella valutazione dei costi bisogna tener presente che da paese a paese questi possono significativamente cambiare in relazione alle specifiche richieste imposte dalle differenti normative per la caratterizzazione dei siti nonché dagli specifici obiettivi di bonifica di ogni paese. In alcuni paesi (come l'Austria) le misure necessarie per rimuovere la contaminazione coinvolgono ingenti investimenti poiché sono realizzate per ripristinare le condizioni originarie ed adatte a qualsiasi uso futuro. Viceversa in altri paesi (come nel Regno Unito) le misure adottate sono solo orientate a permetterne un uso di tipo industriale e pertanto di minor pregio rispetto le sue condizioni originarie, il che presuppone investimenti meno onerosi (EEA, 2007). I costi di una bonifica infatti aumentano al diminuire dei rischi associati alle concentrazioni obiettivo che si vogliono raggiungere e quindi aumentano al diminuire delle concentrazioni obiettivo di bonifica (figura 2.8).

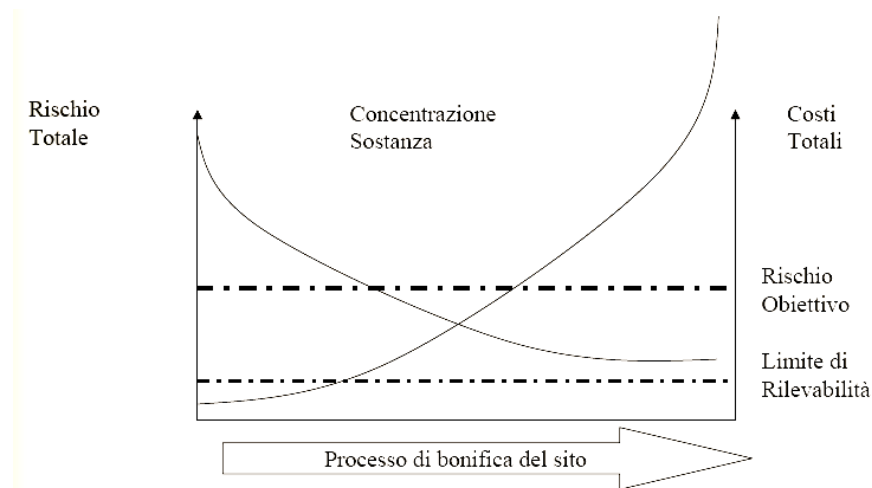


Fig. 2.8: Schema dei costi di bonifica in relazione agli obiettivi della bonifica

Le statistiche riportano che, generalmente in Europa, i costi medi per investigare un sito potenzialmente inquinato possono oscillare tra 500 e 50.000 euro, fuorché in Austria dove i costi medi si aggirano tra 50.000 ed i 500.000 euro nel circa il 90% dei casi.

Anche rispetto ai costi delle messe in sicurezza di emergenza vi sono ampie variabilità, se in generale si spendono tra i 500 ed i 50.000 euro per sito, in Austria e Macedonia le spese indicate sembrano avere un ordine di grandezza maggiore per circa rispettivamente il 55% e 44% dei siti.

In Slovacchia e Repubblica Ceca i costi per la bonifica variano addirittura da 50.000 a 5 milioni di euro rispettivamente per il 17% ed il 19% dei loro casi. Per tutti gli altri paesi eccetto questi tre sopra menzionati, risultano estremamente rari i casi in cui la bonifica ha un costo superiore ai 5 milioni di euro.

In ogni caso si ribadisce che il principale sforzo economico compiuto fino ad oggi è stato quello di individuare e caratterizzare preliminarmente i siti contaminati, ma risulta ancora modesta la percentuale di casi di avvenuta bonifica (EEA, 2005). Il finanziamento finora stanziato e speso nelle attività di bonifica risulta ancora esiguo se

si considerano le stime dei costi che sono necessari per le bonifiche nei diversi paesi europei.

Conseguentemente il mercato delle tecnologie di bonifica stenta ancora a decollare nonostante non manchi domanda e offerta.

Diverse sono le tecniche applicate per la bonifica anche se l'approccio più frequentemente adottato, come si vedrà in seguito, è di tipo "tradizionale" come lo smaltimento in discarica (D&D) e il contenimento (confinamento, CD), ossia tecniche che vedono il suolo come un rifiuto piuttosto che come una risorsa da essere risanata e riutilizzata.

Nei differenti Paesi Membri sono in corso progetti di bonifica basati su tecnologie non convenzionali, sovente diverse da paese a paese, e non ottimizzate.

Nel presente lavoro si evidenzia che non verranno trattati i costi delle singole tecnologie questo perché, oltre alla difficoltà oggettiva di reperire informazioni certe da parte dei fornitori delle stesse, questi costi hanno una variabilità che dipende da caso a caso, ed ancor di più da paese a paese, dove a titolo di esempio i costi dell'energia risultano alquanto differenti. Inoltre i costi spesso segnalati sono il frutto della mera applicazione della tecnologia in esame in uno specifico contesto ma non tengono conto di costi ambientali connessi o costi che possono intervenire ad esempio *post* bonifica come i costi di monitoraggio.

Ciò che risulta comunque chiaro a livello europeo è che lo smaltimento a discarica ed il confinamento finora adottati rappresentano ancor oggi soluzioni favorite poiché economicamente vantaggiose nella maggior parte dei paesi ma sono delle scelte di gestione del problema non sostenibili "ambientalmente" ma neanche economicamente nel medio periodo poiché pospongono solamente il problema.

Le nuove tecnologie sono invece orientate, per essere competitive, a portare a soluzioni a costi-benefici maggiori e con una più elevata accettabilità sociale.

Il trasferimento delle informazioni in merito ad applicazioni di successo di tecnologie innovative è emersa essere alquanto scarsa e frammentaria e questo è stato evidenziato essere uno delle principali fattori che impediscono il fiorire del mercato delle tecnologie (Spira, 2006).

Proprio per sopperire a questa mancanza di informazioni ed al fine di favorire uno scambio di esperienze transnazionale, che è il prerequisito della realizzazione di una avanzata rete di competenze sulla tematica delle bonifiche, l'Unione Europea ha realizzato e finanziato il Progetto EURODEMO, quale punto centrale di contatto e di informazione sulle Bonifiche ed i cui obiettivi sono stati descritti al paragrafo 1.2.1.

Quanto riportato nei prossimi paragrafi del presente capitolo sono il frutto del lavoro prestato nello sviluppo del progetto EURODEMO.

2.1.3 Il mercato europeo delle tecnologie innovative

A livello europeo vi è una frammentazione delle informazioni sulle tecnologie di bonifica applicate e una scarsa condivisione delle evidenze raccolte. Tale situazione rende problematica l'ottimizzazione e il rafforzamento della competitività delle tecnologie innovative (e più sostenibili) nelle azioni di risanamento dei siti contaminati (Spira, 2006).

Ovviamente il background di ogni singola nazione in termini di contaminazione e modalità di gestione sono diverse in Europa e sono relazionate alle differenti situazioni geologiche e idrogeologiche e al proprio sviluppo industriale ed agricolo.

Conseguentemente, le attività di bonifica necessitano di essere specificatamente sviluppate e adattate per far fronte ai bisogni di ogni singola regione. Indipendentemente dall'importanza del principio della sostenibilità, le soluzioni innovative di bonifica, che devono rappresentare una priorità per tutti gli stati europei, dovranno avere come obiettivi il minor impatto ambientale e bassi consumi di risorse naturali.

Ma cosa si intende per **tecnologia innovativa**? Nell'ambito delle tecnologie ambientali, si intende innovativo tutto ciò che non è già ampiamente consolidato e ben conosciuto nonché accettato dagli enti ed autorità. Nella fattispecie non sono molte le tecniche che a livello europeo sono bene conosciute e resta fermo il fatto che il *Dig and Dump* (D&D) cioè lo smaltimento a discarica ed il *Pump and Treat* (P&T) cioè il pompaggio e il trattamento di acque di falda non siano dei metodi da annoverare tra le tecnologie innovative. Per quanto riguarda tutte le altre tipologie attualmente proposte non vi è una tecnologia che per numero di applicazioni può considerarsi consolidata se si prendono in esame tutti i paesi europei.

Esempi di tecnologie innovative includono: *soil vapor extraction* (SVE), *air sparging*, *biosparging*, *landfarming*, *dual-phase extraction*, *bioventing*, *in situ bioremediation*, l'ossidazione chimica, le biopile, il desorbimento termico a basse temperature, la *natural attenuation* e la *enhanced natural attenuation*.

Nonostante la frammentazione delle informazioni, alcuni paesi europei hanno comunque adottato una politica che ha favorito l'applicazione di nuove tecnologie, soprattutto grazie alla forte disincentivazione dello smaltimento a discarica concepita solo come *estrema ratio*. In altri paesi i casi di applicazioni di tecnologie non consolidate sono invece molto rare.

Tra i paesi più all'avanguardia in questo settore e che hanno pertanto un mercato delle tecnologie più maturo, vi sono la Germania, la Gran Bretagna e l'Olanda.

Per quanto riguarda la **Germania**, il sistema informativo che cataloga tutti i circa 1.000 interventi di bonifica realizzati a partire dal 1995, il *Referenzkatalog Altlasten/Schadensfallanierung* (<http://www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de/alfaweb/index.html>), evidenzia che i metodi maggiormente applicati oltre al D&D (*Dig and Dump*), sono i metodi fisici e biologici che raggiungono quasi la stessa percentuale (Spira, 2006). Il metodo consolidato del P&T (*Pump and Treat*) e metodi termici sono comunque sistemi applicati frequentemente. Per quanto riguarda i trattamenti termici questi generalmente sono applicati con metodologie abbastanza consolidate come trattamenti termici *ex situ* (figura 2.9).

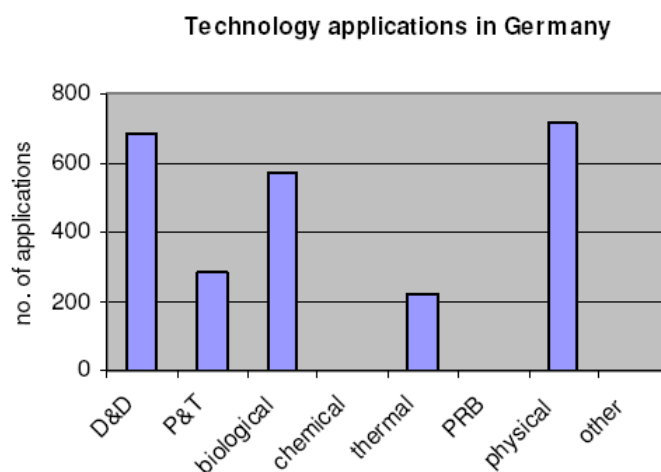


Fig. 2.9: Tecniche applicate nelle bonifiche in Germania (tratto da Spira, 2006)

L'elevato numero di applicazioni, soprattutto rispetto a quello degli altri stati membri, suggerisce che in questo paese vi è un knowhow consolidato rispetto alcune tecniche che sono ben sviluppate e utilizzate con un certo grado di confidenza.

Applicazioni realmente innovative sono rappresentate da interventi dove è stato utilizzato *in situ* il soil vapour extraction (Hiester, 2004) o sono state implementate barriere permeabili reattive (*Permeable Reactive Barrier* - PRB) di cui esistono alcuni esempi in questo paese già a partire dal 2004 (Rubin, 2004; Satira, 2004).

La situazione nel **Regno Unito**, altro paese che ha formalizzato una politica di protezione del suolo da alcuni decenni, le bonifiche finora concluse sono abbastanza numerose, come evidenzia una ricerca del 2005 sullo stato dell'arte delle tecnologie applicate in ambito di bonifica di suoli e falde contaminate (Henstock *et al.*, 2006). Dallo studio emerge che il 41% delle attività di bonifica hanno previsto, anche se solo in parte, operazioni di D&D, ma rivela anche che affianco ai metodi convenzionali di D&D e P&T vi è una elevata percentuale di attività di bonifica con bioremediation (figura 2.10).

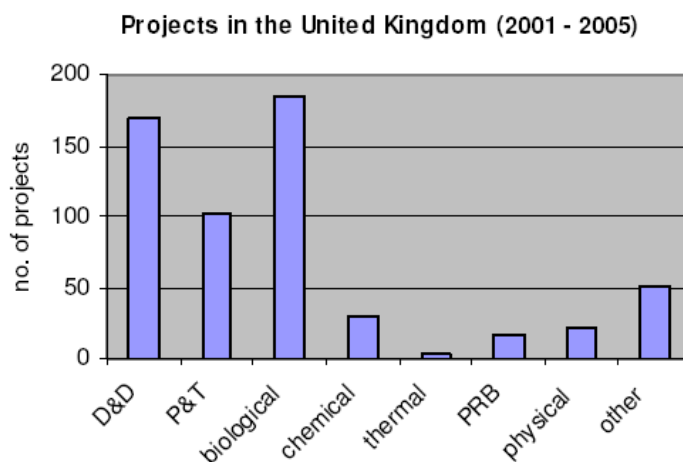


Fig. 2.10: Tecniche applicate nelle bonifiche nel Regno Unito nel periodo 2001-2005 (tratto da Spira, 2006)

Anche se in **Olanda** non vi sono ancora registri nazionali ufficiali delle avvenute bonifiche, informazioni significative si possono trarre dai risultati del progetto *Case Based Reasoning* (Leijnse *et al.*, 2004) che documenta 74 casi di avvenuta e certificata bonifica (realizzata a scala industriale) con trattamenti *in situ*.

Nel database realizzato nell'ambito del progetto, implementato proprio per agevolare ulteriori applicazioni di tali tecnologie, sono menzionati più di 60 progetti su 74 che hanno previsto l'applicazione con successo di tecniche di bioremediation a testimonianza del forte interesse di questa nazione rispetto tali metodi.

2.1.3.1 I progetti dimostrativi

Per quanto riguarda **tecnologie più propriamente innovative e non ancora presenti nel mercato**, a livello Europeo, le uniche informazioni relative a progetti inerenti l'applicazione a scala pilota/semindustriale e scala reale (*full-scale*), quindi progetti dimostrativi (*post-pilot*), sono state raccolte e organizzate nell'ambito di una fase del progetto Eurodemo (Report D3-2, 2007). La ricerca è stata orientata a raccogliere informazioni su progetti dimostrativi quindi, oltre ad escludere il D&D e P&T non annovera neanche le tecnologie che sono già presenti nel mercato e che quindi sono consolidate. Questo implica che trattasi di tecnologie non ancora commercializzate e che quindi devono ancora entrare nel mercato. Poiché risulta pressoché impossibile reperire informazioni esaustive relative a tutti gli stati membri, la ricerca ed i risultati ottenuti si devono intendere quale fotografia delle tipologie di progetti dimostrativi che coinvolgono nuove tecnologie. Inoltre i progetti selezionati dovevano avere la prerogativa di esser stati valutati da un ente terzo (enti di controllo o istituti di ricerca *super partes*), e contenere valutazioni esaustive in merito all'efficacia, agli obiettivi raggiunti ed al monitoraggio intrapreso. Le informazioni per la redazione del Report di Progetto D3.2 sono state tratte da numerosissime fonti di informazione come: le informazioni reperite dai partner di progetto (tra le quali ci sono quelle reperite nell'ambito del lavoro di internato), atti dei più importanti convegni sul tema (Consoil, Bosicon, Setac, ecc.), notizie reperite dalle organizzazioni che validano le tecnologie (CL:AIRE inglese, SKB olandese, ecc.) e da programmi e progetti nazionali inerenti le nuove tecnologie. Tutte queste informazioni sono state poi selezionate, interpretate e catalogate.

Oltre a tali informazioni si è sfruttato il database pubblico appositamente sviluppato e promosso nel progetto, condiviso sulla piattaforma EUGRIS (portale europeo per la gestione dell'acqua e del suolo, www.eugris.info), dove gli esperti del settore potevano inserire le informazioni relative al progetto dimostrativo di loro conoscenza.

La ricerca ha evidenziato che non sono molti i progetti che sono adeguatamente descritti, validati almeno a livello locale ed i cui risultati sono stati riportati in sorgenti (articoli scientifici, libri, ecc.) *peer-review*.

Nella tabella 2.1 sono riportati per tipologia i 157 progetti a scala pilota ed i 97 progetti dimostrativi individuati nel periodo 2000-2007. Si evidenzia che i progetti di P&T inseriti sono solo quelli che presentavano un trattamento innovativo dopo il pompaggio.

Si anticipa che nell'ambito del suddetto database si sono inserite anche le informazioni relativi al progetto dimostrativo nell'ambito del quale si è sviluppata la parte sperimentale della tesi di dottorato di cui al capitolo 3.

Dall'analisi del database a livello generale si evidenzia molto interesse rispetto le tecnologie di bioremediation sia *in situ* che *ex situ* con 29 progetti dimostrativi rispetto ai 97 totali nonché una forte evoluzione delle Barriere Permeabili Reattive (PRB – *Permeable Reactive Barrier*) con 18 progetti implementati.

Nelle tabelle 2.2 e 2.3 sono riportati gli stessi progetti suddivisi per i singoli 18 stati coinvolti nella ricerca. Queste evidenziano che sono, come riportato sopra, proprio l'Olanda, la Germania ed il Regno Unito i paesi dove si svolge più ricerca, sperimentazione e sviluppo di tecnologie per la bonifica dei suoli e delle falde con rispettivamente 45, 45 e 23 progetti pilota e 27, 18 e 21 progetti dimostrativi.

Tab. 2.1: Numero totale dei progetti sviluppati a scala pilota e dei progetti dimostrativi a livello europeo (tratto da Report D3-2).

Technology Type	Pilot	Demonstration
Bioremediation (<i>Ex situ</i>)	27	10
Bioremediation (<i>In situ</i>)	34	19
Biosparging	8	5
Bioventing	5	0
Chemical Immobilisation	2	3
Chemical Oxidation	4	9
Chemical Treatment (<i>In situ</i>)	3	2
Circulation Wells	2	1
Composting	0	0
Electrically Induced Remediation	4	1
Flushing (<i>In situ</i>)	4	1
Fracturing	0	0
Monitored Natural Attenuation	2	1
Permeable Reactive Barrier	8	18
Phytoremediation	5	0
Pump and Treat	8	2
Soil Vapour Extraction	9	9
Soil Washing	13	9
Solidification Stabilisation	4	1
Total	157	97

Tab. 2.2: Progetti sviluppati a scala pilota sviluppati nei singoli paesi (tratto da Report D3-2).

	Austria	Belgium	Bulgaria	Czech Republic	Denmark	Finland	France	Germany	Hungary	Italy	Norway	Poland	Slovak Republic	Spain	Sweden	Switzerland	The Netherlands	UK	Total
Bioremediation (<i>Ex situ</i>)		1			1	1	1	7			2					1	7	6	27
Bioremediation (<i>In situ</i>)		1	1		1		3	9		3							16		34
Biosparging		1						1		1							5		8
Bioventing								3	1									1	5
Chemical Immobilisation								1										1	2
Chemical Oxidation					1			1									2		4
Chemical Treatment (<i>In situ</i>)								2									1		3
Circulation Wells																	2		2
Composting																			0
Electrically Induced Remediation					1			1		1							1		4
Flushing (<i>In situ</i>)								2									2		4
Fracturing																			0
Monitored Natural Attenuation																	2		2
Permeable Reactive Barrier		1		1				2			1						3		8
Phytoremediation						1	1			1				1				1	5
Pump and Treat					1		1	1	5										8
Soil Vapour Extraction		1						2									4	2	9
Soil Washing								3		1	2							7	13
Solidification Stabilisation							1			1								2	4
Thermal Treatment								9		2							1	3	15

Tab. 2.3: Progetti dimostrativi sviluppati nei singoli paesi (tratto da Report D3-2).

	Austria	Belgium	Bulgaria	Czech Republic	Denmark	Finland	France	Germany	Hungary	Italy	Norway	Poland	Slovak Republic	Spain	Sweden	Switzerland	The Netherlands	UK	Total
Bioremediation (<i>Ex situ</i>)		2						1		1		1	1			1	1	2	10
Bioremediation (<i>In situ</i>)					1		1	6		1							9	1	19
Biosparging								1									1	3	5
Bioventing																			0
Chemical Immobilisation								2									1		3
Chemical Oxidation					1		1	1									6		9
Chemical Treatment (<i>In situ</i>)					2														2
Circulation Wells								1											1
Composting																			0
Electrically Induced Remediation														1					1
Flushing (<i>In situ</i>)																	1		1
Fracturing																			0
Monitored Natural Attenuation																	1		1
Permeable Reactive Barrier		3			3			1		1							4	6	18
Phytoremediation																			0
Pump and Treat									1										1
Soil Vapour Extraction				1				2									1	5	9
Soil Washing		3						2								1		3	9
Solidification Stabilisation						1													1
Thermal Treatment				1	2			1									2		6

Per quanto riguarda nello specifico i progetti contenuti nel database di Eurodemo, nella figura 2.11, è riportato il numero di progetti dimostrativi di ogni paese che ha contribuito al suo popolamento. Come risulta evidente dal grafico, anche in questo caso, il Regno Unito e l'Olanda risultano i paesi con più progetti dimostrativi concentrati sulla bioremediation.

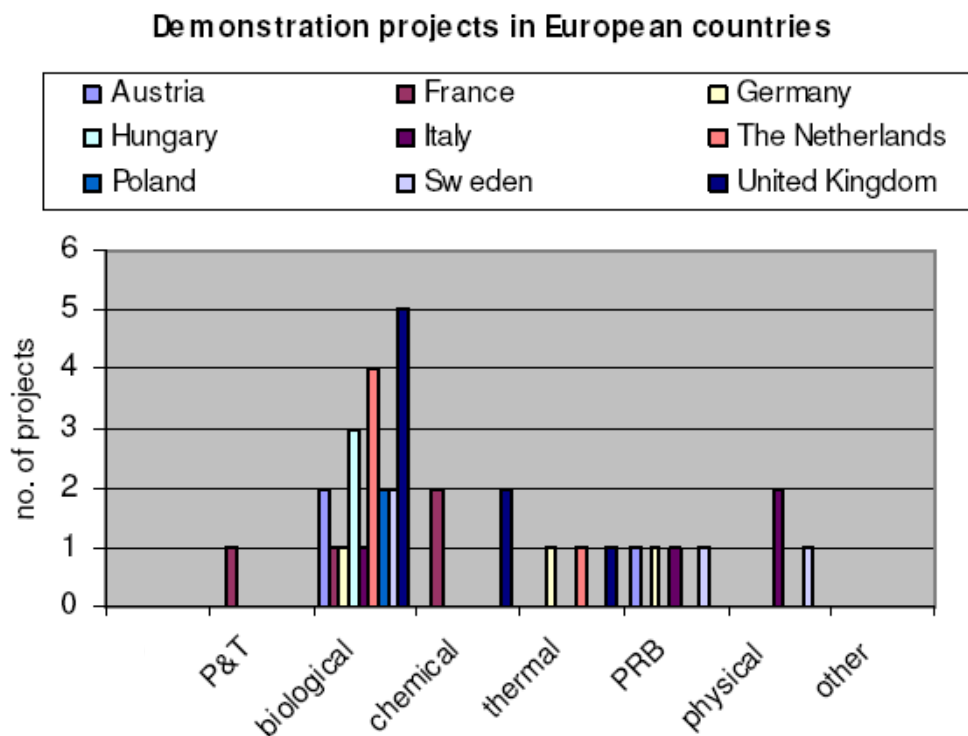


Fig. 2.11: Tecniche applicate nelle bonifiche nel Regno Unito nel periodo 2001-2005 (tratto da <http://www.eugris.info/eurodemo192192/eurodemoMainProjectlist>)

Rispetto alla ricerca scientifica di laboratorio e pilota sviluppata in questo campo, che risulta essere alquanto cospicua ed avanzata, il numero dei progetti dimostrativi è comunque esiguo, a testimonianza del fatto che nonostante ci siano idee e soluzioni, spesso sviluppate in ambito universitario, poi non si è in grado di investire per rendere tali tecnologie, spesso promettenti, delle realtà commerciali vere proprio.

Oltre alle difficoltà economiche e tecniche che presenta lo *scale up* di una tecnologia, vi è poi una oggettiva difficoltà da parte di chi ha investito su tecniche nuove di “affacciarsi” al mercato. Le barriere del mercato sono molteplici e vengono discusse nel dettaglio nel paragrafo successivo.

2.1.4 Individuazione dei fattori che ostacolano lo sviluppo del mercato delle tecnologie di bonifica

La coscienza del mancato sviluppo di un mercato consolidato e florido delle tecnologie di bonifica (a fronte dell'ampia domanda) ha fatto nascere a livello europeo una specifica linea di ricerca. Tra i progetti finanziati dal 6° Programma Quadro vi sono: PROMOTE ed EURODEMO.

Tra questi, proprio EURODEMO, ha avuto come specifico scopo il condividere e diffondere le informazioni in merito all'applicazione delle tecnologie di bonifica al fine di facilitarne l'entrata nel mercato e di esaminare le altre principali motivazioni, oltre appunto la mancanza di condivisione delle informazioni, che non permettono di superare la generale diffidenza rispetto alla loro applicazione.

Sulla base della ricerca che ha coinvolto *stakeholders* in 15 diversi paesi europei, sono risultati molteplici i fattori che rendono difficoltosa l'applicazione delle tecnologie di bonifica (Report D2-3, 2005; Report D4-5, 2007). Gli ostacoli, purtroppo, si presentano in diversi ambiti: quello legale amministrativo, quello tecnico e quello economico.

Le principali motivazioni legislative e legali risultano essere:

- A. una generale mancanza di armonizzazione delle direttive europee riguardanti: suolo, rifiuti e acqua. Questo ha fatto sì che vi siano degli impedimenti nel riutilizzo dei **suoli** e dei materiali in quanto **considerati come rifiuti e non come una risorsa da bonificare**. Gli impianti di bonifica dei suoli vengono infatti paragonati a impianti di trattamento rifiuti speciali.
- B. la presenza di procedure approvative complesse e che richiedono tempi lunghi, anche in relazione al punto precedente;
- C. la normativa non prende in considerazione i benefici ambientali a lungo termine e non vi è un approccio costi-benefici che faccia propendere la scelta verso tecniche più sostenibili del D&D e del P&T;

- D. il mancato sviluppo ed utilizzo di sistemi esperti di gestione del problema che aiutino ed orientino verso la tecnologia migliore applicabile al caso in esame ed il mancato riferimento a tali strumenti nella normativa.

Le principali motivazioni **tecniche** risultano essere:

- E. la generale mancanza di fiducia e confidenza rispetto le nuove tecnologie (dovuta in gran parte alla mancanza di dati e condivisione delle informazioni relative alla loro applicazione su scala reale) e la generale percezione **dell'innovazione come un rischio**;
- F. la generale riluttanza da parte delle autorità nell'applicazione delle BATNEEC¹;
- G. le incertezze dovute all'applicazione dell'analisi del rischio nel caso di concentrazioni residue post-trattamento con tecnologie differenti da quelle consolidate;
- H. la mancanza nell'ambito degli enti pubblici preposti alla gestione del problema di una specifica preparazione e qualifica;
- I. la forte discrepanza di conoscenza tra gli scienziati e gli utilizzatori della tecnologia (siano essi i consulenti, i proprietari dei siti, ecc.);
- J. la mancanza di informazioni validate e trasparenti che certifichino ad esempio: l'applicabilità, il tempo di trattamento, l'efficacia nella riduzione degli inquinanti, l'affidabilità ecc. di una tecnologia;
- K. la mancanza di guide e metodiche standardizzate e condivise per attuare un processo di validazione delle tecnologie;
- L. la mancanza di guide e metodiche standardizzate e condivise per l'applicazione delle tecnologie.

Rispetto a questo ultimo punto vi è da riconoscere che, anche con l'esperienza di numerose applicazioni si possono acquisire solo parziali conoscenze in merito ai range applicativi e di efficacia poiché la complessità della matrice ambientale (il suolo) oggetto di trattamento è molto ampia e diversa da sito a sito in termini di caratteristiche

¹ BATNEEC : the best available technology not entailing excessive costs

pedologiche, idrogeologiche e chimiche (tessitura, presenza di sostanza organica, condizioni redox, ecc.). Spesso simulazioni a scala laboratorio non sono infatti sufficienti per determinare l'effetto di tutte le variabili in gioco, ed anche quando lo fossero risultano alquanto onerose rispetto ad una prospettiva di mercato con così tante barriere.

Si evidenzia inoltre che la discrepanza in termini di conoscenze tra esperti e pubblico non esperto è in continuo incremento. In alcuni paesi europei, molti documenti e linee guide sono già state prodotti e diversi progetti europei sono stati sviluppati, ma un limitato numero di esperti o accademici risulta essere ben informato in merito. Barriere legate a difficoltà linguistiche, di comprensione dei documenti a volte resi troppo complessi impediscono che tale *gap* venga anche solo in parte colmato.

Oltre a questi principali ostacoli nell'ambito delle discussioni con gli *stakeholders* si è evidenziato che ci sono anche **barriere economiche** come la **mancanza di incentivi** (finanziari e fiscali) da parte dello stato e degli enti locali per l'applicazione di nuove tecnologie. Pertanto il rischio associato a tali nuove soluzioni è a carico esclusivamente di chi ha causato l'inquinamento o, come spesso accade, al proprietario del sito.

Mancano quindi, da una parte i supporti economici per facilitare l'applicazione di tecnologie promettenti e dall'altra disincentivazioni nel gestire il problema della contaminazione con il D&D. Infatti persistono situazioni in cui risulta ancora vantaggiosa tale soluzione sia dal punto di vista economico che dal punto di vista della tempistica di approvazione che risulta notevolmente più veloce rispetto alle difficoltà che pongono gli enti autorizzativi nell'approvare progetti innovativi con conseguenti lungaggini della procedura e costi aggiuntivi di progettazione.

A livello europeo è proprio emersa la presenza di una procedura troppo complessa e lunga per l'approvazione dei progetti, anche per quelle tecnologie applicate in diversi siti.

Anche la normativa generalmente non incentiva particolarmente il testare nuove tecnologie, infatti anche se spesso vengono citate le BATNEEC in molti casi nella stessa normativa si mettono allo stesso piano attività di bonifica con attività di messa in

sicurezza permanente (questo purtroppo, come si vedrà nel prossimo capitolo, avviene anche in Italia).

Vi è poi una difficoltà generale di prevedere l'evoluzione futura della normativa e di conseguenza vi è una diffusa incertezza riguardo all'andamento del mercato delle tecnologie di bonifica che rende gli investimenti per il futuro molto rischiosi e gli investitori molto prudenti (ETAP, 2003).

Oltre a questi ostacoli di carattere generale che devono essere superati per permettere al mercato delle bonifiche di svilupparsi e consolidarsi, vi sono barriere tecniche e legali specifiche per ogni singola tipologia di innovazione.

Le tecnologie *in situ* ad esempio devono superare forti barriere da parte degli enti di controllo poiché non sempre risulta facile monitorarne l'efficacia in relazione alla complessità ed agli ostacoli connessi con l'analisi di sistemi che agiscono nel sottosuolo. Questo crea molta diffidenza nell'applicazione di tali tecnologie anche perché le condizioni di applicazione di tali tecnologie dipendono strettamente dalle specifiche caratteristiche idrogeologiche del sito in esame.

Altre sono invece le barriere che ostacolano l'implementazione di alcuni sistemi termici per la paura connessa alla produzione di sostanze ancor più pericolose di quelle di partenza con la degradazione come ad esempio il caso delle diossine nei processi di combustione in presenza di cloro.

Per le tecniche di stabilizzazione/solidificazione, invece, la maggior diffidenza riguarda la stabilità dei risultati nel tempo e dell'efficacia dell'inertizzazione al cambiamento delle condizioni ambientali.

..E così via per qualsiasi tecnologia innovativa.

2.1.5 Le strategie individuate per incentivare il mercato

Come si è evidenziato nel paragrafo precedente molte sono le barriere che devono ancor esser superate al fine di dare un significativo impulso al mercato delle tecnologie di risanamento dei suoli contaminati.

Nell'ambito del progetto EURODEMO i gruppi di discussione hanno individuato, grazie al coinvolgimento di diverse delegazioni di *end-users*, strategie generali e specifiche al fine di superare tali ostacoli o comunque in parte di attenuarli.

Molte delle barriere tecniche sopra evidenziate risultano comunque collegate tra di loro e quindi la risoluzione di un ostacolo potrà portare a superarne delle altre.

Nel progetto EURODEMO si è pertanto cercato di individuare quelle strategie ed attività che potessero portare alla risoluzione di più problematiche.

Molte barriere sono emerse derivare dalla mancanza di conoscenza rispetto ad una nuova tecnologia e di mancanza fiducia dei risultati ottenibili. Queste barriere tecniche potrebbero essere superate mediante:

1. l'implementazione di uno **specifico Programma Strategico di Promozione per le Tecnologie di Bonifiche** (*Remediation Technologies Promotion Programme* (RTPP), la cui proposta è stata sviluppata nell'ambito di Eurodemo ed ora formalizzata a livello di proposta;
2. l'attivazione del più generale **Programma Europeo di Validazione delle Tecnologie Ambientali** (*European Environmental Technology Verification* (EETV) *Program*) del quale si stanno creando oggi le basi.

2.1.5.1 Il Programma di Promozione per le Tecnologie di Bonifiche

Il Programma di Promozione per le Tecnologie di Bonifiche (RTPP) è una proposta strategica sviluppata nell'ambito del progetto EURODEMO (Report D4-5, 2007) che dovrà promuovere azioni (di tipo non tecnico) per favorire l'innovazione nell'ambito della gestione delle bonifiche e cercare di minimizzare alcune barriere di mercato. Diversamente da altri programmi strutturali esso è dedicato in maniera specifica alle tecnologie di bonifica innovative e sostenibili dal punto di vista ambientale.

Lo scopo del RTPP dovrà essere la promozione dell'uso di tecnologie innovative attraverso la creazione di una politica a livello economico e normativo favorevole e l'incoraggiamento dei decisori (*decision makers*) all'utilizzo di tali tecnologie. Dovrà essere strettamente allineato con le direttive proposte dagli altri Programmi che hanno una valenza più generale come:

- il Programma Europeo Strategico per lo Sviluppo Sostenibile (*European Sustainable Development Strategy*), che promuove la corretta gestione dell'energia e delle risorse non rinnovabili e la minimizzazione degli impatti negativi sull'ambiente (http://ec.europa.eu/sustainable/welcome/index_en.htm);
- il Piano di Azione per le Tecnologie Ambientali (*Environmental Technologies Action Plan* ETAP) di cui si è parlato al paragrafo 1.1. e che promuove il mercato delle tecnologie ambientali a livello generale (http://ec.europa.eu/environment/etap/actionplan_en.htm#4).

Le raccomandazioni individuate dal RTPP saranno comunque orientate a dare indirizzi ad un livello generico e dovranno essere adattabili ai diversi e specifici contesti nazionali. Le raccomandazioni proposte dal RTPP riguarderanno cinque aree chiave (figura 2.12) quali:

- comunicazione;
- normativa;
- incentivi fiscali e finanziari;
- performance ambientali;
- impegno delle autorità pubbliche.

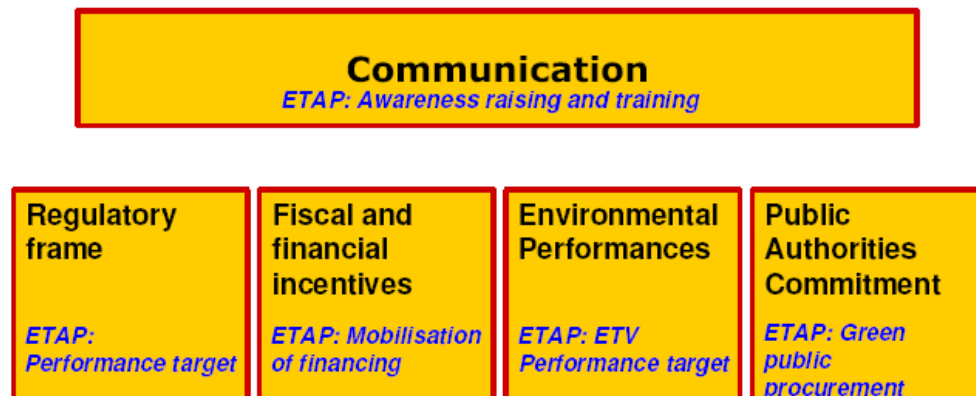


Fig. 2.12: Le aree di azione dell'RTTP (tratto dal Report D4-5)

Comunicazione

Sono due i livelli di comunicazione individuati essere importanti: la comunicazione strategica orientata a promuovere un contesto politico, normativo ed economico favorevole e la comunicazione a livello tecnico con lo scopo di incoraggiare i decisori ad usare tecnologie innovative e sostenibili mediante anche l'incremento della conoscenza in questo settore.

Normativa

L'RTTP dovrà fornire raccomandazioni per migliorare il contesto normativo dei singoli paesi al fine di promuovere: a) l'acquisizione e l'applicazione delle tecnologie innovative, b) l'inserimento nelle norme di considerazioni sistematiche su aspetti di sostenibilità a medio e lungo periodo, c) la produzione di standard basati sulle performance per la valutazione delle tecnologie e d) la separazione netta tra la legislazione inerente i rifiuti ed il suolo.

Incentivi fiscali e finanziari

Raccomandazioni potranno includere incentivi o riduzione di tassazioni quali supporti della sostenibilità nel settore delle tecnologie di bonifica eco-efficienti.

Azioni inerenti le performance ambientali

Raccomandazioni includeranno il supporto e la divulgazione dei programmi sviluppati dal Programma Europeo di Validazione delle Tecnologie Ambientali proprio

nel settore della bonifica. L'obiettivo principale sarà quello di includere strumenti utili per misurare le performance ambientali quali l'LCA, l'Eco-label, Premi internazionali per i progetti dimostrativi di successo, e sistemi di qualificazione dei fornitori di servizi quali consulenti, progettisti di intervento, ecc..

Impegno delle autorità pubbliche

Si spingeranno le pubbliche autorità ed amministrazioni nazionali e locali, che rappresentano un elemento fondamentale al supporto dell'utilizzo di tecnologie innovative, ad impegnarsi nell'uso di tecnologie innovative nei propri siti contaminati ed a prendere in considerazione interventi di bonifica sostenibili anche se più onerosi al fine di dare esempio e garantire l'accessibilità alle informazioni in merito alla bonifica.

Dalle autorità potrebbero per esempio essere utilizzati due strumenti. Uno è l'utilizzo di fondi specifici per condividere il rischio finanziario nell'uso di tecniche innovative poiché la prospettiva di pagare due volte un intervento di bonifica, qualora la nuova tecnologia fallisse, è un elemento che scoraggia molto l'innovazione. L'altro è il *Green Public Procurement* (acquisti Verdi della Pubblica amministrazione) ovvero di considerare nelle procedure di acquisto della Pubblica Amministrazione l'applicazione di procedure basate sui criteri di sostenibilità ambientale.

2.1.5.2 Il Programma Europeo di Validazione delle Tecnologie Ambientali

Uno dei principali problemi emersi con l'analisi delle barriere di mercato è la necessità di sviluppare progetti dimostrativi delle nuove tecniche che permettano la validazione dei risultati da parti terze mediante metodiche condivise e standardizzate.

Come si è già più volte evidenziato, la fase dimostrativa e di validazione di una nuova tecnologia sono particolarmente delicate ed importanti al fine di permetterne la commercializzazione (figura 2.13).

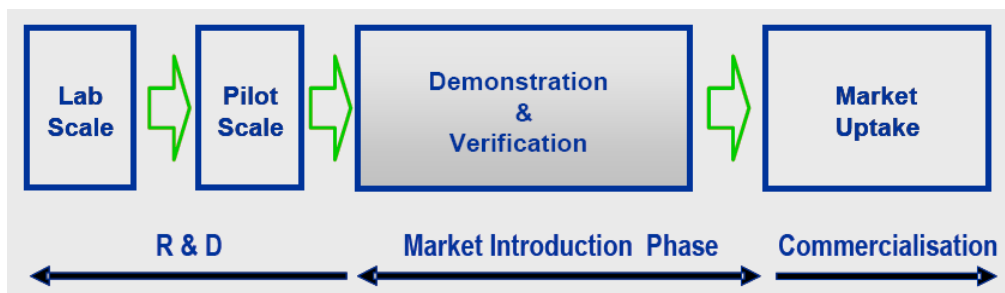


Fig. 2.13: Le fasi di implementazione di una nuova tecnologia (tratto da Promote Report 1, 2007).

La **validazione** infatti è un processo sistematico che permette una più rapida implementazione ed entrata nel mercato ma richiede costi elevati e pertanto, anche in relazione alla mancanza di enti qualificati per la validazione, viene spesso sostituita con l'approccio di tipo opportunistico del *trial and error* che prevede di implementare una tecnologia mediante prove ed errori successivi (figura 2.14).

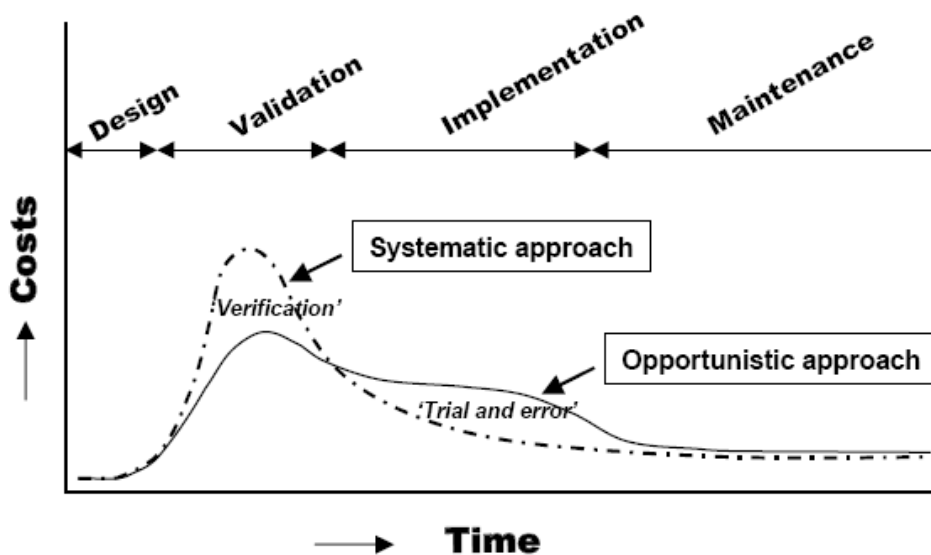


Fig. 2.14: Curva degli investimenti rispetto a costi e tempo per due differenti approcci di sviluppo e implementazione (tratto da Promote Report 1, 2007).

Per una nuova tecnologia, la validazione rappresenta la *valley of death* ovvero la fase più delicata prima della commercializzazione (Murphy *et al.*, 2002).

Manca dunque a livello europeo, ma risulta assente in quasi tutti i paesi membri, un sistema riconosciuto di certificazione e validazione delle tecnologie o comunque un programma di azione che permetta di aumentare la “confidenza” degli *stakeholders* ed degli *end-users* (proprietari dei siti, consulenti e progettisti, autorità designate all’autorizzazione dei progetti, ecc.).

ETV USA

Tali tipi di strutture sono invece presenti in paesi come gli Stati Uniti dove è attivo uno specifico programma dell’EPA (*Environmental Protection Agency*, l’agenzia governativa per la protezione ambientale) creato nel 1995 chiamato appunto Programma per la Validazione delle Tecnologie Ambientali (*Environmental Technology Verification (ETV) Program*, www.epa.gov/etv/). Nell’ambito di questo programma vengono sviluppati protocolli per testare e validare le performance delle tecnologie ambientali in tutti i diversi settori (aria, acque, suolo, energia, ecc) al fine di accelerarne l’entrata nel mercato ed incentivarne l’utilizzo. Inoltre fornisce informazioni attendibili sulle tecnologie che vengono certificate dalla stessa agenzia.

Poiché la maggior parte delle nuove tecnologie sono sviluppate nel settore privato, gli *stakeholders* e gli *enduser* utilizzano le informazioni fornite dall’ETV nelle loro decisioni poiché è riconosciuta essere una fonte di informazioni indipendente, obiettiva e di alta qualità. Gli stessi venditori necessitano, in un mercato dove è così sentito il rischio associato alle nuove tecnologie, di valutazioni indipendenti per promuovere la loro tecnologia.

L’ETV opera mediante istituti di ricerca no-profit, che attualmente sono sei, chiamati appunto organizzazioni di validazione ETV (*ETV verification organizations*) che testano, validano e certificano le performance delle tecnologie promettenti sviluppate per l’ambiente. L’attività dell’ETV è guidata da esperti e gruppi di portatori di interesse. Questi gruppi consistono in rappresentanze, settore per settore di: venditori

di tecnologia, consulenti, autorità di controllo, decisori politici, organizzazioni ambientaliste, ecc..

I gruppi di portatori di interesse aiutano ad evidenziare le priorità nella validazione.

Infatti, nonostante l'EVT sia in teoria aperto a tutte le tecnologie ambientali, in realtà queste vengono selezionate a priori, grazie anche al supporto dei gruppi di portatori di interesse, per tipologia di categorie che si ritiene necessitano prioritariamente di una validazione. Dopo che una categoria è stata selezionata viene fatta una ricerca di mercato per informare i venditori e verificare chi sia interessato alla validazione. Il venditore della tecnologia (*technology owner*) dovrà condividere i costi di validazione con l'EPA al fine di sviluppare il protocollo e applicare il processo di validazione.

Il sistema di validazione che viene utilizzato dall'ETV statunitense è schematizzato in figura 2.15 (IPTS, 2005).

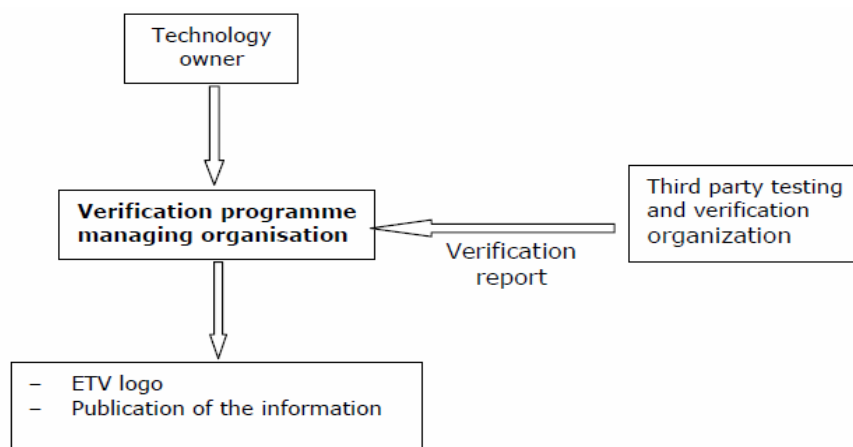


Fig. 2.15: Schema del sistema di validazione statunitense, mutuato anche dal Giappone (tratto da IPTS, 2005).

I costi di un processo di validazione possono variare da 80.000 a 150.000 dollari (ovvero da 54.000 a 100.000 euro) e dipendono dal tempo necessario (da 2 a 6 mesi a seconda della tecnologia), (Promote Report 1, 2007).

Si evidenzia comunque che anche negli Stati Uniti non sono ancora stati validati trattamenti di bonifica dei suoli e delle falde. Attualmente la validazione è stata implementata per i sistemi di caratterizzazione e monitoraggio del suolo, dell'aria e

dell'acqua, per sistemi per la prevenzione dei gas serra, per il controllo dell'inquinamento dell'acqua e tecnologie nell'ambito dell'edilizia sostenibile.

Risulta però è molto attiva la condivisione di informazioni nell'ambito del sito web CLU-IN (*Hazardous Waste Clean-Up Information*, www.clu-in.org) sviluppato sempre dall'EPA e dedicato nello specifico alle tecnologie innovative per il trattamento dei rifiuti e dei suoli contaminati.

ETV Canada

In Canada è attivo l'ETV Canada (www.etvcanada.ca/), una organizzazione indipendente che fa capo al Ministero Ambiente Canadese con le stesse finalità di quello statunitense. In questo caso il sistema è completamente volontario ed il venditore dovrà sostenere interamente i costi per la validazione della propria tecnologia, e pertanto l'ETV Canadese è aperta a qualsiasi tecnologia. Si evidenzia che rispetto all'ETV dell'EPA il sistema implementato, schematizzato in figura 2.16, risulta più complesso e si avvale del continuo feedback tra le parti interessate ed i valutatori.

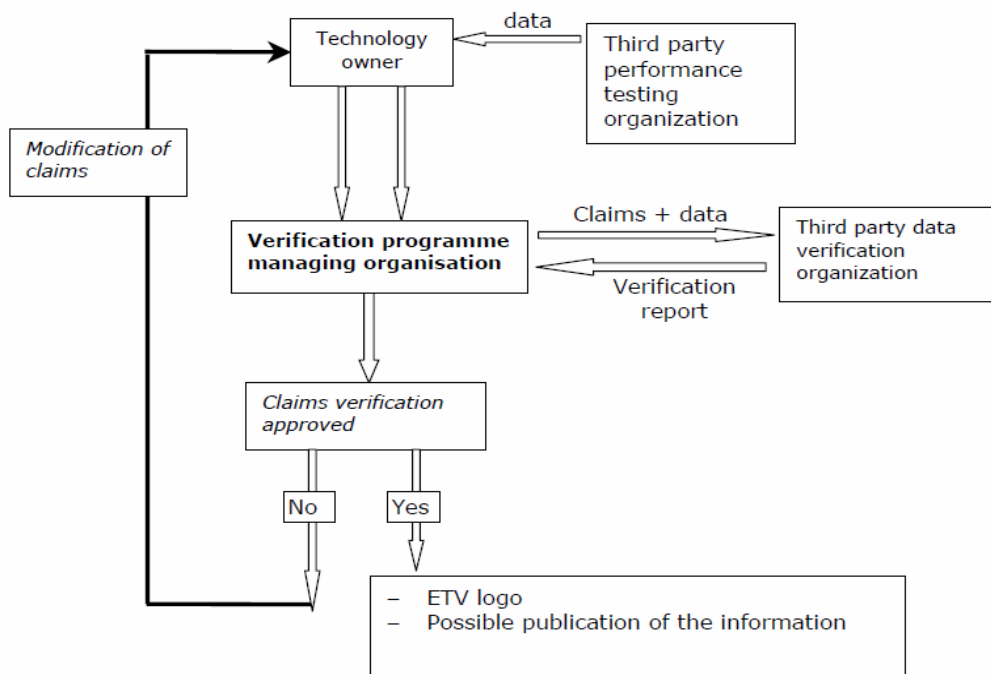


Fig. 2.16: Schema del sistema di validazione canadese, mutuato anche dalla Cina (tratto da IPTS, 2005).

Anche in questo caso si segnala che sono attualmente solo dieci le tecnologie di bonifica che si possono fregiare della certificazione dell'ETV canadese. Oltre a queste l'ETV Canadese ha una notevole esperienza nello sviluppo di specifici protocolli di verifica nell'ambito dei siti contaminati.

In anni recenti sono poi nate con lo stesso spirito programmi nei Paesi Nordici (Svezia, Finlandia, Norvegia, Danimarca e Islanda), Giappone, Cina e Corea del Sud (Promote Report 1, 2007) che ricalcano o il sistema statunitense o quello canadese.

EETV EUROPEO

La mancanza di un EVT a livello europeo è stata rilevata qualche anno fa dalla Commissione Europea (COM 38, 2004) che ha adottato nel 2004 un Programma di Azione per il Supporto e Sviluppo delle nuove Tecnologie nel Settore Ambientale (*Environmental Technologies Action Plan*, ETAP) nell'ambito del quale si è individuata la necessità di sviluppare una specifica strategia di validazione delle nuove tecnologie ambientali (*Europea Environmental Technology Verification Strategy*, EETV -Strategy) che però ancor oggi non è stata formalizzata e risulta pertanto non operativa.

Tra il 2005 ed il 2006, la Commissione Europea ha lanciato attraverso il VI° Programma Quadro quattro differenti network per supportare l'ETAP (*Environmental Technology's Action Plan*) e contribuire alla nascita dell'EETV (da www.eu-etv-strategy.eu/). Questi sono che sono oltre ad EURDEMO (figura 2.17):

- PROMOTE (www.promote-etv.org) anch'esso espressamente dedicato alle tecnologie di trattamento del suolo e delle falde contaminate ed alla loro validazione,
- TESTNET (www.est-testnet.net) dedicato al comparto dell'acqua, e
- AIRTV (www.airtv.eu) rivolto alla validazione delle tecnologie dedicate alla prevenzione e riduzione delle emissioni in aria, unico progetto ancora attivo ma in fase di conclusione (novembre 2009).

Successivamente, la Commissione Europea, attraverso il Programma LIFE, ha promosso nel 2007 un progetto pilota, il TRITECH (www.lifetv.com) con lo scopo di sviluppare uno schema generale per la validazione delle performance delle tecnologie ambientali, anch'esso in fase di conclusione. Da questo progetto, rivolto alle tecnologie di bonifica del suolo, ai trattamenti delle acque di scarico ed alle tecnologie per diminuire i consumi energetici, è emerso proprio quanto sia complesso creare un sistema di validazione per le tecnologie di trattamento del suolo in relazione alla complessità della matrice ambientale in gioco la cui variabilità di caratteristiche chimico fisiche è enorme (Wadsworth, 2009).

Infine, recentemente, si è sviluppato il progetto Advance EVT, promosso sempre dalla Commissione Europea ma che coinvolge oltre all'Europa anche gli Stati Uniti e il Canada al fine di sviluppare un approccio e degli strumenti per facilitare il riconoscimento e l'accettabilità delle validazioni realizzate dai diversi EVT (i quali appunto utilizzano dei sistemi differenti).

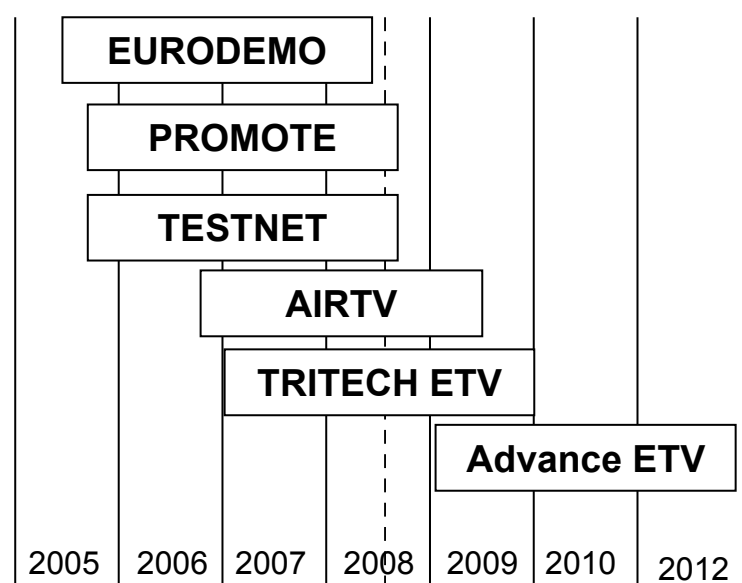


Fig. 2.17: Progetti europei che supportano lo sviluppo dell'EETV

Grazie all'istituzione dell'EETV, in futuro, i potenziali utilizzatori, gli investitori, i progettisti e gli enti di controllo avranno maggiori certezze nell'affidabilità delle

performance delle tecnologie innovative promettenti, fatto questo che potrà potenziare il mercato internazionale rispetto alle tecnologie convenzionali.

Attualmente non risulta ancora schematizzato il sistema EVT Europeo, una cui bozza è stata comunque discussa il 22 Settembre 2009 nel primo *Stakeholder Workshop* “*Providing the European basis for mutual recognition of Environmental Technology Verification schemes*” con l’obiettivo di verificare le esigenze dei portatori di interesse nello sviluppo dello schema dell’EETV.

Pertanto non vi sono ancora linee guida che indichino i contenuti ed i requisiti necessari per la validazione di una tecnologia.

In relazione appunto alle specificità di ogni categoria di tecnologia risulta necessario predisporre dei protocolli di validazione specifici e replicabili.

Da questo punto di vista nell’ambito del progetto EURODEMO si sono sviluppate alcune proposte di linee guida per la validazione di alcune specifiche tipologie di trattamento come le Barriere Permeabili Reattive (BPR) e l’ossidazione chimica in sito.

2.2 La situazione in Italia

2.2.1 Le bonifiche in Italia: ancora una chimera

2.2.1.1 Cenni relativi all'assetto normativo

In Italia, dove l'emanazione di uno specifico corpo legislativo risale alla fine del 1999 (il D.M. 471/'99), la situazione delle bonifiche dei suoli e delle falde contaminate rispecchia in generale quella emersa a livello europeo e riportata al capitolo precedente, con un avanzamento delle bonifiche lento ed un mercato delle tecnologie ostacolato da molte barriere.

Le recenti modificazioni della normativa italiana in campo ambientale apportate dall'emanazione del Testo Unico Ambientale (Dlgs 152/2006 in vigore dal 29/04/2006, e modificato dal Dlgs 4/2008), hanno portato importanti novità che hanno interessato, nella sua Parte Quarta, Titolo V "Bonifica di siti contaminati", anche la gestione dei siti contaminati.

Le principali riguardano il riconoscimento dell'**analisi di rischio** quale strumento per la reale valutazione della contaminazione e l'introduzione di meccanismi differenziati per la gestione delle contaminazioni storiche.

Nel Dlgs 152/2006 viene definito sito potenzialmente contaminato: un sito nel quale uno o più valori di concentrazione di sostanze inquinanti rilevate nelle matrici ambientali risultino superiori ai valori di Concentrazioni Soglia di Contaminazione (CSC), in attesa di espletare le operazioni di caratterizzazione e di analisi di rischio ambientale sito-specifica, che ne permettano di determinare lo stato o meno di contaminazione sulla base delle Concentrazioni Soglia di Rischio (CSR). Viceversa viene definito un sito contaminato: un sito nel quale i valori delle Concentrazioni Soglia di Rischio (CSR), determinati con l'applicazione della procedura di analisi di rischio, risultano superati.

E' evidente come la recente norma abbia sostituito l'approccio tabellare del DM 471/99, identico per ogni sito, con un criterio basato sull'analisi specifica del rischio

che si verifica in ogni singolo sito, aggiornando quindi la definizione stessa di sito contaminato.

Affianco all'evoluzione normativa relativa al settore dei siti contaminati si è assistito anche a continue modifiche delle norme che regolano la gestione dei rifiuti ed il loro recupero.

Il **terreno**, una volta scavato, come nella gran parte dei paesi europei, è gestito come un **rifiuto**.

Nel Dlgs 152/2006 si prevedono delle eccezioni in particolari condizioni riportate all'art. 186 "terre e rocce da scavo". L'articolo (recentemente riformulato dal Dlgs 4/2008) infatti prevede che il terreno scavato possa essere escluso dalla disciplina dei rifiuti e definito "sottoprodotto" consentendone il recupero in ambito ambientale (in reinterri, riempimenti, ecc.) solo a determinate condizioni tra cui anche quella che non provenga da siti contaminati. Le difficoltà poste nel svincolare i terreni dalla definizione di rifiuto comunque spesso scoraggia i detentori che nella maggior parte dei casi preferiscono appoggiarsi ad una ditta specializzata nel recupero rifiuti.

Però, la percezione che la collettività ha del possibile recupero dei rifiuti anche in regime semplificato è sempre negativa in relazione anche ai numerosi illeciti perpetrati in questo settore in Italia. Per questo motivo le procedure che prevedono il reimpiego di rifiuti (anche nel caso delle terre da scavo) sono burocraticamente complicate e onerose in termini di caratterizzazioni.

Resta fermo comunque il fatto che un terreno proveniente da un sito contaminato è e rimane un rifiuto.

Gli impianti di trattamento del terreno contaminato *ex situ* (sia che essi siano *off site* che *on site*) di qualsiasi tipologia sono pertanto considerati a tutti gli effetti impianti di trattamento rifiuti speciali.

Non essendo questi inseriti nell'ambito del regime semplificato del DM 5/2/98 vengono autorizzati quali impianti in regime ordinario con tutte le difficoltà che ne conseguono.

Ma ciò che ostacola ancor più lo sviluppo di sistemi ed impianti di trattamento è che gli eventuali esuberi di terreno, seppur trattati, (esuberi che spesso si verificano

nell'ambito di riqualificazioni che prevedono nuove edificazioni) sono da considerarsi rifiuti, ed essendo non più derivanti dallo scavo ma da un impianto di trattamento di bonifica vengono classificati con un codice che non ne permette più il riutilizzo (cod CER 191302, ovvero rifiuti solidi prodotti dalle operazioni di bonifica dei terreni).

Ovviamente questo aspetto rappresenta una delle barriere più significative all'utilizzo di nuove tecnologie poiché si richiede un lungo iter procedurale anche nel caso di realizzazione di impianti mobili di trattamento e non si consente, anche nel caso di utilizzo di impianti autorizzati, di svincolare il terreno bonificato dalla nozione di rifiuto.

2.2.1.2 Il censimento dei siti contaminati

L'art. 251 del Dlgs 152/2006 "Censimento ed anagrafe dei siti da bonificare", come già il DM 417/99, prevede che *"Le regioni, sulla base dei criteri definiti dall'Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici (APAT, oggi confluita in ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale), predispongono l'Anagrafe dei siti oggetto di procedimento di bonifica, la quale deve contenere:*

- a) l'elenco dei siti sottoposti ad intervento di bonifica e ripristino ambientale nonché degli interventi realizzati nei siti medesimi;*
- b) l'individuazione dei soggetti cui compete la bonifica;*
- c) gli enti pubblici di cui la regione intende avvalersi, in caso di inadempienza dei soggetti obbligati, ai fini dell'esecuzione d'ufficio.."*

Come si è visto nell'ambito della proposta di direttiva Quadro per la Protezione del Suolo (*Soil Thematic Directive*) che propone di far istituire a tutti gli stati membri tale tipo di censimento, l'"Anagrafe dei siti da bonificare" rappresenta uno strumento fondamentale ed irrinunciabile per una gestione omogenea e d'insieme su scala regionale degli aspetti di natura tecnica ed amministrativa e finanziaria connessi alle aree contaminate.

I contenuti e la struttura dei dati essenziali dell'Anagrafe sono stati definiti dall'APAT in collaborazioni con le Regioni e le ARPA nel corso del 2001 rispetto a

quanto richiesto dal DM 417/99 e sono stati pubblicati con il titolo “Criteri per la predisposizione dell’Anagrafe dei Siti da Bonificare, ex DM 471/99” ma non sono stati aggiornati in relazione all’avvento del Testo Unico.

Mentre per i Siti di Interesse Nazionale è più facile ricostruire il quadro complessivo, anche in termini di stato di avanzamento delle attività di bonifica, le informazioni sui siti di interesse regionale non sono disponibili in modo omogeneo su tutto il territorio (alcune regioni o province autonome hanno un anagrafe disponibile on line, altre stanno sviluppando i propri database, altre ancora stanno avviando il censimento). Al 2008 erano comunque meno di una decina le Regioni o Province autonome dove l’anagrafe era stata già istituita ed alimentata (Araneo *et al.*, 2008).

Inoltre i dati contenuti nelle anagrafi disponibili non risultano omogenei in quanto, in fase iniziale, sono stati utilizzati criteri di inserimento diversi da quelli proposti successivamente dall’APAT ed cosa ancor più importante, gli aggiornamenti normativi (quale il passaggio al Dlgs 152/2006) hanno significativamente modificato la definizione di sito contaminato, richiedendo necessariamente la rivalutazione dei siti già inseriti, cosa che spesso non è avvenuta.

Fatto salvo tali difficoltà, l’ISPRA (Istituto Superiore Per Protezione Ambientale) ha tuttavia effettuato alcune stime di massima riguardo l’ubicazione ed il numero complessivo dei siti contaminati in Italia. Sulla base dei dati raccolti dall’ISPRA, riportati nell’”Annuario dei Dati Ambientali” del 2007, risalenti comunque al 2005 (tabella 2.4), i siti potenzialmente contaminati in Italia sono oltre 13.000. Fra questi circa 5.000 già sono stati dichiarati contaminati (ISPRA, 2007).

A tale numero vanno aggiunti gli oltre 1.500 siti minerari abbandonati e censiti e le aree comprese nei 57 Siti di Interesse Nazionale ad oggi istituiti dal MATTM (Ministero Ambiente e Tutela del Territorio e del Mare) che corrispondono ad **oltre 3% del territorio nazionale** e a oltre 170.000 ettari di aree a mare.

Si tratta di un numero impressionante destinato a crescere ogni anno (Araneo *et al.*, 2008).

Un aspetto particolare è rappresentato dai *brownfields*, siti abbandonati, inattivi o sotto-utilizzati che hanno ospitato in passato attività produttive, in genere industriali o

commerciali, e per i quali il recupero è ostacolato da una situazione, reale o potenziale, di inquinamento storico. Tali siti sono spesso localizzati all'interno del territorio urbano e pertanto hanno un alto potenziale economico. In Italia, le regioni con il maggior numero di *brownfields* sono quelle del Nord, in particolare Lombardia, Piemonte e Veneto in cui, nei decenni passati, si è avuto il più intenso sviluppo industriale. Il Centro-Sud si caratterizza, invece, per la presenza di poche ma estese zone industriali, testimoni di uno sviluppo concentrato in un limitato numero di aree (ISPRA, 2008).

Tab. 2.4: Siti potenzialmente contaminati e siti da bonificare per regione (dati 2005, tratto da ISPRA 2007)

Regione/ Provincia autonoma	Siti potenzialmente contaminati	Siti da bonificare inseriti o inseribili in anagrafe					Bonificati	TOTALE
		Con sola indagine preliminare	Con bonifica in corso					
			Con piano di caratteriz. approvato	Con progetto preliminare approvato	Con progetto definitivo approvato			
								n.
Piemonte	-	389	117	19	102	63	764 ^b	
Valle d'Aosta	7	2	4	1	0	1	8	
Lombardia	1.237	216	191	80	192	422	1101	
Trentino Alto Adige								
<i>Bozano- Bozen^a</i>	220	125	25	17	12	13	192	
<i>Trento</i>	362	25	20	5	15	25	90	
Veneto ^a	125	164	48	53	61	15	341	
Friuli Venezia Giulia ^a	144	26	10	1	2	0	39	
Liguria	945	60	33	18	58	13	182	
Emilia Romagna ^a	-	260	73	5	52	24	414	
Toscana	1.392	247	146	41	318	149	901	
Umbria ^a	725	6	4	13	0	1	24	
Marche	1.574	59	49	9	12	10	139	
Lazio ^a	329	110	62	19	27	0	218	
Abruzzo ^a	-	-	-	-	-	-	-	
Molise	3	10	7	5	3	0	25	
Campania	2.551	23	20	3	2	0	48	
Puglia ^c	566	-	71	1	20	-	92	
Basilicata ^a	890	-	-	-	-	-	-	
Calabria ^a	696	-	-	-	-	-	-	
Sicilia	721	34	30	4	2	1	71	
Sardegna	743	262	52	24	25	1	364	

LEGENDA:

a - Dati non modificati rispetto a quelli pubblicati nell'Annuario dei dati ambientali edizione 2004

b - Il totale indicato è superiore alla somma delle singole voci perché non sono stati conteggiati i progetti presentati e non approvati

c - I dati si riferiscono ai soli progetti in possesso dell'ARPA Puglia

Per quanto riguarda la contaminazione diffusa l'ISPRA fa emergere nel suo Annuario dei Dati Ambientali del 2008 che manca ancora un quadro omogeneo a scala nazionale, ma problemi legati al fenomeno sono presenti in quasi tutte le regioni italiane. Accumuli di metalli pesanti nei suoli sono segnalati in vicinanza delle infrastrutture stradali (Pb), nei comprensori vinicoli (Cu) e nelle aree ad agricoltura intensiva. Suoli contaminati da composti organici sono presenti in prossimità di aree industriali, con una particolare rilevanza in Campania dove l'inquinamento da PCB, furani e diossine rappresenta un problema di notevole rilievo. Per quanto riguarda l'inquinamento da nitrati, i dati disponibili evidenziano surplus di azoto oltre che di fosforo praticamente in tutte le regioni italiane, comunque con un trend in progressivo decremento. I valori più elevati si registrano nelle aree ad agricoltura intensiva, in particolare in alcune regioni della Pianura padana (ISPRA, 2008).

2.2.1.3 I Siti di Interesse Nazionale e lo stato di avanzamento delle bonifiche

Attualmente sono presenti sul territorio nazionale, 57 Siti Contaminati di Interesse Nazionale – SIN, (Figura 2.18), definiti, tramite appositi atti normativi (a partire dal DM 426/98 fino al recente OPCM 3716/2008), sulla base delle caratteristiche del sito, della quantità e pericolosità delle sostanze inquinanti, della rilevanza del rischio sanitario ed ecologico, nonché del pregiudizio per i beni culturali e ambientali.

All'interno di essi ricadono le più importanti aree industriali della penisola: tra queste i petrolchimici di Porto Marghera, Brindisi, Taranto, Priolo, Gela; le aree urbane ed industriali di Napoli Orientale, Trieste, Piombino, La Spezia, Brescia, Mantova.

Per tali siti il procedimento di bonifica è sotto la responsabilità amministrativa del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) che, per l'istruttoria degli elaborati progettuali, si avvale anche dell'ISPRA, oltre che dell'Istituto Superiore di Sanità e delle Agenzie Regionali e Provinciali per l'Ambiente.

Il quadro della contaminazione nei Siti di Interesse Nazionale è notevolmente complesso, in quanto nella maggior parte dei casi attività industriali di diversa origine

ed intensità si sono susseguite negli anni, compromettendo irreparabilmente l'utilizzo delle risorse ambientali e paesaggistiche.

Alcuni dei Siti di Interesse Nazionale sono particolarmente estesi (ad esempio: Litorale Domizio Flegreo e Agro Aversano, Sulcis-Iglesiente-Guspinese) e/o caratterizzati da livelli di contaminazione storica dei terreni e delle acque di falda tali da rendere difficilmente attuabili, dal punto di vista tecnico, economico e ambientale, interventi di recupero totale in tempi medio-brevi (ad esempio: Porto Marghera). Per tale motivo alcuni di essi rientrano nella categoria dei così detti "megasiti" (ISPRA, 2008).

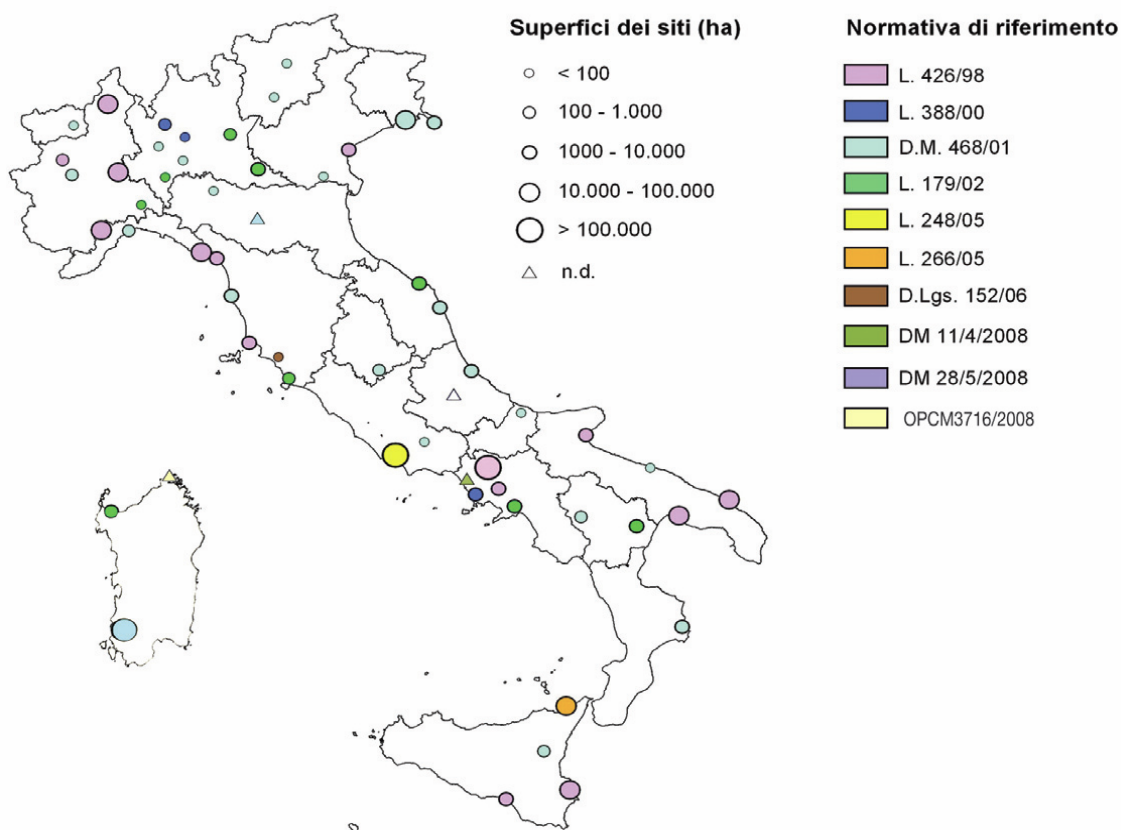


Fig. 2.18: Ubicazione ed estensione dei Siti di Interesse Nazionale (ISPRA, 2008).

Una fotografia verosimile della situazione italiana dell'avanzamento delle attività di bonifica è dato proprio dallo stato di avanzamento degli interventi conclusi ed in atto nei SIN.

Dati aggiornati ad aprile 2005 riportano che sono davvero sporadici i casi in cui si è conclusa la caratterizzazione delle aree pubbliche e private inquinate, solo 40 dei 144 interventi di messa in sicurezza d'emergenza previsti sono stati approvati nella loro versione definitiva, e che pochissimi sono i casi di aree in cui si stanno implementando progetti di bonifica dei suoli differenti dal mero smaltimento in discarica del terreno contaminato (AA.VV., 2005). L'applicazione delle tecnologie di bonifica ambientale è oggi cosa rara e neanche il varo del Programma Nazionale non ha di fatto sviluppato nel nostro paese il settore produttivo delle tecnologie di bonifica.

Dati più recenti sono riportati nell'Annuario dei Dati Ambientali del 2007 (valutazioni che poi non sono state aggiornate nello stesso documento del 2008, il più recente). In questo documento lo stato di avanzamento fa riferimento a cinque possibili fasi: indagine preliminare, con piano di caratterizzazione approvato, con progetto preliminare approvato, con progetto definitivo approvato, bonificato e/o svincolato. Nel caso dello svincolo, esso però riguarda aree risultate non contaminate a seguito delle indagini di caratterizzazione, quindi i dati risultano in parte poco utili se l'interesse nella loro analisi riguarda più nello specifico la valutazione dell'utilizzo delle tecnologie di bonifica. L'avanzamento è espresso sia in termini percentuali di superficie rispetto al totale del SIN, sia in termini di numero di aree. La tabella 2.5, tratta dall'Annuario dei Dati Ambientali del 2007, mostra che, a nove anni dall'emanazione della prima norma, la percentuale di aree svincolate e/o bonificate era ancora esigua. In linea generale la maggiore percentuale di aree bonificate e/o svincolate si trova all'interno dei SIN meno complessi. L'avanzamento delle attività ha riguardato essenzialmente l'approvazione di piani di caratterizzazione, misure di messa in sicurezza o indagini preliminari.

I casi di avvenuta bonifica o svincolo sono alquanto rari, in termini di percentuale di territori bonificato o svincolato rispetto ai 54 siti presi in considerazione nella ricerca, solo il sito di Bolzano risulta svincolato (poiché non necessitava di bonifica) al 100%. A questo segue il sito di Terni svincolato per il 46% del suo territorio.

Poi vi sono 4 siti in cui tale percentuale oscilla tra il 10% ed il 20% e 9 casi in cui la percentuale di territorio bonificato o svincolato oscilla tra l'1 ed il 10%. Nel resto dei casi la percentuale di bonifica o svincolo è nulla.

Tab. 2.5: Stato di avanzamento al 2007 delle attività in 54 siti di interesse nazionale (tratto da ISPRA 2007)

Regione/ Provincia autonoma	a	Denominazione Sito	Riferimento normativo di definizione	Perimetrazione			Stato di avanzamento ^b											
				Mare	Terra	Totale	Indagine preliminare		P. di C. approvato		Progetto preliminare approvato		Progetto definitivo approvato		Bonificato e/o svincolato			
				ha			% sup.	n. aree	% sup.	n. aree	% sup.	n. aree	% sup.	n. aree	% sup.	n. aree	% sup.	n. aree
Piemonte	11	Casal Monferrato	L 426/98	0	74.325	74.325	88%	47	12%	1	0%	0	0%	0	0%	0		
	14	Balangero	L 426/98	0	317	317	0%	0	100%	7	0%	0	0%	0	0%	0		
	15	Pieve Vergonte	L 426/98	0	15.242	15.242	0%	-	69%	-	0%	-	0%	1	0%	-		
	32	Basse di Stura (Torino)	DM 468/01	0	163	163	0%	-	94%	23	0%	0	0%	0	0%	0		
	45	Serravalle Scrivia	L 179/02	0	74	74	91%	-	10%	-	0%	-	0%	-	0%	-		
Valle d'Aosta	38	Emarese	DM 468/01	0	15	15	0%	0	63%	3	37%	1	0%	0	0%	0		
Lombardia	16	Sesto San Giovanni	L 388/2000	0	256	256	0%	0	10%	7	66%	12	19%	5	5%	2		
	18	Pioltello – Rodano	L 388/2000	0	85	85	0%	0	61%	6	2%	1	37%	3	0%	0		
	28	Cerro al Lambro	DM 468/01	0	6	6	0%	0	0%	0	100%	2	0%	0	0%	0		
	29	Milano – Bovisa	DM 468/01	0	43	43	0%	0	7%	1	93%	-	0%	1	0%	0		
	42	Brescia – Caffaro	L 179/02	0	263	263	41%	2	15%	14	0%	0	11%	3	0%	1		
	46	Laghi di Mantova e Polo chimico	L 179/02	0	1.030	1.030	25%	0	35%	16	26%	1	3%	3	0%	0		
	43	Broni	L 179/02	0	14	14	22%	1	78%	1	0%	0	0%	0	0%	0		
Bolzano- Bozen Trento	40	Bolzano	DM 468/01	0	26	26	0%	0	100% ^f	5	0%	0	0%	0	100% ^f	5		
	41	Trento nord	DM 468/01	0	24	24	0%	0	36%	2	0%	0	64%	1	0%	0		
Veneto	1	Venezia (Porto Marghera)	L 426/98	2.566	3.221	5.787	19%	-	16%	-	3%	-	23%	-	6%	-		
	39	Mardimago – Ceregnano (Rovigo)	DM 468/01	0	56	56	20%	1	80%	1	0%	0	0%	0	0%	0		
Friuli Venezia Giulia	24	Trieste	DM 468/01	1.196	502	1.698	1%	22	87%	35	2%	1	5%	2	4%	8		
	25	Laguna di Grado e Marano	DM 468/01	6.831	4.198	11.029	0%	0	6%	25	0%	0	0%	1	0%	2		
Liguria	8	Cengio e Saliceto	L 426/98	0	62	62	0%	1	99%	3	0%	3	0%	0	0%	0		

Segue nella pagina successiva

Segue dalla pagina precedente

	13	Pitelli (La Spezia)	L 426/98	1.571	338	1.909	0%	0	98%	21	0%	0	0%	0	1%	2
	27	Cogoleto - Stoppani	DM 468/01	168	46	214	0%	0	100%	-	0%	-	0%	-	0%	-
Emilia Romagna	22	Sassuolo - Scandiano	DM 468/01	-	-	-	13%	3	29%	7	0%	0	4%	1	21%	5
	23	Fidenza	DM 468/01	0	25	25	0%	0	18%	3	0%	0	11%	1	15%	1
Toscana	9	Piombino	L 426/98	2.020	829	2.849	0%	0	93%	13	2%	2	-	2	0%	1
	10	Massa e Carrara	L 426/98	1.891	1.648	3.539	-	10	-	50	-	5	-	7	-	19
	36	Livorno	DM 468/01	1.423	656	2.079	0%	3	39%	22	2%	3	0%	0	0%	3
	47	Orbetello Area ex-Sitoco	L 179/02	272	64	336	67%	2	0%	0	0%	0	0%	0	0%	0
	54	Discarica Le Strillaie ^c	D.Lgs. 152/06	0	33	33	100%	1	0%	0	0%	0	0%	0	0%	0
Umbria	37	Terni - Papigno	DM 468/01	0	655	655	0%	0	37%	7	0%	0	0%	0	46%	1
Marche	30	Basso bacino del fiume Chienti	DM 468/01	1.191	2.641	3.832	0%	-	100%	-	0%	-	0%	-	0%	-
	44	Falconara Marittima	L 179/02	1.164	74	1.238	5%	2	32%	13	0%	1	1%	1	0%	0
Lazio	26	Frosinone	DM 468/01	0	40	40	-	3	-	37	-	0	-	0	-	0
	53	Valle del Sacco ^d	L 266/05	0	1.550	1.550	0%	0	42%	10	0%	0	0%	0	0%	0
Abruzzo	19	Fiume Saline e Alento	DM 468/01	778	1.137	1.915	0%	1	96%	1	0%	0	0%	0	0%	0
Molise	31	Cambobasso – Guglionesi II	DM 468/01	0	4	4	0%	0	0%	0	100%	1	0%	0	0%	0
Campania	2	Napoli Orientale	L 426/98	1.433	834	2.267	1%	2	37%	85	15%	5	1%	2	1%	1
	12	Litorale Domizio Flegreo ed Agro Aversano ^e	L 426/98	22.412	140.755	163.167	1%	10	78%	74	0%	4	0%	1	1%	2
	17	Napoli Bagnoli – Coroglio	L 388/00	1.494	945	2.439	0%	1	5%	6	0%	0	19%	2	0%	0
	48	Aree del litorale vesuviano ^e	L 179/02	167.827	9.615	177.442	7%	4	22%	13	0%	0	0%	0	0%	0
	51	Bacino idrografico Fiume Sarno ^c	L 266/05	-	50.000	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Puglia	5	Manfredonia	L 426/98	853	304	1.157	0%	-	2%	-	0%	-	55%	-	12%	-
	6	Brindisi	L 426/98	5.590	5.733	11.323	0%	-	78%	-	2%	-	1%	-	1%	-
	7	Taranto	L 426/98	6991	4383	11374	0%	-	37%	-	1%	-	6%	-	1%	-
	33	Bari - Fibronit	DM 468/01	0	15	15	0%	-	17%	1	83%	7	0%	0	0%	0
Basilicata	20	Tito	DM 468/01	0	315	315	0%	0	46%	84	0%	0	0%	0	0%	1
	50	Aree industriali della Val Basento	L 179/02	0	3.330	3.330	0%	2	14%	46	0%	1	1%	2	19%	3
Calabria	21	Crotone – Cassano – Cerchiara	DM 468/01	1.453	868	2.321	0%	-	19%	-	0%	-	9%	-	3%	-
Sicilia	3	Gela	L 426/98	4.563	795	5.358	0%	0	47%	5	47%	1	100%	7	0%	0
	4	Priolo	L 426/98	10.085	3.366	13.451	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	35	Biancavilla	DM 468/01	0	330	330	0%	0	100%	4	0%	0	0%	0	0%	0
	52	Milazzo ^c	L 266/05	1.000	500	1.500	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sardegna	34	Sulcis – Iglesias – Guspinese	DM 468/01	89.121	356.353	445.474	3%	26	3%	40	0%	5	0%	5	0%	2
	49	Aree industriali di Porto Torres	L 179/02	2.762	1.844	4.606	77%	-	69%	6	0%	0	9%	0	0%	0

2.2.2 L'applicazione delle tecnologie di bonifica

L'applicazione di tecnologie di bonifica sia consolidate che innovative è poco diffusa ed è stata sovente effettuata la bonifica mediante l'escavazione e lo smaltimento in discarica dei suoli e delle acque contaminate, pratiche oramai non più sostenibili (Quercia, 2006).

Dal punto di vista normativo, il Testo Unico Ambientale e le sue recenti modificazioni hanno stabilito la definizione degli obiettivi sito-specifici di bonifica attraverso l'applicazione dell'analisi di rischio superando di fatto l'obbligo di raggiungere limiti tabellari valevoli sull'intero territorio nazionale. Questo avrebbe dovuto incentivare la bonifica poiché, svincolandosi dalla necessità di intervenire riportando tutti i parametri al di sotto dei limiti tabellari, gli interventi avrebbero dovuto essere tecnicamente ed economicamente più attuabili (Scanferla, 2006 a). Di fatto non si è assistito ad un rilevante incremento delle bonifiche tanto meno dell'utilizzo di nuove tecnologie. Questo in parte dovuto anche alla rigidità con cui il nostro paese si sta applicando l'analisi di rischio imponendo linee guida sempre più restrittive e cautelative che spesso portano a individuare obiettivi di bonifica di ordini di grandezza inferiori ai limiti tabellari imposti dal DM 471/99.

Un altro aspetto sicuramente negativo del nuovo Testo Unico Ambientale è che ha disincentivato l'utilizzo delle tecnologie di bonifica in relazione al fatto che esso pone sullo stesso piano gli interventi di messa in sicurezza permanente con gli interventi di bonifica (allegato 3 al titolo V) non favorendo particolarmente questi ultimi che erano nel DM 471/99 da privilegiarsi rispetto a interventi di messa in sicurezza.

Si sta pertanto assistendo ad un forte incremento di messe in sicurezza permanenti soprattutto in aree produttive ancora attive poiché portano a costi realizzativi meno onerosi e permettono comunque non precludono la possibilità di destinare il sito ad uso residenziale (Scanferla, 2006 a).

Nei **siti di interesse nazionale** le azioni di messa in sicurezza d'emergenza (intese sempre e solo come *pump and treat* e smaltimento dei rifiuti) sono state adottate uniformemente e in assenza di una approfondita valutazione delle condizioni locali e del reale rischio sanitario esistente. Questa modalità di azione ha provocato la dispersione dei costi su interventi non risolutori ed ha affermato una logica che appare di sostituzione agli interventi di bonifica. Pertanto l'avvio del risanamento effettivo è di fatto stato posticipato e le tecnologie di bonifica hanno trovato scarsa applicazione nei siti di interesse nazionale, che risultano così del tutto ininfluenti sullo sviluppo italiano del settore produttivo e dei servizi alla bonifica.

Analogamente, anche a **livello regionale** vi è la netta predominanza degli interventi di *pump and treat* per la bonifica della falda, smaltimento dei terreni contaminati e messe in sicurezza mediante *capping* (Tunesi *et al.*, 2005). Anche se a livello locale si osserva una maggiore capacità di approvare interventi che prevedono l'applicazione di tecnologie specifiche e di utilizzare l'analisi di rischio nel caso di contaminazioni residue invece che imporre lo smaltimento del terreno contaminato.

Emerge quindi che le tecnologie di bonifica già consolidate in altre realtà nazionali europee non hanno trovato applicazione in Italia e che ancor meno sono state immesse nel mercato tecnologie innovative (Bonomo, 2005).

2.2.3 Analisi del mercato attuale delle bonifiche: l'offerta

Il mercato delle bonifiche dei siti contaminati è sempre stato caratterizzato da una grande incertezza circa la sua natura ed entità, tanto dal punto di vista della domanda quanto da quello dell'offerta.

Si tratta, in effetti, di un mercato assai peculiare, i cui reali contorni si vanno a definire mano a mano che la necessità e la modalità con cui si deve attuare una bonifica vengono regolamentate a livello internazionale e nazionale. In realtà, l'incertezza che circonda questo settore è anche dovuta al fatto che, a differenza del più vasto mercato dei servizi ambientali, quello delle bonifiche è, per sua natura, considerato, tanto dai fornitori quanto dagli utilizzatori, per così dire "a termine", in quanto la quasi totalità degli interventi di bonifica si riferisce al risanamento di situazioni pregresse e, molto meno, alla riparazione dei danni recenti, causati da eventi accidentali o dolosi (Bertelle e Bossi, 2008).

Viste le difficoltà incontrate nella valutazione dell'effettivo stato di avanzamento delle bonifiche in Italia, nel presente paragrafo l'analisi del mercato è realizzata sulla base dell'offerta e non della domanda come invece è stato fatto nel capitolo precedente dedicato alla situazione europea.

In questo senso, la nascita e la strutturazione dell'**Albo Nazionale dei gestori ambientali** (Istituito ai sensi del D.Lgs. n. 152/2006), offrono la possibilità di conoscere gli operatori abilitati, per giungere, in ultima analisi, al dimensionamento e alla caratterizzazione della domanda. Valutazioni in merito al mercato delle bonifiche, inteso in senso generale e non specifico delle tecnologie, possono essere infatti fatte a partire da un'analisi della dimensione degli operatori economici e del livello di organizzazione di cui le imprese di servizi del settore ambientale si siano dotate per rispondere alla domanda di bonifiche.

Una recente analisi dei dati derivati dall'**Albo Nazionale dei Gestori Ambientali** è stata condotta in due fasi da Bertelle e Bossi (Bertelle e Bossi, 2008; Bossi 2009) sulla base delle informazioni:

- prodotte per legge dalle imprese che hanno ottenuto l'iscrizione all'Albo (829 imprese nel 2008),
- riportate sul Prontuario delle Bonifiche (AAVV, 2008), dove sono raccolte informazioni specifiche per 719 delle 829 imprese iscritte;
- fornite direttamente da 68 imprese attraverso un Questionario, predisposto e diffuso dagli organizzatori del Prontuario delle Bonifiche tra le imprese iscritte;
- reperite presso le Camere di Commercio.

Valutando i dati relativi agli operatori iscritti all'Albo per questa tipologia generale di attività di "gestori ambientali" ne è emerso che le aziende iscritte all'Albo al 1° giugno 2007 erano in totale 647; alla medesima data del 2008 risultano invece iscritte 829 aziende, con un incremento complessivo, quindi, a livello nazionale, pari al 28% circa.

La **distribuzione geografica** delle aziende rileva che queste sono maggiormente dislocate al nord (figura 2.19). Il dettaglio della distribuzione geografica per regione rileva come la maggiore concentrazione di aziende abbia sede in Lombardia. Gli aumenti percentuali delle aziende che si sono iscritte alla specifica **categoria 9** (bonifica

siti) nel periodo 2007/2008 mostrano i valori maggiori in Lombardia e Veneto, seguite, a distanza, da Lazio e Toscana (Bertelle e Bossi, 2008).

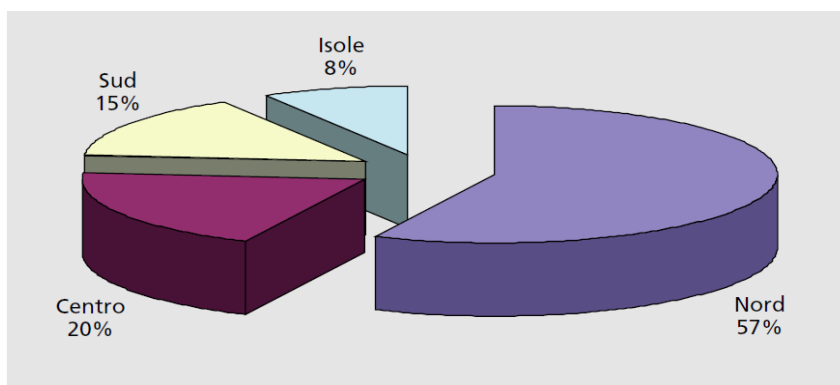


Fig. 2.19: Distribuzione per macro aree geografiche delle aziende iscritte all'albo gestori ambientali (Bertelle e Bossi, 2008).

In realtà un'altra ricerca prodotta da Federambiente (Chiazzo e Viselli, 2006) nello stesso periodo, riporta i dati di distribuzione geografica delle proprie associate appartenenti esclusivamente alla categoria 9 (bonifica siti) dove si evidenzia che la maggior parte delle aziende sono dislocate al Nord ma risultano più numerose in Piemonte e Veneto.

Per quanto riguarda il **fatturato**, il valore stimato complessivo totalizzato dalle 719 aziende di cui si hanno tali dati (le piccole imprese non sono costrette a dichiarare il fatturato e pertanto sono state escluse dall'analisi) è stato, rispettivamente, di circa: 15 miliardi di euro nell'anno 2005 e di 16 miliardi di euro nell'anno 2006. È opportuno chiarire però che i valori appena riportati non coincidono con gli importi spesi per interventi di bonifica, ma con il fatturato generato dalla totalità delle attività realizzate dalle singole aziende, che possono svolgere attività a carattere ambientale in senso ampio e quindi anche diverse da quelle relative alla bonifica. Infatti, le 719 aziende si distribuiscono su circa 117 diverse categorie merceologiche (cod. ISTAT), spaziando dalla «Sistemazione di parchi, giardini e aiuole» (cod. 01413), alla «Fabbricazione e installazione di macchine e apparecchi per le industrie chimiche, petrolchimiche e petrolifere» (cod. 29244), fino alla «Pulizia delle aree pubbliche, decontaminazione e

disinquinamento dell'ambiente» (cod. 9003). **Le aziende iscritte alla sola categoria 9 (bonifica dei siti) dell'Albo sono 205** (29% circa del totale).

Se si esaminano le differenze tra le imprese appartenenti a classi di fatturato diverse, si può osservare che: le imprese specializzate in sole bonifiche hanno fatturati inferiori, le imprese specializzate nel settore rifiuti e nel settore amianto hanno i fatturati più elevati (Bertelle e Bossi, 2008). Questo andamento è spiegabile considerando che la disponibilità di attrezzature è più facilmente sostenibile da parte di società che effettuano scavi, trasporti e smaltimenti (bonifiche off site) che non da società che effettuano, ad esempio, solo bonifiche in situ. Inoltre, le bonifiche che comportano lo smaltimento di rifiuti e la rimozione di amianto hanno fatturati spesso elevati, che arricchiscono le referenze delle società interessate e consentono l'accesso alle classi più elevate dell'Albo.

Da dati ricavati dal Questionario a cui hanno risposto 68 aziende, estrapolati sul totale, si può dedurre che le stesse sono specializzate:

- per il 35% nel settore rifiuti (trasporto, trattamento, smaltimento) e bonifiche;
- per il 30% nel solo settore bonifiche;
- per il 25% nel settore amianto e bonifiche;
- per il 10% nel complesso delle attività di cui sopra.

Ma anche di questo 30% solo poche si occupano di bonifiche in senso stretto, poiché rientrano in questa categoria tutte le attività connesse ai siti contaminati (consulenze, trasporto rifiuti, demolizioni, ecc.).

Per quanto riguarda l'ambito delle bonifiche di siti contaminati (categoria 9) le tipologie di lavoro che generano maggiori flussi di fatturato sempre partendo dal campione di 68 aziende, in termini di fatturato per il 2007 sono riportate nella tabella 2.6. Si osserva, su un totale di **256 milioni di euro fatturati** nel 2007, che il **29,6%** è derivato dalle attività di bonifica e che però il ben 23,7% è derivato da scavi, demolizioni, trasporto e smaltimento di rifiuti, quindi ancora una quota importante rispetto a quanto viene fatturato in bonifiche.

Tab. 2.6: Fatturato del 2007 suddiviso per categorie (Bossi, 2009)

Attività	Fatturato 2007 (in milioni di euro)	% del fatturato 2007 per bonifiche
Bonifica amianto	27	10.4
Analisi di laboratorio	9	3.5
Apparecchiature di monitoraggio	4	1.6
Attrezzature e materiali di lavoro	3	1.2
Pronto intervento	8	3.1
Caratterizzazione e progettazione	2	11.2
Direzione lavori	5	1.9
Riqualificazione ambientale	6	2.3
Bonifica	76	29.6
Scavi e demolizioni	20	7.8
Bonifica di impianti	17	6.6
Smaltimento rifiuti	33	12.8
Spurgo pozzi neri e fognature	0.5	0.2
Trivellazioni e sondaggi	8	3.1
Trasporto di rifiuti	8	3.1
Altro	4	1.6
Totale	256	100

Le sole attività di trasporto e smaltimento dei rifiuti in impianti esterni raggiungono il 16% e ciò sembrerebbe indicare un'inversione di tendenza rispetto al quadro di alcuni anni fa, nel quale buona parte degli interventi di bonifica era basata su tecniche off site di rimozione e smaltimento in impianti esterni di rifiuti e terreni contaminati. In realtà, se si va ad aggiungere a questo fatturato quello derivante dalle attività di campo e accessorie, la percentuale di contributo delle bonifiche off site si attesta sul 39-44% circa, riducendo l'entità della inversione di tendenza di cui sopra.

Un'altra interessante indicazione deriva dal fatto che il 13% circa del fatturato è relativo alle attività di caratterizzazione, progettazione e direzione lavori. Questa percentuale sale al 17% circa, se si considerano i sondaggi come parte della caratterizzazione stessa.

Ancor più importante per comprendere quale siano le reali attività di bonifica è la valutazione del fatturato in relazione alle attività eseguite.

Gli scopi delle bonifiche condotte, che sono riassunti nella tabella 2.7, evidenziano che circa un 44% è stato fatturato per bonifiche *off site*, riconducibili allo smaltimento in discarica essendo veramente rari gli impianti terzi per il trattamento dei suoli contaminati. Le bonifiche *in situ* raggiungono il 15% mentre quelle *ex situ on site* il 13%, le quali insieme portano la percentuale delle reali applicazioni di tecnologie di bonifica al solo 28% rispetto al totale.

Tab. 2.7: Distribuzione in termini percentuali del fatturato rispetto all'attività eseguite (Bossi, 2009)

Scopo delle bonifiche	% del fatturato 2007
Messa in sicurezza di emergenza	14
Bonifica <i>in situ</i>	15
Bonifica <i>on site</i>	13
Bonifica <i>off site</i>	39
Messa in sicurezza permanente	12
Altro (riconducibile alla bonifica <i>off site</i>)	5
Altro	2

Il fatturato 2007 delle aziende del campione analizzato indica che ben l'88% del fatturato medesimo è derivante da attività di bonifica per contaminazioni pregresse e solo il 12% per pronto intervento, messa in sicurezza di emergenza e bonifica generati da incidenti.

Gli interventi per risanare contaminazioni pregresse sono prevalentemente commissionati da società del settore industriale (40%) e immobiliare (25%), mentre una percentuale minore è ascrivibile al settore commerciale (20%) e alla committenza pubblica (15%).

Affianco a quelle che sono le valutazioni in merito di fatturato, che comunque sono indicative dei settori e dove vi è un mercato più florido, è stata condotta una analisi in termini di **impiego di tecnologie di bonifiche**.

Un campione di 63 aziende su 68 intervistate da Bossi (2009) ha fornito dati numerici anche sulle tecniche di bonifica impiegate nei loro interventi. Tali valutazioni risultano essere ancor più significative del fatturato per i nostri scopi. Sulla base delle percentuali ottenute dai questionari e sulla base degli interventi totali effettuati nel corso

del 2007, che sono stati circa 5.000 (di cui però più di 1000 per bonifica di amianto), si sono ricavati il numero di interventi in relazione alla tipologia di tecnica impiegata, come mostrato in tabella 2.8.

Ci sono stati 1.468 i casi di messa in sicurezza di emergenza, la tipologia purtroppo più numerosa e relativa al 29% di tutti gli interventi eseguiti. Le messe in sicurezza di emergenza sono dei confinamenti che di fatto non portano alla bonifica del sito come si è già più volte descritto.

Gli interventi dove si è previsto l'esclusiva operazione di smaltimento in discarica, sono 525 a cui vanno ad aggiungersi altre 116 casi in cui, in attività di bonifica dove si sono utilizzate più tecniche, questa era la preminente.

E' comunque da segnalare che gli interventi *in situ* sono numerosi (circa 1219) e rappresentano circa il 24% in forte crescita rispetto gli anni precedenti.

Un ulteriore 16% ha previsto il trattamento off site in impianti dedicati.

Tab. 2.7: Estrapolazione del numero di interventi e % sul totale per tipologia di tecnica impiegata (Bossi, 2009)

Tipologie di intervento	Numero degli interventi 2007	%
Messa in sicurezza di emergenza	1.468	29
Contenimento statico	181	
Contenimento dinamico	543	
<i>Capping</i>	211	
Trattamento acque	533	
Bonifiche <i>in situ</i>	1.219	24
Immobilizzazione	13	
Degradazione biologica	265	
Detossificazione	16	
Rimozione del contaminante	925	
Bonifiche <i>on site</i>	253	5
Trattamenti termici	27	
Trattamenti estrattivi	103	
Trattamenti biologici	47	
Trattamenti chimico-fisici	76	
Bonifiche <i>off site</i>	812	16
Trattamenti termici	30	
Trattamenti estrattivi	46	
Trattamenti biologici	78	
Trattamenti chimico-fisici	133	
Ricollocazione in discarica	525	
Utilizzo congiunto di più tecniche	328	6
Trattamenti termici	18	
Trattamenti estrattivi	48	
Trattamenti biologici	82	
Trattamenti chimico-fisici	64	
Ricollocazione in discarica	116	
Bonifica amianto	1.013	20
Messa in sicurezza	431	
Rimozione	582	
Totale	5.093	100

2.2.4 Il sito di Porto Marghera: un esempio virtuoso?

In Italia gli oratori del settore si aspettavano che una forte spinta al mercato delle bonifiche e delle tecnologie di bonifica fosse data dalla gestione dei siti di Interesse Nazionale da parte del MATTM. La situazione rilevata da Legambiente nel 2005 era alquanto deludente da questo punto di vista anche se, come si è assistito negli ultimi anni, vi è stato un relativo aumento delle applicazioni e delle attività di bonifica in generale sia con tecnologie consolidate che innovative (AA.VV., 2005).

La situazione del sito di Porto Marghera è sicuramente emblematica per valutare la situazione italiana nell'ambito delle bonifiche ed il possibile trend italiano del prossimo futuro, poiché è sicuramente il primo sito dove si è esercitata una forte pressione sulle aziende presenti con l'intento di attivare il processo di bonifica, fatto testimoniato anche dall' "Accordo di Programma per la Chimica di Porto Marghera" firmato il 21 ottobre 1998 e approvato con Dpcm del 1999 poi integrato nell'Atto del 2001, e dallo sviluppo, da parte della Regione Veneto, del "Master Plan delle bonifiche dei siti inquinati di Porto Marghera" approvato con dalla Conferenza di servizi dell'Accordo della chimica in data 22 Aprile 2004.

Porto Marghera è il primo Sito di Interesse Nazionale individuato dal Ministero dell'Ambiente già a partire dal 1998, (ex art. 1 L. 426/98 ed ex D.M. 23 Febbraio 2000) che si estende per quasi 5.500 ettari, costituiti da: 3.000 ettari di aree emerse, 1.900 ettari di zone lagunari, 513 ettari di canali industriali. I principali inquinanti presenti sono metalli pesanti, cianuri, IPA, diossine, PCB, solventi clorurati, clorofenoli, benzene e suoi derivati, BTEX, CVM, pesticidi, quindi inquinanti recalcitranti difficilmente trattabili soprattutto in base al fatto che risultano presenti congiuntamente in una matrice che presenta quasi una "sfida" per qualsiasi tecnologia.

Poiché la salvaguardia della Laguna di Venezia, oltre che della salute umana, rappresenta un obiettivo prioritario per tale sito, si è deciso di realizzare (quale opera di messa in sicurezza per preservare le acque lagunari) un marginamento lungo tutto il sito

(di lunghezza di circa 42 km) mediante l'infissione di palancole a tenuta d'acqua che evitano il contatto tra le acque di falda contaminate con le acque lagunari.

Il MATTM ha sollecitato pertanto le aziende a presentare in primo luogo interventi di messa in sicurezza di emergenza mediante emungimento che riguardassero le acque di falda (falda presente nel riporto e prima falda) e successivamente ha richiesto progetti per la bonifica dei suoli.

Per quanto riguarda l'avanzamento dei progetti di bonifica richiesti a partire dal 2001, interessanti risultano i recenti dati raccolti da ISPRA (D'Aprile, 2008) sullo stato di avanzamento delle attività di bonifica nel SIN di Porto Marghera. Di tale studio si riporta in figura 2.20, lo stato di avanzamento delle attività di bonifica nel SIN con riferimento alle seguenti voci:

- Caratterizzazione da iniziare
- Indagini preliminari
- Piano di caratterizzazione approvato
- Progetto preliminare di bonifica approvato (suolo, acque, suoli + acque)
- Progetto definitivo di bonifica approvato (suolo, acque, suoli + acque)
- Siti bonificati
- Siti svincolati

Dai dati raccolti si evince che quasi il 30% dell'intera superficie del SIN a terra si trova ormai nella fase successiva all'approvazione del progetto definitivo di bonifica (dei suoli o delle acque o di entrambi).

Rispetto ai corrispondenti dati relativi al 2006, nel 2007 si è registrato un incremento per i progetti di bonifica approvati del 4%.

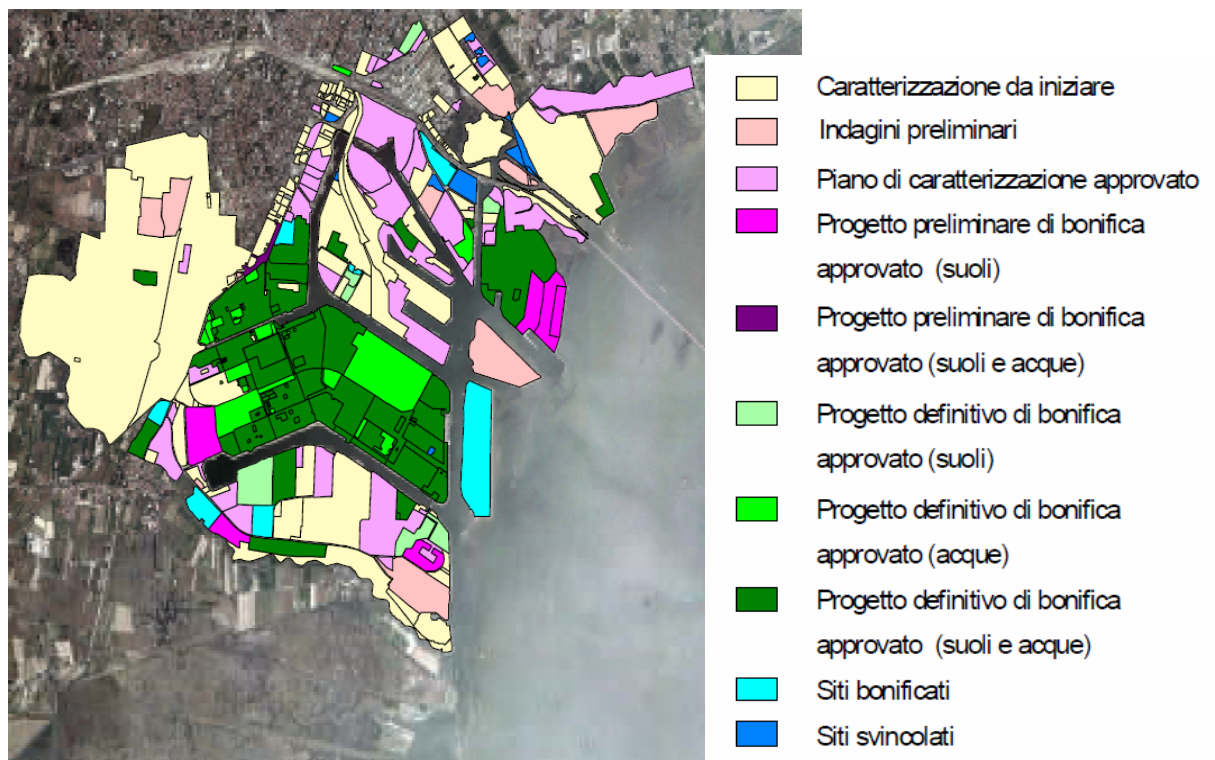


Fig. 2.20: Stato di avanzamento delle attività di bonifica nel SIN di Porto Marghera (tratto da D'Aprile, 2008).

Attualmente le tecnologie di bonifica “innovative” approvate ed in fase di applicazione all'interno del SIN di Porto Marghera risultano essere le seguenti:

- Air Sparging (AS)
- Soil Vapour Extraction (SVE)
- Multi-Phase-Extraction (MPE) – Two-Phase Extraction (TPE)
- Ossidazione Chimica In-Sito (In Situ Chemical Oxidation, ISCO)
- ECRT
- Phytoremediation
- Bioremediation
- Degradazione aerobica

La rimozione del suolo superficiale contaminato (generalmente da 20 a 50 cm dal piano campagna) e il drenaggio controllato (P&T) delle acque della falda superficiale, sono tecniche di intervento diffusamente applicate nel SIN di Porto Marghera, ma, in funzione delle modalità applicative (asporto delle matrici ambientali contaminate e successivo trattamento/smaltimento) non sono state, ovviamente, inserite tra le tecnologie di bonifica innovative neanche nello studio di D'Aprile.

L'**Air Sparging** (AS) è una tecnologia *in situ* che, mediante l'iniezione di aria nella zona satura contaminata, provoca la volatilizzazione e il desorbimento dei composti organici volatili presenti. Le emissioni vengono estratte attraverso un sistema di **Soil Vapour Extraction** (SVE) per evitare migrazioni degli inquinanti al di fuori della zona da trattare.

L'estrazione di vapore dal suolo (SVE) è una tecnologia applicata *in situ* per la bonifica della zona insatura del suolo. La rimozione dell'inquinante viene realizzata con un flusso controllato di aria mediante una serie di pozzi tenuti sotto vuoto con apposite pompe. Le sostanze inquinanti che hanno una maggiore volatilità si trasferiscono nella fase vapore, il cui flusso viene poi estratto e trattato. Il richiamo di aria dalla superficie favorisce anche i processi di degradazione biologica.

L'**estrazione multifase** (MPE) o bifase (TPE) è una tecnica innovativa che consente la contemporanea estrazione dei contaminanti nelle diverse fasi in cui questi possono presentarsi ossia come vapore, liquido (contaminanti disciolti) e fase liquida non acquosa (NAPL o fase libera in galleggiamento). L'MPE non è altro che una combinazione in un'unica tecnica del metodo di Soil Venting e di un sistema di trattamento on-site delle acque di falda contaminate.

L'**ossidazione chimica in situ** (ISCO) è basata sull'iniezione di sostanze chimiche ossidanti, nella zona sorgente della contaminazione o nel plume affinché reagiscano con sostanze inquinanti per trasformarle in composti meno tossici. Le sostanze ossidanti che, in presenza o meno di catalizzatori, vengono solitamente iniettate sono il perossido di idrogeno, il permanganato di potassio e l'ozono.

La **geo-ossidazione elettrochimica** (ECRT, Electro-Chemical Remediation Technology) è una tecnologia che impiega un basso valore di corrente continua che

viene applicata al terreno attraverso elettrodi di materiale con opportune caratteristiche conduttive (acciaio, grafite) in modo da stabilire una differenza di potenziale elettrico.

Immettendo la corrente elettrica nel terreno, le particelle del suolo si polarizzano e sviluppano proprietà elettriche simili ad un condensatore. Quando tali particelle rilasciano l'elettricità, l'energia che si produce genera reazioni redox che consentono la decomposizione dei contaminanti organici e favoriscono la mobilizzazione dei metalli.

La **Bioremediation** è una tecnologia che permette di decontaminare un suolo inquinato sfruttando le proprietà degradative dei batteri indigeni che sono già adattati alla sopravvivenza nel suolo inquinato. L'attività microbica viene accelerata o attivata mediante il controllo della concentrazione di nutrienti e l'aggiunta di altri reagenti che favoriscono la degradazione del composto inquinante.

Nel caso della **phytoremediation**, la degradazione biologica è operata dalle piante.

Dai dati elaborati da D'Aprile si osserva che le tecnologie più applicate sono il Multi Phase Extraction, MPE (48,4% delle aree con progetto di bonifica approvato), l'Ossidazione Chimica In Situ, ISCO (40,9 % delle aree con progetto di bonifica approvato), il Soil Vapour Extraction, SVE (27,6 % delle aree con progetto di bonifica approvato) e la Bonifica Elettrochimica, ECRT (25,9% delle aree con progetto di bonifica approvato). Le altre tecnologie menzionate sono applicate per piccole aree.

In merito alla tempistica degli interventi, si osserva che nell'area del Nuovo Petrolchimico la maggior parte degli interventi hanno una durata compresa tra 10 e 30 anni.

I dati raccolti mostrano complessivamente un trend positivo. Si rileva inoltre che i risultati dell'applicazione di tecnologie *in situ* "innovative" costituiranno sicuramente un riferimento importante per l'elaborazione delle strategie di bonifica in altri Siti di Interesse Nazionale.

Oltre a tale aggiornamento si annoverano progettazioni in fase di approvazione che consistono nell'impiego di innovative tecnologie di S/S che sono state studiate e sviluppate a livello di progetto dimostrativo nella parte sperimentale del presente lavoro come a titolo di esempio il progetto pilota dell'area Moranzani.

Il recente “sblocco” di molti progetti innovativi che hanno subito un lungo procedimento di valutazione da parte del MATTM rappresenta una segnale concreto per gli operatori del settore che auspicano lo stesso trend anche per gli altri SIN.

2.3 Conclusioni alla 2° parte

La conclusione essenziale a cui si arriva osservando quanto finora riportato, è che il suolo viene trattato come un rifiuto e che la specificità della normativa di bonifica è stata in parte disattesa.

Parte di questo insuccesso risulta attribuibile alla scarsa fiducia che in nella maggior parte dei paesi Europei come in Italia, si ha rispetto alle capacità di disinquinare delle tecnologie biologiche, chimiche e fisiche.

Altro aspetto nodale che limita lo sviluppo del mercato delle tecnologie risulta essere il basso costo dello smaltimento in discarica dovuto alle continue proroghe concesse nell'ambito della gestione dei rifiuti e delle discariche che fortemente penalizza soluzioni di intervento diverse dal mero smaltimento. Tale procedura è inoltre agevolata dalle difficoltà burocratiche e tecniche che si incontrano nel far approvare progetti che prevedono sia l'utilizzo di impianti ex sito (poiché di fatto si applicano le stesse procedure per l'ottenimento dell'autorizzazione di impianti di trattamento rifiuti in regime ordinario) sia l'applicazione di tecnologie in sito (per la scarsa fiducia e le difficoltà legate al monitoraggio dei risultati).

La limitatezza e la progressiva riduzione delle risorse finanziarie pubbliche stanno ulteriormente restringendo il campo di attuazione della normativa sulle bonifiche alle aree il cui riutilizzo assicuri la convenienza economica in relazione alla loro conversione ad usi di maggior pregio e valore commerciale.

Anche il mercato delle bonifiche sta, inevitabilmente, risentendo della crisi economica sia perché legato a doppio filo alla flessione del settore immobiliare, primo committente in Italia delle opere di decontaminazione, sia per l'incapacità di sostenere le spese di bonifica da parte di numerose imprese, con conseguenze negative anche sull'andamento dei contenziosi in atto.

La scarsa applicazione di tecnologie innovative risiede in parte nella scarsa conoscenza delle diverse tecnologie disponibili e delle loro potenzialità e costi (Bonomo L., 2005).

La conoscenza delle differenti tecnologie di bonifica, della loro affidabilità, efficacia, sostenibilità ecc., rappresenta invece uno degli aspetti fondamentali per la diffusione delle stesse nel mercato e per aumentare il livello di confidenza del loro utilizzo.

Le barriere del mercato sono comuni in tutti i paesi e pertanto una azione “forte” attivata direttamente dalla comunità europea potrebbe permettere un più rapido superamento di alcuni degli ostacoli individuati. Le prime reali azioni in questo senso si sono concretizzate nella condivisione delle informazioni che è iniziata con progetti e network quali: Nicole, Clarinet nel passato e Eurodemo e Promote recentemente.

Affianco all’azione della condivisione delle informazioni, oggi è l’implementazione di un sistema condiviso di validazione l’aspetto a cui si devono orientare gli sforzi della comunità scientifica e dei decisori. La validazione e l’applicazione di protocolli condivisi internazionalmente sono infatti emersi essere strumenti efficaci al fine di superare molte delle barriere del mercato che la sola condivisione delle informazioni non riesce a far superare.

Si auspica che le attività di ricerca e soprattutto l’applicazione di nuove tecnologie di bonifica nei Siti di Interesse Nazionale (come si sta assistendo da pochi anni/mesi a questa parte a Porto Marghera come in altri siti) possano favorire lo sviluppo di un mercato nazionale basato sulle attività di bonifica.

L’approvazione dei progetti che presuppongono nuove tecnologie e spesso l’esecuzione di applicazioni a scala pilota/semi industriale da parte del MATTM rappresenta a livello italiano una sorta di validazione. Lo sviluppo e l’applicazione di nuove strategie per la bonifica dei Siti di Interesse Nazionale (che occupano oltre il 3% dell’intero territorio italiano), rappresenta una priorità per il Paese sia dal punto di vista tecnico-scientifico che dal punto di vista economico.

Alcune stime presentate recentemente dall’Università Bocconi (d’Aprile, 2008) mostrano che è possibile valutare in oltre 30 miliardi di euro le risorse necessarie per la bonifica dei soli Siti di Interesse Nazionale e che l’avvio di un mercato legato alle bonifiche potrebbe consentire, nei prossimi dieci anni, di aumentare il PIL di quasi un punto percentuale.

Esiste pertanto una filiera economica legata alle attività di bonifica che può e deve essere sviluppata e valorizzata.

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 2005. “La chimera delle bonifiche: l’urgenza del risanamento ambientale in Italia, i ritardi del Programma nazionale e le proposte di Legambiente”, dossier di Legambiente, Roma, 10/05/2005
- AA.VV., 2008. “Prontuario delle bonifiche” Supplemento a Ambiente&Sicurezza Il Sole 24ORE
- Araneo F., Bartolucci E., D’aprile L., 2008. “Anagrafe dei siti oggetto di procedimento di bonifica: raccolta e gestione delle informazioni a livello nazionale”. I quaderni di Ecomondo - ISBN 978-88-387-4859-4 - Maggioli Editore Vol 2 pp 316-322.
- Bertelle A e Bossi C., 2008. “BONIFICHE Qual è l’effettiva richiesta? Lo svela l’analisi dei dati sul mercato degli operatori” Ambiente&Sicurezza - Il Sole 24ORE, n. 21 pag. 52-66.
- Bonomo L., 2005 – “*Bonifica dei siti : caratterizzazione e tecnologie di risanamento*”. Ed. McGraw-Hill - ISBN 8838662789
- Bossi C. 2009. “BONIFICHE La struttura degli operatori offre una chiave di lettura per analizzare il mercato” Ambiente&Sicurezza - Il Sole 24ORE, n. 12 pag. 76-82.
- Chiazzo M. e Viselli R., 2006. “Rapporto Bonifiche Federambiente 2005”. Quaderni per l’Ambiente Anno 3 supplemento 1. Ed. Geva
- D’Aprile, 2008. “Stato di attuazione delle attività di bonifica e utilizzo di tecnologie innovative nei siti di interesse nazionale: casi studio” Intervento alla Giornata Studio Interventi di Bonifica di Siti Inquinati Tecnologie e Risultati. Siena 11 Aprile 2008.
- ISPRA, 2007. Annuario dei dati ambientali APAT, 2007.
- ISPRA, 2008. Annuario dei dati ambientali APAT, 2008.
- EC, European Commission Soil protection, 2006. “The story behind the Strategy”. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities 2006, pp. 28
- EEA, European Environmental Agency, 2005. “*The European Environment – State and outlook 2005*”, ISBN: 92-9167-776-0
- EEA, European Environmental Agency, 2007. “Progress in management of contaminated sites” (CSI 015). EEA Report, August.
- Bonomo L. 2005. “Bonifica di siti contaminati: caratterizzazione e tecnologie di risanamento” The McGraw-Hill Companies Ed.
- ETAP, Environmental Technologies Action Plan. 2003 “Report from the Soil Protection issue group as a contribution to the Environmental Technologies Action Plan” Discussion Paper. Soil Protection Issue Group 2003

- COM 38 final (Communication from the Commission to Council and the European Parliament from Jan. 28 2004, n.38), 2004 – “Stimulating Technologies for Sustainable Development: An Action Plan for European Union”.
- COM 231 final (Communication from the Commission to Council and the European Parliament from Sept. 22 2006, n.231), 2006 – “*Thematic Strategy for Soil Protection*”.
- COM 232 final (Communication from the Commission to Council and the European Parliament from Sept. 22 2006, n.232), 2006 – “Proposal for a DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL establishing a framework for the protection of soil and amending Directive 2004/35/EC”
- CON 10919/09 (Note from the General Secretariat to Council of the European Union, June 16 2009), 2009 – “Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the protection of soil – Progress Report”
- Henstock, J.. 2006. “CL:AIRE Contractor-Consultant Remediation Status Survey 2005“. In: Brownfield Briefing (Newzeye publication). Issue 4 Remediation Solutions, Issue No. IV, pg. 23.
- Hiester, U., Koschitzky H.-P., Färber A.. 2004. “Theris: Increase of efficiency of soil vapour extraction using installed heat sources – development potentials and application fields“(in German). In: B. Barczewski, H.-P. Koschitzky, K. Weber, and R. Wege (Eds.): *VEGAS - Statuskolloquium 2004*, Mitteilungsheft Nr. 131, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, 10/2004. - ISBN: 3-933761-34-4.
- IPTS, Institute for Prospective Technological Studies– Report Environmental Technologies Verification Systems, Joint Research Centre, 2005.
- Leijnse A., Kukuric N., Wipfler L., De Kreuk J.F., Kamermans C.M., Pijls C., Keijzer T. CBR. 2004– Case Based Reasoning: hidden soil knowledge unveiled. Learning from finished in-situ remediation projects. Stichting Kennisontwikkeling Kennisoverdracht Bodem, Final report projectnr. SV613, Gouda,.
- Murphy L.M., Brokaw J., Boyle C. 2002. “Transitioning to private-sector financing: characteristics of success” National Renewable Energy Laboratory, Golden, Colorado. U.S.A., NREL/MP-720-31192
- Quercia F., Falconi M., Vecchio A., Schamann M., Tarvainen T., Fons J., 2006 - “*Analysis of EIONET consultation on data availability and relevance of Problem Areas assessment*”. EEA Technical Report, May 2006
- PROMOTE Report 1, Analysis Of Verification Systems - Deliverable no: 1. (2007).
- RUBIN. 2004. Disponibile al sito web <http://www.rubin-online.de>
- SAFIRA. 2004. Disponibile al sito web <http://safira.ufz.de>
- Scanferla P., 2006 “Il Testo Unico Ambientale: il Decreto Legislativo 152/2006” articolo della newsletter n.2 Giugno-Luglio 2006 di VEGA-Ambiente

Spira Y., 2006. "State-of-the-art of remediation of contaminated sites in Europe". I quaderni di Ecomondo. ECOMONDO 2006 (8-11/11/2006). ISBN 88-387-3687.1. pag. 203-207.

Surico, F., Peli, G., Zeno, L., Scattolin M., Scanferla, P. and Rinaldo, D. (2003). "The remediation of the "Conterie" in Murano (Venice)" in Remediation of Contaminated Sediments. Proceedings of the Second International conference on Remediation of Contaminated Sediments (Venice, 30sep-3 Oct 2003). ISBN 1-57477-143-4, Published by Battelle Press, Columbus, OH.

Tunesi S. e Napoleoni Q., 2003 - "*Tecnologie di bonifica dei siti inquinati*", Ed. Il Sole 24Ore.

Wadsworth C., 2009. "Environmental Technologies Verification Tritech lessons learnt" TRITECH-EVT report. Presentations from the Tritech dissemination event on the 27th August 2009.

EURODEMO REPORT

EU: Status report on end-user needs, EURODEMO Deliverable reference no. D2-3, (2005)

EU: Status Report on Existing and Recent Projects for Technology Demonstration, EURODEMO Deliverable reference no. D3-2 (2007)

EU: Final Concept for a Technology Promotion Programme, EURODEMO Deliverable reference no. D4-5, (2007)

EU: Environmental Efficiency Criteria - Report on Case Studies, EURODEMO Deliverable reference no. D5-2, (2007)

EU: Framework for Sustainable Land Remediation and Management, EURODEMO Deliverable reference no. D5.3, (2007)

EU: Model protocols and guidance for analytical sustainability assessment tools, EURODEMO Deliverable reference no. D5.4, (2006)

EU: Guideline and model protocols for checking technical reliability of selected remediation technologies, EURODEMO Deliverable reference no. D6.4, (2007)

EU: Status report on technological reliability for demonstrated soil and groundwater management technologies with special focus on the situation in Europe, EURODEMO Deliverable reference no. D6.2 part 2,(2007)

3° PARTE- CASO DI STUDIO: APPLICAZIONE E VALIDAZIONE DI UNA TECNOLOGIA INNOVATIVA

3.1 Introduzione

Dall'analisi dell'attuale offerta di tecnologie nazionale ed internazionale sia innovative che consolidate (analizzata nella parte precedente del lavoro), emerge uno scenario dove predominano le tecnologie rivolte alla bonifica di terreni e falde contaminati da composti organici (più o meno recalcitranti) attuata nella maggior parte di queste attraverso la loro degradazione con agenti chimici, biologici o mediante il calore (come ad esempio rispettivamente: ossidazione chimica, bio-pile e desorbimento termico).

Diversa risulta essere la situazione nell'ambito delle tecnologie dedicate al trattamento dei suoli contaminati da metalli pesanti e metalloidi (l'arsenico). Per tale tipo di contaminazione le tecnologie risultano molto più limitate e meno efficaci in termini di efficienza e di tempistiche necessarie alla decontaminazione in quanto i metalli non possono di fatto essere degradati.

Il continuo rilascio di tali contaminanti a cui stiamo assistendo sia per cause naturali che antropiche, sta inevitabilmente provocando il loro accumulo ed "arricchimento" in tutte le matrici ambientali (Vanbroekhoven K., 2004).

Si possono distinguere alcune tecnologie dedicate al trattamento dei metalli pesanti (diverse dal confinamento e dalla messa a dimora a discarica) quali: trattamenti di "immobilizzazione" effettuata con agenti chimici (stabilizzazione/solidificazione) o biologici da attuarsi (come la stimolazione di batteri solfato riduttori) *ex situ* o *in situ*, o la fitoestrazione.

Una tecnica innovativa molto promettente è stata sviluppata nell'ambito dei trattamenti di stabilizzazione/solidificazione (S/S) a base cementizia brevettata congiuntamente dalla società veneziana In.T.Ec. srl e da Mapei SpA.

L'attività sperimentale della ricerca di dottorato ha riguardato il supporto tecnico scientifico nello sviluppo del progetto dimostrativo per questa tecnologia innovativa di trattamento dei suoli contaminati da metalli pesanti e nel supportare le ditte ideatrici nella validazione della stessa da parte di enti locali di controllo.

Dopo aver condotto prove a scala pilota in accordo e con la supervisione degli enti di controllo (*Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici del Veneto ARPAV*), attraverso i quali si è giunti all'approvazione del primo progetto definitivo di bonifica dove è previsto l'impiego di tale tecnica, si è condotta la validazione mediante il monitoraggio *in operam* della sua applicazione a scala industriale in uno dei lotti di intervento previsti dal progetto approvato.

Nell'ambito del dottorato si è sviluppato il protocollo di verifica dell'efficacia del trattamento e si sono monitorati durante tutto l'intervento i risultati del progetto dimostrativo coordinando le attività di campo e di laboratorio nonché partecipando attivamente a tali attività.

3.2 La Stabilizzazione/Solidificazione: stato dell'arte

Il termine “solidificazione/stabilizzazione” (S/S), altresì definito in Italia come “inertizzazione”, si riferisce a una categoria di processi di trattamento che ha trovato crescente applicazione per la gestione di un'ampia varietà di rifiuti, sia solidi che liquidi (Means *et al.*, 1995).

Il processo S/S permette di conseguire uno o più dei seguenti obiettivi:

- riduzione della mobilità e/o della solubilità degli inquinanti;
- miglioramento delle caratteristiche fisiche e di manipolazione dei rifiuti;
- diminuzione della superficie attraverso cui può avvenire il trasferimento dei contaminanti verso l'ambiente.

I termini “solidificazione” e “stabilizzazione” comprendono la varietà dei meccanismi che contribuiscono a ridurre la pericolosità dei rifiuti trattati con tale tecnologia. Il termine “solidificazione” si riferisce ad un processo in cui al rifiuto vengono aggiunti dei materiali leganti, che possono essere sia inorganici che organici, in grado di trasformare il rifiuto in un solido. Il termine “stabilizzazione” indica invece la trasformazione del rifiuto in una forma in cui i contaminanti risultano più stabili e meno suscettibili di essere mobilizzati verso l'ambiente. Questa trasformazione comprende la solidificazione, ma molto spesso implica reazioni chimico-fisiche che trasformano i contaminanti in forme meno mobili e meno tossiche (EPA, 2000; Mulligan *et al.* 2001).

I processi di inertizzazione possono essere così suddivisi:

- stabilizzazione/solidificazione (S/S), ottenuta con leganti idraulici a base di reagenti inorganici, quali cemento, calce, argilla ecc.;
- stabilizzazione/solidificazione (S/S), ottenuta con reagenti organici, quali materie termoplastiche, composti macroincapsulanti, polimeri (soprattutto sistemi urea/formaldeide);
- vetrificazione e vetroceramizzazione, definite dall'EPA “distruzione termica del rifiuto”;

- processi biologici che permettono la trasformazione in forme poco solubili dei metalli pesanti.

La tecnologia S/S occupa una posizione rilevante nella gerarchia della gestione dei rifiuti grazie alla possibilità di trattare rifiuti altrimenti non trattabili. Infatti, nell'ambito degli interventi di bonifica previsti dal regolamento statunitense CERCLA (*Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act*), relativo alle risposte e alle azioni di intervento per la riduzione dei rischi derivanti dal rilascio di sostanze pericolose, la tecnologia S/S è risultata la migliore tecnologia disponibile verificata (BDAT – *Best Demonstrated Available Technology*) per il trattamento di una varietà di rifiuti (scorie nucleari, ceneri da impianti di incenerimento urbani, fanghi, ecc.) (EPA, 1993).

Nel caso di terreni, sedimenti contaminati e detriti, la tecnologia S/S si è rivelato essere un sistema economico e versatile per il trattamento di grandi volumi di materiali variamente contaminati, in quanto il processo utilizza generalmente attrezzature relativamente semplici ed economiche ed è competitivo con altri tipi di trattamento.

I processi di S/S negli Stati Uniti infatti già da anni vengono estensivamente applicati, consistono nel miscelare il suolo inquinato con una percentuale di cemento al fine di ridurre la lisciviabilità dei contaminanti sia mediante modificazioni chimiche (reazioni chimiche, precipitazione, ecc.) e sia attraverso la riduzione della loro mobilità. Questo ultimo fenomeno avviene grazie al processo di idratazione del cemento che essendo un legante idraulico ingloba intimamente gli inquinanti (EPA, 2000).

Gli interventi basati sui processi S/S possono essere condotti sia mediante tecniche *ex situ on-site* che *in-situ*, che prevedono il mescolamento del rifiuto con sistemi leganti, rispettivamente previa escavazione o no, senza dover trasferire il materiale contaminato fuori dal sito di bonifica, oppure mediante tecniche *ex situ off-site*, che prevedono il trattamento del materiale contaminato in impianti esterni. Nel periodo 1982-1999, la tecnologia S/S è stata utilizzata nel 25% dei progetti di bonifica dei siti contaminati nell'ambito del *Superfund Remedial Action* (CERCLA) (figura 3.1).

L'applicazione di tale tecnologia è comunque in crescita anche in Europa (EPA UK 2004; Van-Camp *et al.* 2004; Harbottle *et al.* 2007; SedNet 2008)

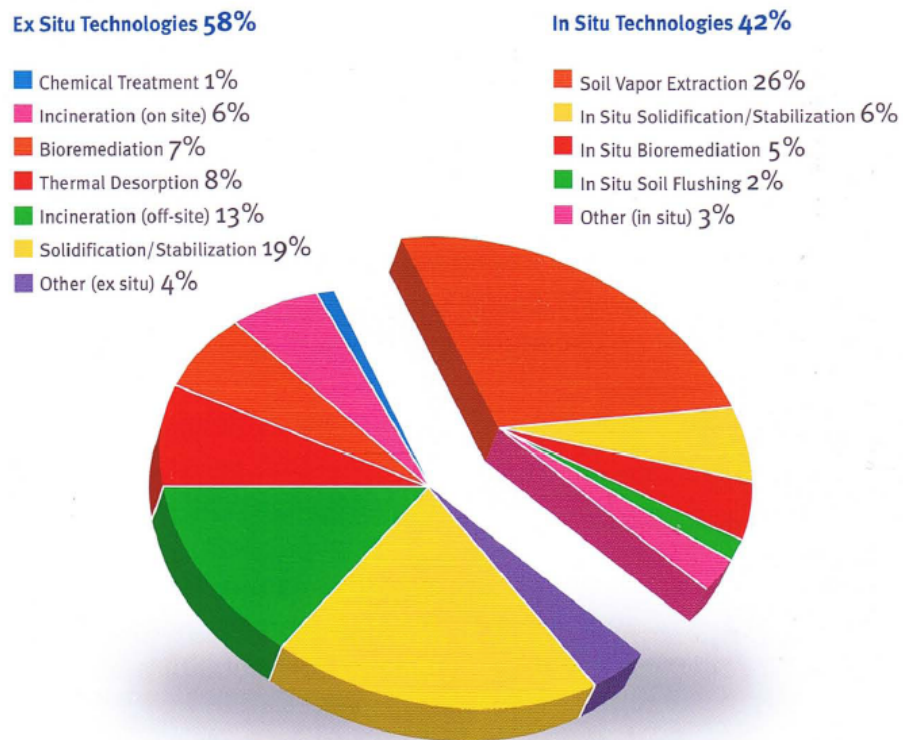


Fig. 3.1: Confronto tra l'applicazione della tecnologia S/S e le altre tecnologie di trattamento applicate nell'ambito dei progetti di bonifica dei siti contaminati del Superfund Remedial Action (Wilk, 2002).

Il sistema legante più utilizzato nella tecnologia S/S è quello che impiega il cemento/silicati e si basa sul fenomeno di **idratazione del cemento**. Quando l'idratazione del cemento avviene in miscela con il rifiuto, l'inquinante viene inglobato nella rete di gel (definito come reticolo cristallino amorfo) e quindi nella matrice cementizia. Si ottiene un prodotto monolitico, a basso rapporto superficie/volume e a bassa permeabilità. La S/S avviene secondo processi chimico-fisici di precipitazione, complessazione, adsorbimento, fissazione fisica. Nei trattamenti di S/S con cemento/silicati a base neutra il dosaggio dei reagenti avviene su rifiuti a pH neutro/basico.

Tra i diversi tipi di cemento il più impiegato è il **cemento Portland** (che ha più elevate prestazioni), anche in combinazione con sistemi pozzolanici.

I leganti organici invece (materiali termoplastici e termoindurenti) sono molto meno utilizzati, in quanto presentano gli svantaggi di ordine tecnico (complessità degli impianti), economico (elevata richiesta energetica e considerevoli costi dei reagenti e delle apparecchiature) e gestionale (necessità di manodopera specializzata).

La tecnologia S/S a base di cemento Portland può essere convenientemente applicata per il trattamento di vari tipi di terreni, sedimenti e fanghi contenenti contaminanti inorganici. Non è generalmente appropriata per il trattamento di rifiuti contenenti sostanze organiche in concentrazioni elevate, che devono essere eventualmente rimosse mediante l'applicazione di trattamenti idonei (desorbimento termico, estrazione con solventi, biodegradazione, ecc.) prima di sottoporre il rifiuto al processo di S/S; infatti, allo stato attuale non esistono elementi sufficienti che dimostrino la capacità della matrice cementizia di fissare adeguatamente e stabilmente anche i contaminanti organici scarsamente polari (Glasser, 1994). Questo in relazione alle difficoltà di reticolazione del cemento che sopraggiungono in presenza di elevate concentrazioni di organici nella matrice.

1.2.1 Meccanismi di inertizzazione

Esperimenti di laboratorio e prove di campo hanno ampiamente dimostrato che la tecnologia S/S a base cementizia è in grado di ridurre sostanzialmente la mobilità dei contaminanti presenti nei rifiuti liquidi e solidi. Tale effetto è il risultato della combinazione di meccanismi fisici e chimici, la cui natura ed efficacia dipendono tuttavia da molteplici fattori legati al tipo di contaminanti presenti nel materiale da trattare e al tipo di legante utilizzato, come anche dalle specifiche condizioni ambientali in cui la matrice S/S viene a trovarsi a seguito del trattamento.

I **meccanismi fisici** di immobilizzazione dei rifiuti nei processi S/S si basano sull'incapsulamento dei rifiuti, e quindi dei contaminanti, in una matrice caratterizzata

da un'elevata resistenza meccanica e da una bassa tendenza alla lisciviazione. L'efficacia del sistema dipende dalla permeabilità e dalla stabilità nel lungo periodo della matrice nonché dalle modalità operative di mescolamento, in quanto miscele imperfette possono produrre zone di accumulo dei rifiuti e lasciare zone di discontinuità nella matrice (cavità, ecc.) che compromettono l'efficacia dell'isolamento dei contaminanti.

Nel caso di incapsulamento di contaminanti inorganici in matrici cementizie, la formazione di una barriera fisica è sempre associata ad un meccanismo di **stabilizzazione chimica**, basato su processi di trasformazione chimica dei contaminanti e sulla loro incorporazione nei prodotti di idratazione del cemento. La formazione di idrossidi insolubili causata dall'elevato valore del pH tipico degli impasti cementizi rappresenta un meccanismo fondamentale di immobilizzazione nella tecnologia S/S. È stato osservato che la precipitazione dei metalli pesanti nelle condizioni tipiche dei processi S/S è un processo a due stadi, che prevede una prima fase in cui si ha la precipitazione del metallo sotto forma di idrossido e da una seconda fase in cui intervengono reazioni chimiche con gli altri componenti del cemento, quali calcio, alluminio e silicio, che conducono ad una precipitazione più completa. Poiché queste reazioni secondarie con i componenti solidi del cemento si sviluppano nel tempo, il potenziale di immobilizzazione dei sistemi cementizi aumenta con il tempo di maturazione (Glasser, 1994).

Va tuttavia evidenziato che non tutti i metalli pesanti hanno la stessa tendenza ad essere fissati. In particolare, alcuni idrossidi metallici hanno caratteristiche anfotere e presentano un valore minimo di solubilità a valori di pH intermedi, ritornando solubili in ambienti fortemente basici e acidi (figura 3.2). In particolare, il piombo e lo zinco aumentano significativamente la loro solubilità quando il pH raggiunge i valori tipici degli impasti cementizi ($\text{pH} \geq 12$) e sono pertanto più suscettibili di altri metalli di essere rimobilizzati.

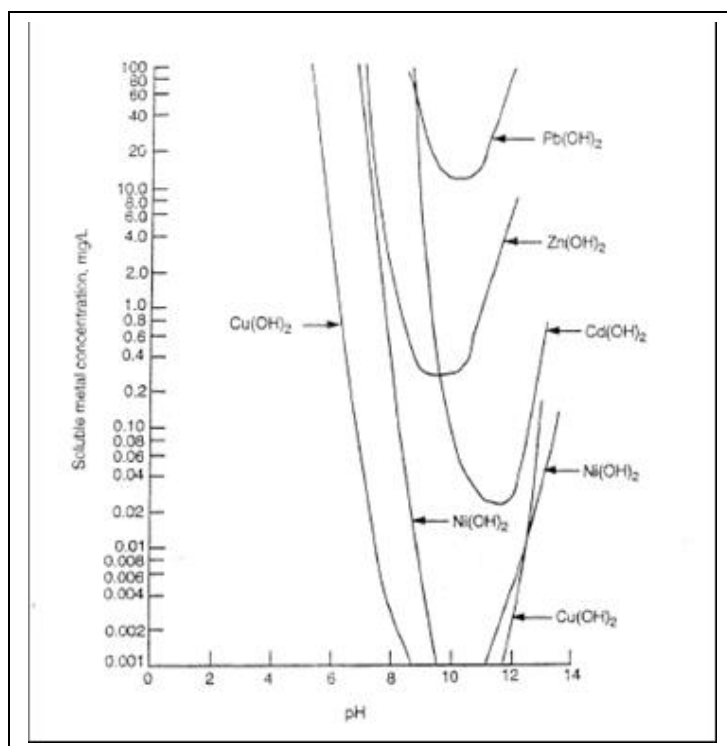


Fig. 3.2: Solubilità teoriche per diversi idrossidi metallici (Cullinane, 1986).

Il cemento Portland, come già ricordato, è il più importante tra i leganti idraulici utilizzati nella tecnologia S/S, è una miscela di clinker e di gesso biidrato ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) o, più raramente, di anidrite naturale (CaSO_4), questi ultimi aggiunti per evitare che il clinker, reagendo con l'acqua, indurisca troppo rapidamente. Il clinker è il prodotto della cottura a circa $1300\div 1500\text{ }^\circ\text{C}$ di una miscela di argilla, calcare, sabbia, ceneri di pirite, ecc. e si compone sostanzialmente di una miscela di ossidi complessi a base di calcio, alluminio, silicio, ferro e di componenti minori. Nella chimica del cemento, per brevità, si usa scrivere C, A, F e S rispettivamente al posto di CaO , Al_2O_3 , Fe_2O_3 e SiO_2 .

I componenti del cemento Portland sono riportati in tabella 3.1.

Tabella 3.1: I componenti del cemento Portland.

	Nome	Formula chimica	Notazione abbreviata
Componenti principali	Silicato tricalcico	$3\text{CaO} \cdot \text{SiO}_2$	C_3S
	Silicato bicalcico	$2\text{CaO} \cdot \text{SiO}_2$	C_2S
	Alluminato tricalcico	$3\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3$	C_3A
	Fase ferritica	$4\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot \text{Fe}_2\text{O}_3$	C_4AF
	Gesso biidrato o Anidrite naturale	$\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ o CaSO_4	
Componenti minori		$12\text{CaO} \cdot 7\text{Al}_2\text{O}_3$	C_{12}A_7
		$2\text{CaO} \cdot \text{Fe}_2\text{O}_3$	C_2F
	Ossido di calcio	CaO	C
	Ossido di magnesio	MgO	
	Alcali, fosfati, fluoruri	$\text{Na}, \text{K}, \text{PO}_4^{3-}, \text{F}^-$	

Quando il cemento Portland viene mescolato con l'acqua, si innescano molteplici reazioni chimiche di idratazione con i diversi componenti che portano alla presa e all'indurimento della pasta cementizia. Dapprima si forma uno strato gelatinoso e semipermeabile di silicato di calcio idrato sulla superficie dei grani di silicato di calcio. Poi, a seguito della dissoluzione della calce, si generano delle fibrille che, aumentando rapidamente di numero e lunghezza, vanno a formare quella rete che è responsabile del fenomeno di presa. L'inquinante viene inglobato in questa rete di gel rigonfiati.

L'idratazione delle fasi silicatiche (C_3S e C_2S), presenti in misura del 75-85%, contribuisce in misura determinante all'indurimento del cemento e allo sviluppo delle resistenze meccaniche e porta alla formazione di silicati di calcio idrati (C-S-H) e di idrossido di calcio (CH) secondo la reazione:



dove

C = CaO
S = SiO₂
H = H₂O

Nelle figure seguenti vengono mostrate le immagini al microscopio elettronico di una pasta cementizia dopo 1 ora (figura 3.3) e dopo 6 ore di idratazione (figura 3.4), rispettivamente.

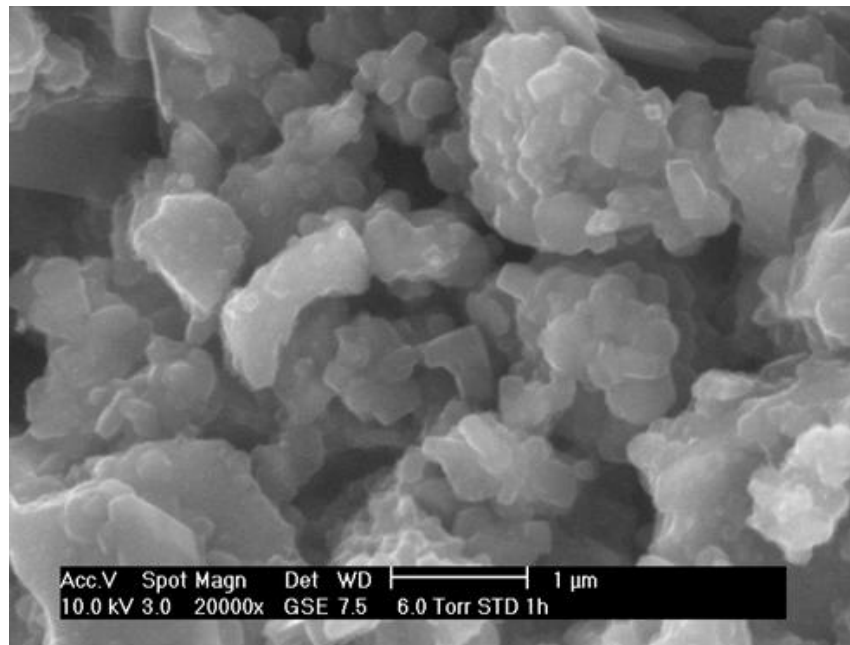


Fig. 3.3: Immagine ESEM-FEG di una pasta di cemento dopo 1 ora di idratazione.

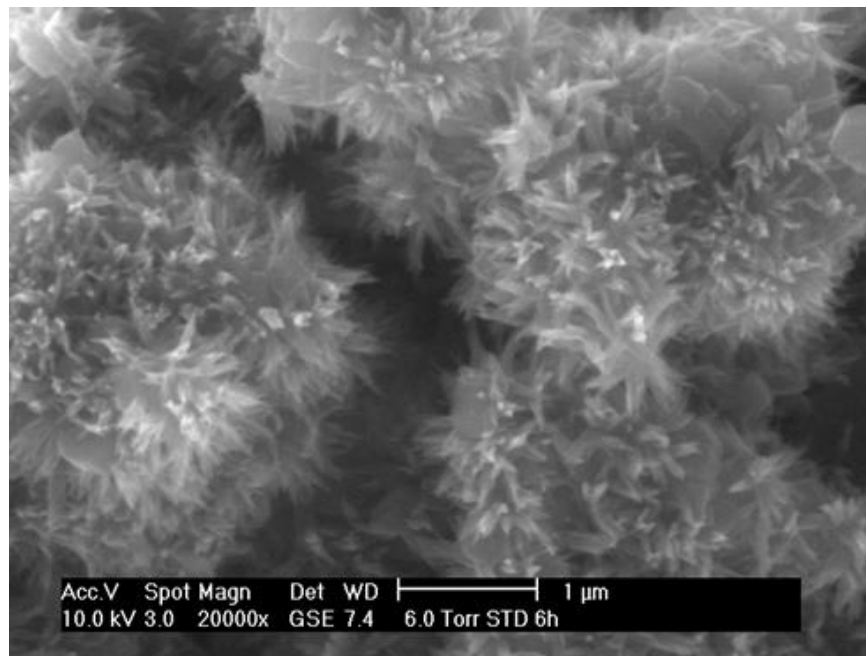
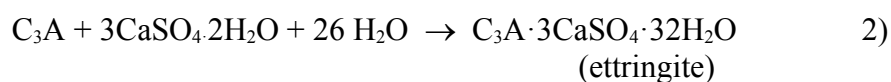


Fig. 3.4: Immagine ESEM-FEG di una pasta di cemento dopo 6 ore di idratazione. Si stanno sviluppando i cristalli aghiformi di C-S-H che provocano l'indurimento e modificano la struttura della matrice.

Come si può osservare dalla figura 3.4, la reazione delle fasi silicatiche del cemento (C_3S e C_2S) dopo qualche ora dal mescolamento produce cristalli aghiformi di silicati di calcio idrati. Lo sviluppo dei cristalli fibrosi di C-S-H è il fenomeno responsabile dell'indurimento del cemento e dello sviluppo delle proprietà meccaniche e modifica profondamente la struttura della pasta cementizia, favorendo l'inglobamento dei contaminanti all'interno della stessa struttura e riducendone la porosità. Nello stesso tempo, la nuova struttura costituisce una superficie attiva per processi di chemi-adsorbimento che possono coinvolgere le specie metalliche. Tali meccanismi di immobilizzazione, pur non essendo basati su processi di fissazione chimica, rappresentano comunque importanti fattori per la stabilizzazione dei contaminanti nei processi S/S.

L'idratazione delle fasi alluminose del cemento (C_3A e C_4AF) è molto più rapida di quella delle fasi silicatiche e avviene nei primi minuti di contatto tra l'acqua e il cemento, con la formazione di prodotti di idratazione responsabili del fenomeno della presa del cemento. Nel cemento Portland, l'idratazione delle fasi alluminose avviene in presenza di gesso, che viene aggiunto al cemento per regolarne la presa provocando la formazione di ettringite, o trisolfoalluminato di calcio idrato, attraverso la seguente reazione:



dove C = CaO
 A = Al₂O₃

L'ettringite ha la capacità di incorporare chimicamente alcuni ossianioni di metalli pesanti anfoteri che agli elevati valori di pH tipici degli impasti cementizi ($pH \geq 12$) sono solubili e quindi suscettibili di essere rimobilizzati. Una volta incorporati chimicamente nella struttura dell'ettringite, questi contaminanti vengono immobilizzati grazie al bassissimo prodotto di solubilità di questo composto. Pertanto, i benefici derivanti dall'utilizzo del cemento Portland nei processi S/S non derivano esclusivamente dalla formazione dei silicati di calcio idrati del C-S-H e dalla precipitazione degli idrossidi metallici insolubili, ma anche dalla formazione di

ettringite che contribuisce in misura sostanziale alla immobilizzazione di alcuni metalli anfoteri (Klemm, 1998).

3.2.2 Meccanismi di cessione dei contaminanti

Nel processo si è visto che con l'aggiunta del cemento avviene una precipitazione degli ioni calcio sottoforma di sali a bassa solubilità i quali favoriscono la solidificazione. Inoltre il silicato tricalcico reagisce con ossidi e idrossidi di metalli (zinco, rame, cromo, ferro, nichel, manganese, arsenico) formando dei complessi insolubili. L'idratazione del cemento comporta un incremento notevole della superficie sulla quale avvengono queste reazioni. Infine il processo si conclude con la fissazione fisica di tutti questi composti incluse le sostanze che non hanno reagito.

La matrice S/S a base cementizia è tipicamente rappresentata da un solido poco poroso di struttura complessa. Lo spazio dei pori contiene generalmente miscele di acqua e di gas e nella struttura possono essere presenti diverse fasi solide contenenti i contaminanti, sia all'interno della struttura cristallina sia come solidi precipitati in fase separata. La stessa fase acquosa può essere presente sotto forma di uno strato poco mobile adsorbito sulle pareti dei pori oppure libera all'interno del loro volume. Fino a quando il materiale S/S non è immerso in un liquido, il sistema dei pori si trova in equilibrio con la fase solida e i contaminanti risultano immobilizzati. L'immersione della matrice S/S in un fluido modifica la composizione e altera l'equilibrio del sistema, con la conseguente tendenza alla mobilizzazione e alla cessione dei contaminanti.

I due meccanismi fondamentali nel processo di cessione dei contaminanti sono la mobilizzazione e il trasporto.

3.2.2.1 Mobilizzazione dei contaminanti

Per quanto riguarda la mobilitazione dei contaminanti, la presenza del fluido dilavante provoca come primo effetto la mobilizzazione degli inquinanti attraverso processi che possono essere determinati da una combinazione di meccanismi chimici e fisici. I principali processi chimici e fisici che influenzano la mobilizzazione sono i seguenti:

- Tendenza alla dissoluzione di un composto – L'entità della cessione di molti ossidi metallici nelle matrici S/S è regolata dalla loro tendenza alla dissoluzione. In tali condizioni, la dissoluzione dei contaminanti è direttamente proporzionale al tempo di lisciviazione e alla superficie esposta (RIZA, 2003).
- Processi di adsorbimento - Alcuni contaminanti mostrano la tendenza all'adsorbimento su superfici reattive. Ad esempio, alcuni cationi di metalli pesanti il cui rilascio non è controllato dal processo di dissoluzione sono spesso coinvolti in fenomeni di chemi-adsorbimento sui silicati idrati che si formano per idratazione del cemento (Fig. 6.4).
- Disponibilità - Molti composti inorganici non sono particolarmente reattivi e la loro tendenza al rilascio non è controllata dalla solubilità o da fenomeni di adsorbimento, ma unicamente dalla loro concentrazione all'interno della matrice. Esempi di tali composti sono costituiti da sali inorganici, tra cui il cloruro di sodio.
- pH – Il pH della matrice S/S e dell'ambiente in cui si trova il materiale sono fondamentali nel determinare la tendenza alla mobilizzazione di molti contaminanti controllati da processi di solubilizzazione e di adsorbimento. Gli andamenti generali per le diverse classi di sostanze in funzione del pH sono rappresentati in figura 3.5.

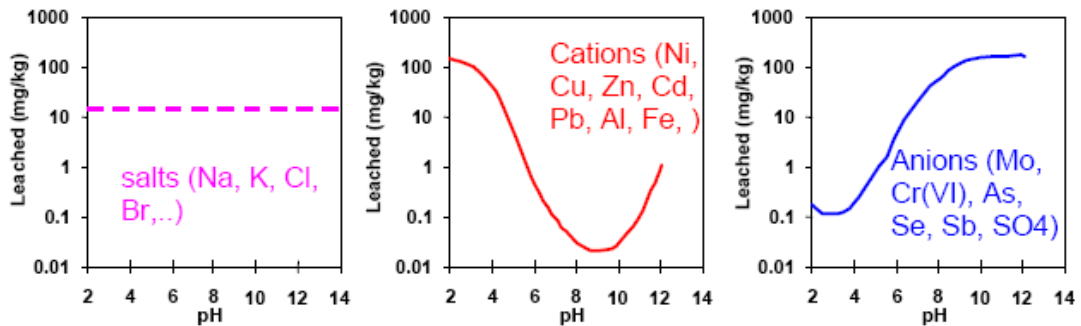


Fig. 3.5: Comportamento alla cessione di diversi gruppi di composti in funzione del pH. I cationi, gli anioni e i sali solubili hanno profili di cessione specifici in relazione alla diversa speciazione chimica (Van der Sloot *et al.*, 2004).

Come si può osservare, la cessione dei sali neutri (Na, K, Cl, Br, ecc.), regolata esclusivamente dalla disponibilità, non è influenzata dalle variazioni del pH, mentre la cessione dei cationi e degli anioni dei metalli pesanti mostra andamenti fortemente dipendenti dal pH.

E' opportuno sottolineare che il pH caratteristico dei diversi materiali, tra cui quelli da costruzione (legno, mattoni e materiali cementizi), varia entro ampi intervalli. Le matrici S/S, essendo a base cementizia, sono caratterizzate da valori di pH elevati ($\text{pH} \geq 12$), mentre i laterizi hanno valori pressoché neutri ($\text{pH} 6 \div 8$) e il legno leggermente acidi ($\text{pH} 4 \div 7$). Naturalmente, il valore di pH di un certo materiale dipende, oltre che dal pH del materiale stesso, anche da quello dell'ambiente circostante e dalla capacità tamponante del materiale (figura 3.6).

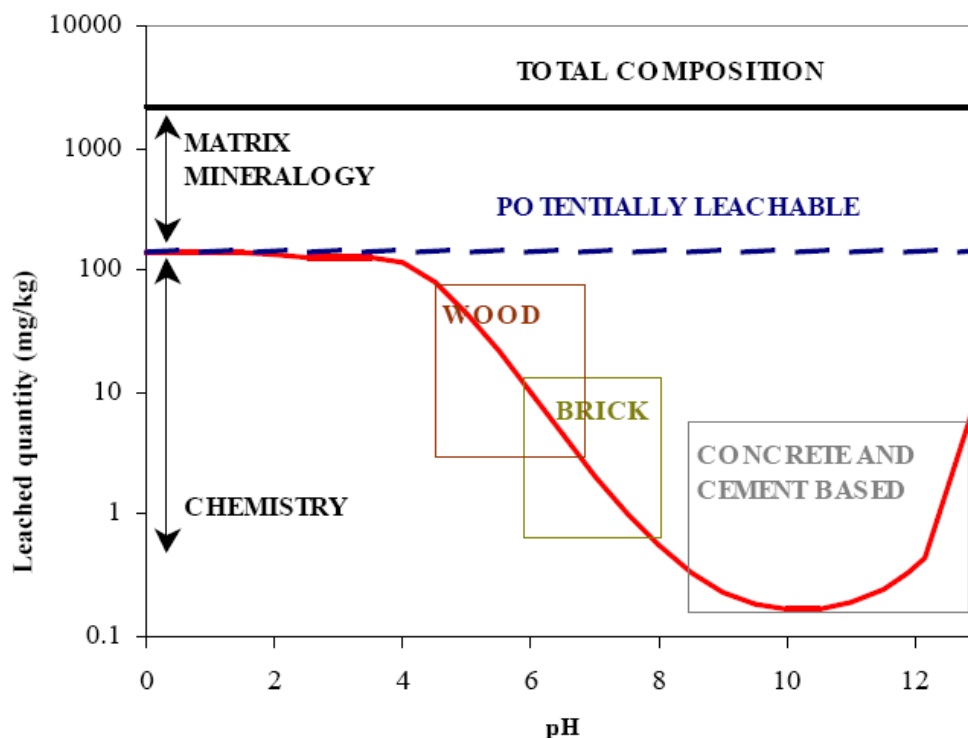


Fig. 3.6: Intervalli tipici del pH per diversi materiali da costruzione e rilascio di un generico composto in funzione del pH (Van der Sloot *et al.*, 2004).

Altri processi chimici e fisici in grado di influenzare la mobilizzazione oltre a quelli precedentemente succitati sono:

- Contenuto totale del prodotto – Ad eccezione dei sali neutri solubili, per i quali la quantità che potenzialmente può essere mobilizzata coincide sostanzialmente con il contenuto totale presente nel materiale, per la maggior parte degli altri componenti inorganici la frazione lisciviabile rappresenta solo una frazione della composizione totale. Ciò deriva da fattori geochimici e fisici che riducono sostanzialmente la quantità potenzialmente lisciviabile (vedi figura 3.6).
- Condizioni ossidoriduttive – Lo stato di ossidazione dei contaminanti fissati nella matrice S/S del materiale e dell'ambiente circostante (potenziale “redox”) influenza la forma chimica in cui i contaminanti sono presenti. In particolare, un aumento dello stato di ossidazione dei metalli pesanti

aumenta la loro tendenza alla mobilizzazione, mentre la loro riduzione ha l'effetto opposto.

- Potere tampone – La capacità tampone delle matrici S/S determina la tendenza alla variazione del pH per effetto dei fattori esterni. Un esempio tipico è rappresentato dalla carbonatazione di prodotti cementizi ad opera dell'anidride carbonica atmosferica. In tal caso, il potere tampone determina il tempo nel quale il pH scende dalle condizioni fortemente alcaline tipiche dei composti cementizi ($\text{pH} \geq 12$) a valori prossimi alla neutralità ($\text{pH} \sim 8$). Nella figura seguente vengono indicati gli intervalli di pH tipici di alcuni ambienti in cui i diversi contaminanti possono trovarsi e, di conseguenza, essere rimobilizzati, come evidenziato nella figura 3.7.
- Composizione e forza ionica della fase acquosa – La forza ionica della fase acquosa all'interno della matrice S/S o nell'ambiente che la circonda influenza la solubilità dei composti. In generale, un aumento della forza ionica provoca un aumento della tendenza alla mobilizzazione. Altri componenti presenti in soluzione possono provocare un incremento della cessione attraverso fenomeni di complessamento (ad esempio, formazione di complessi metallici con cloruri e carbonati).
- Sostanze organiche e carbonio organico disciolto (DOC) – I terreni e i sedimenti contaminati possono contenere elevate quantità di sostanze organiche (acidi umici, ecc.) che possono formare molecole complesse con i metalli pesanti ed aumentare considerevolmente la tendenza alla mobilizzazione.
- Temperatura – Un incremento della temperatura provoca, in genere, un aumento della solubilità e, quindi, della mobilizzazione dei contaminanti. Inoltre, l'aumento dell'energia cinetica del sistema favorisce i fenomeni di trasporto dei contaminanti.

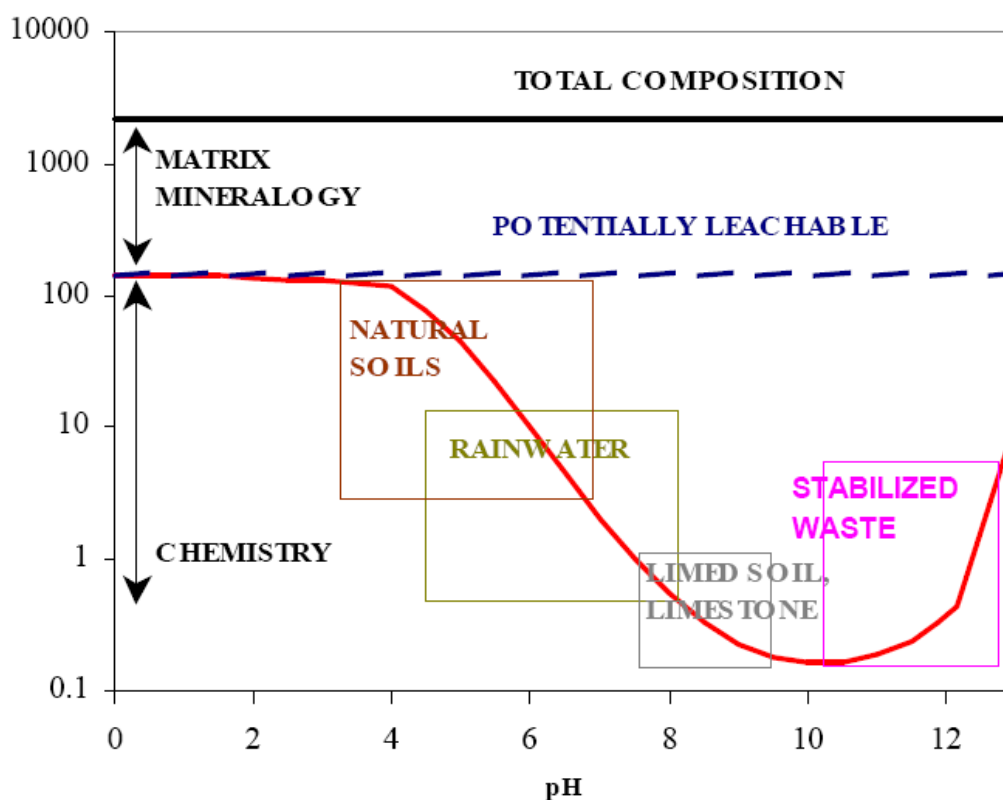


Fig. 3.7: Intervalli di pH tipici di diversi ambienti in cui i contaminanti possono trovarsi e rilascio di un generico composto in funzione del pH (Van der Sloot *et al.*, 2004).

3.2.2.2 Trasporto degli inquinanti

Per quanto riguarda il trasporto dei contaminanti, una volta che questi sono stati rimobilizzati e si trovano all'interno del fluido, il loro trasporto dalla matrice all'ambiente può avvenire attraverso i seguenti meccanismi controllati da fattori fisici:

- Dilavamento superficiale (*Surface wash-off*) – Tale termine viene utilizzato per definire il dilavamento iniziale dei composti solubili presenti all'esterno di una matrice solida.
- Trasporto avvevativo – Tale processo indica il trasporto dei contaminanti che avviene insieme al flusso del liquido che fluisce attraverso la matrice S/S.
- Diffusione – La diffusione è il trasporto dei contaminanti all'interno dei pori della matrice S/S dovuto esclusivamente al moto delle molecole in assenza

di flusso. Tale fenomeno avviene all'interno dei pori dei materiali molto compatti caratterizzati da permeabilità e porosità molto basse. Il gradiente diffusivo è determinato dalle differenze di attività dei diversi contaminanti presenti nei pori della matrice e nella fase acquosa esterna. Allorché le molecole presenti nei pori raggiungono la superficie della matrice, vengono rimosse per dilavamento superficiale o trasporto avvertivo.

La velocità del flusso dell'acqua all'interno dei pori dipende dalla loro dimensione e dalla loro tortuosità, questa ultima definita come rapporto tra la lunghezza del percorso di un contaminante tra due punti all'interno di un poro e la distanza tra i due punti. Se i pori della matrice S/S sono piccoli e la tortuosità è elevata, il trasporto avvertivo è praticamente nullo e il movimento dei contaminanti disciolti nella fase liquida avviene principalmente per diffusione.

La micromorfologia della matrice S/S (numero, dimensioni e grado di interconnessione dei pori) determina la conducibilità idraulica e il regime di flusso dell'acqua al suo interno e di conseguenza influenza in misura sostanziale il processo di cessione. I pori collegati tra loro e con l'esterno della matrice S/S rappresentano la cosiddetta "porosità aperta", interessata ai fenomeni di cessione, mentre i pori non collegati a questa struttura rappresentano la cosiddetta "porosità chiusa" che, non entrando in contatto con il fluido, non contribuisce alla cessione dei contaminanti.

La conducibilità idraulica delle matrici S/S può variare entro diversi ordini di grandezza, dai bassi valori tipici delle argille compatte ai valori più elevati dei terreni limosi. Per valori di conducibilità idraulica di oltre 10^{-7} cm/sec, il trasporto è prevalentemente determinato dal flusso avvertivo, mentre al di sotto di tale valore è la diffusione che regola la cessione dei contaminanti. Se la conducibilità idraulica della matrice S/S è molto più bassa di quella del materiale circostante in cui viene immessa, le acque di infiltrazione (acque meteoriche e acque sotterranee) seguono il percorso di minor resistenza idraulica e scorrono all'esterno della matrice S/S. In tal caso, la cessione è regolata dalla diffusione molecolare nella porosità aperta e, quando i contaminanti raggiungono l'interfaccia tra la matrice S/S e l'ambiente circostante, vengono immediatamente dilavati dal fluido. Se, d'altra parte, la conducibilità idraulica della matrice S/S è dello stesso ordine di grandezza di quella dell'ambiente circostante,

l'acqua scorre non solo attorno al solido ma anche attraverso i pori e la cessione dovuta al trasporto avvertivo diviene preponderante.

Un parametro fondamentale che determina le caratteristiche fisiche della matrice S/S è il rapporto “**acqua/cemento**” (A/C). Il cemento idratato ha un volume circa doppio rispetto al cemento anidro. Tale aumento è dovuto sia alla formazione dei cristalli fibrosi del C-S-H che all'eccesso di acqua utilizzata per confezionare l'impasto. L'evaporazione dell'acqua in eccesso che non ha reagito con il cemento crea una fitta rete di pori capillari all'interno della struttura della pasta cementizia. Aumentando la quantità di acqua di impasto aumenta la dimensione dei pori e, conseguentemente, aumenta la permeabilità all'acqua della matrice indurita, con evidenti riflessi sulla cessione dei contaminanti della matrice S/S. La relazione tra la porosità della pasta cementizia e il rapporto A/C può essere espressa dalla formula seguente (Walton, 1990):

$$\text{Porosità} = 0,61 + 0,23e^{A/C}$$

La permeabilità all'acqua è virtualmente nulla per rapporti A/C = 0,32 ma aumenta esponenzialmente allorché tale rapporto raggiunge valori superiori a A/C = 0,6. Pertanto, il rapporto iniziale A/C determina non solo le proprietà meccaniche del materiale indurito ma anche porosità e permeabilità e, di conseguenza, le caratteristiche di cessione dei contaminanti nel tempo. E' stato riportato che valori di A/C > 0,48 pregiudicano la possibilità di ottenere matrici S/S caratterizzate da elevate resistenze meccaniche e da bassa porosità (Means, 1995). Ferma restando l'esigenza di fornire al sistema il quantitativo d'acqua necessario per garantire una sufficiente idratazione del cemento, la riduzione del rapporto A/C riduce la velocità di cessione dei contaminanti (Van Eijk, 1998).

L'effetto del rapporto A/C sulle caratteristiche morfologiche della pasta di cemento idratata è chiaramente mostrato nelle figure seguenti. In figura 3.8 è mostrata l'immagine al microscopio elettronico di una pasta cementizia dopo 24 ore di idratazione, ottenuta con un rapporto A/C = 0,35, mentre la figura 3.9 è relativa ad una pasta di cemento caratterizzata da un rapporto A/C = 0,55.

Come si può osservare, la struttura di figura 3.8 è estremamente compatta e densa, diversamente dalla struttura evidenziata in figura 3.9. Tali differenze microstrutturali si ripercuotono non solo sulla tendenza alla cessione dei contaminanti verso l'ambiente, ma anche sulle proprietà meccaniche e sulle caratteristiche di durabilità del materiale.

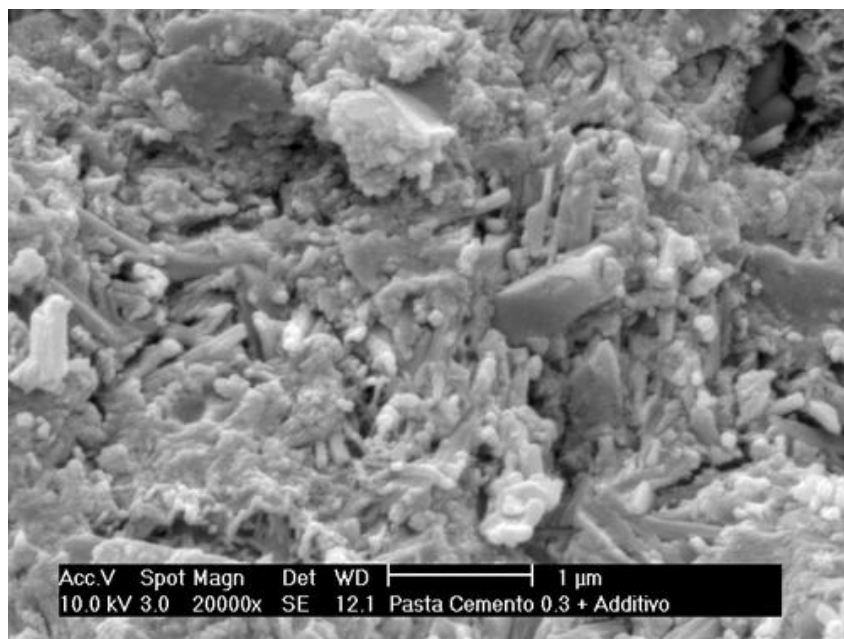


Fig. 3.8: Immagine al SEM di una pasta cementizia con $A/C = 0.35$ dopo 24 ore di idratazione. (immagine fornita dai laboratori MAPEI SpA).

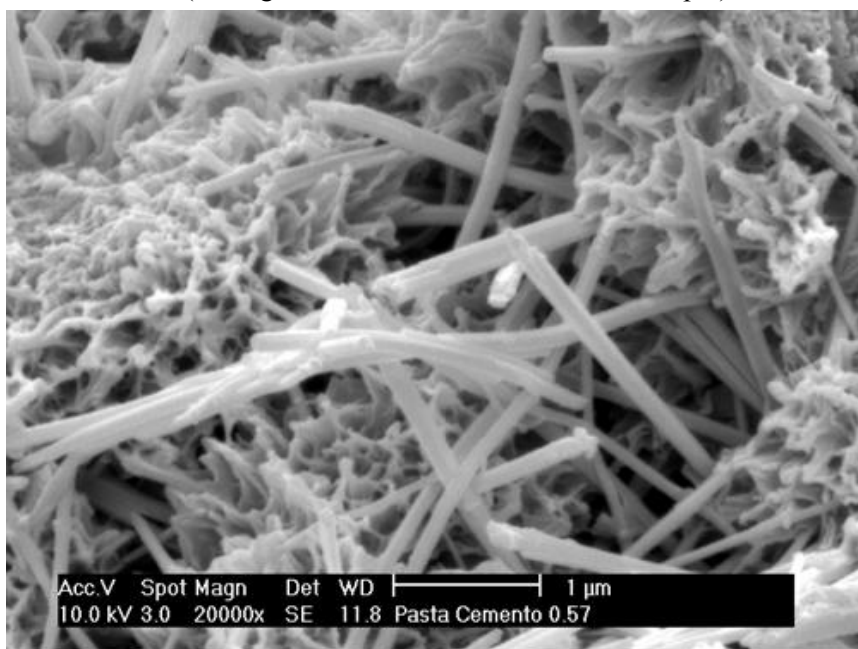


Fig. 3.9: Immagine al SEM di una pasta cementizia con $A/C = 0.55$ dopo 24 ore di idratazione. (immagine fornita dai laboratori MAPEI SpA).

La riduzione del rapporto acqua/cemento consente di ridurre sensibilmente la porosità del materiale e la sua conducibilità idraulica; conseguentemente, anche il rilascio dei contaminanti nel tempo viene drasticamente ridotto in quanto, in tali condizioni, i fenomeni di cessione sono regolati essenzialmente da fenomeni di diffusione. Inoltre, la riduzione del rapporto A/C produce il miglioramento di tutte le proprietà meccaniche e della capacità di mantenere inalterate tali proprietà nel tempo (durabilità). Infatti, per effetto della riduzione del rapporto A/C, i granuli di cemento sono più vicini e i legami che si formano a seguito dell'idratazione sono più forti, con il conseguente aumento della resistenza meccanica del conglomerato finale. Tale miglioramento ha molteplici effetti positivi sulla durabilità del materiale; infatti, oltre alle resistenze meccaniche, vengono migliorate la resistenza all'urto e all'abrasione e la resistenza all'azione dei cicli "gelo/disgelo", con il conseguente aumento della durabilità del materiale, ovvero della sua capacità di conservare le proprietà fisiche e meccaniche previste in fase progettuale per tutto il periodo della vita dell'opera. Infine, la riduzione del rapporto A/C e della porosità minimizzano l'ingresso degli agenti aggressivi che provocano il degrado delle strutture cementizie, migliorando ulteriormente la durabilità del conglomerato. A questo proposito, risulta particolarmente dannoso l'effetto dei solfati che, combinandosi con i prodotti di idratazione del cemento (idrossido di calcio e fasi alluminose) possono dare origine a nuovi composti chimici (solfato di calcio ed ettringite) che, a causa delle tensioni interne prodotte dall'aumento di volume, tendono a provocare il degrado della matrice S/S.

Un altro parametro fondamentale che condiziona il rilascio dei contaminanti nelle matrici S/S è il rapporto tra la superficie esposta al dilavamento e il volume della matrice "superficie/volume" (S/V). Valori di S/V inferiori producono, a parità di tutte le altre condizioni, un minor rilascio dei contaminanti. In matrici di tipo monolitico, caratterizzate da bassi rapporti S/V, la cessione è regolata generalmente da processi diffusivi e il suo andamento in funzione del tempo è descritto dalla seconda legge di Fick:

$$J = Sa * ((De/\pi t)^{1/2})$$

dove:

J = flusso di ioni attraverso l'unità di superficie nell'unità di tempo ($\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$)
 S_a = Quantità del costituente della matrice cedibile o disponibile per il trasporto (mol m^{-3})
 D_e = Coefficiente di diffusione ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$)
 t = tempo (s)

In tali condizioni, la cessione segue un andamento lineare in funzione della radice quadrata del tempo. Allorché il processo di diffusione riduce la concentrazione dei contaminanti all'interno della matrice S/S, si può osservare una riduzione della velocità di cessione dovuta alla minore disponibilità dei contaminanti all'interno del materiale (depletion). Tale fenomeno si manifesta in tempi diversi (può essere osservabile già durante l'esecuzione dei test di cessione o non manifestarsi per centinaia di anni) in relazione al rapporto S/V del provino (figura 3.10).

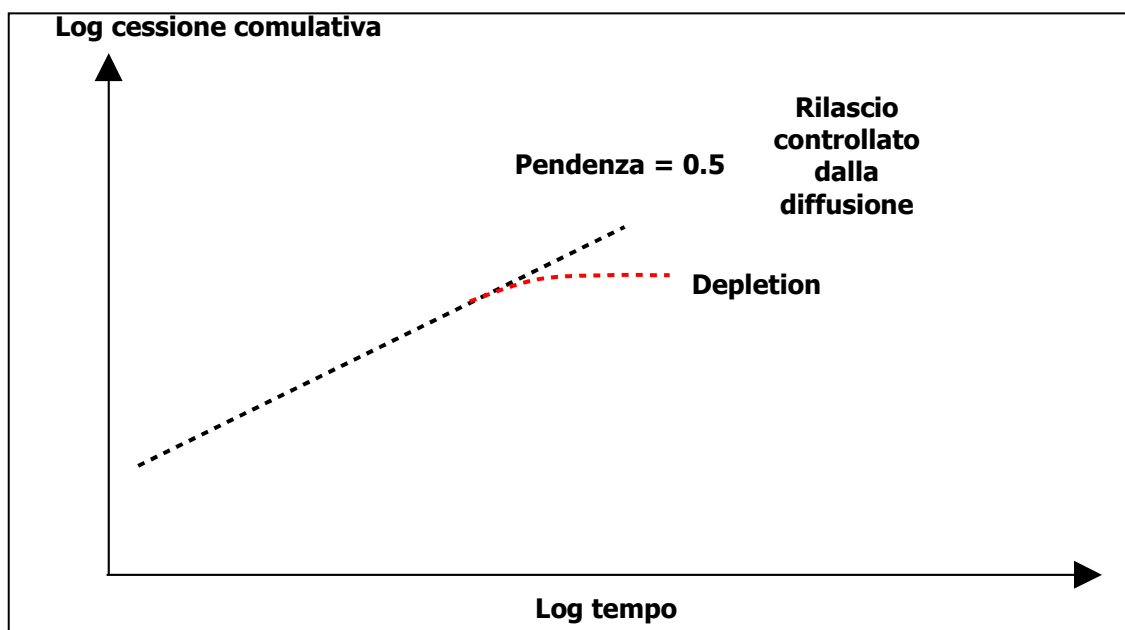


Fig. 3.10: Correlazione lineare (Log vs Log) tra la cessione di un contaminante e il tempo in un processo regolato unicamente da diffusione (linea nera) e riduzione della cessione a causa della “depletion” (linea rossa) (Van der Sloot et al., 1997; 2004).

3.2.3 Vantaggi e svantaggi della tecnica S/S

I vantaggi dell'utilizzo di tali tecniche per l'immobilizzazione dei metalli pesanti nei suoli e sedimenti contaminati sono già state in parte indicate precedentemente e si possono riassumere nella:

- disponibilità ed economicità del cemento e di altri additivi
- tecnologia di riferimento ampiamente consolidata
- facile reperibilità delle apparecchiature necessarie
- ampia applicabilità in relazione alla variabilità chimica dei rifiuti trattabili
- controllo delle proprietà del prodotto finale, (resistenza, permeabilità e altre proprietà fisiche) attraverso il dosaggio dei reagenti o possibilità di recupero di alcuni materiali inertizzati.

Il processo S/S a fronte dei numerosi vantaggi che presenta ha mostrato anche alcuni svantaggi:

- se il processo non ha corretti dosaggi, il materiale inerte ottenuto può essere attaccato dagli acidi e rilasciare gli inquinanti fissati;
- possono essere necessari pretrattamenti, tipi di cemento speciali o additivi costosi quando nel rifiuto sono presenti sostanze che agiscono sulla presa e sulla resistenza del cemento;
- i prodotti a bassa resistenza possono essere attaccati dagli acidi, provocando il rilascio del materiale fissato;
- il meccanismo della fissazione non è del tutto chiaro.

Tali svantaggi sono più difficilmente controllabili nel caso di applicazioni *in situ*. La tecnica S/S se applicata in sito non appare essere affidabile nel garantire l'immobilizzazione non solo in superficie (dove possono agire agenti atmosferici e stress di tipo meccanico dovuti alle attività antropiche), ma anche in profondità (Al-Tabbaa e Evans 1996). Il suolo stabilizzato inoltre tende a mantenere le iniziali sue caratteristiche di permeabilità all'acqua ed elevatissima superficie di contatto (Surico *et al.*, 2003). Inoltre ci sono molte limitazioni nella sua applicazione in sito dovute all'eccesso di umidità del suolo ed alla sua disomogeneità, la presenza di materiali

grossolani e la profondità della contaminazione poiché le strumentazioni generalmente utilizzate hanno dei forti limiti rispetto alle profondità che possono raggiungere (Mulligan *et al.* 2001). Queste difficoltà vengono facilmente controllate e superate se l'applicazione avviene *ex situ* anche se richiede un dispendio economico più elevato.

Inoltre l'applicazione dei processi di S/S, pur essendo piuttosto diffusa, risulta limitata dall'incertezza sull'efficacia a lungo termine, del trattamento applicato all'inquinante. Esistono ancora incertezze circa i meccanismi di fissazione dei contaminanti all'interno della matrice solidificata. Questo comporta la necessità di mantenere il rapporto rifiuto/cemento a valori largamente cautelativi per evitare una possibile perdita dell'integrità fisica o di possibili riduzioni della capacità di immobilizzazione dei contaminanti da parte dei prodotti solidificati (Harbottle *et al.*, 2007).

Considerando aspetti di sostenibilità ambientale della tecnologia rispetto ad altre alternative di intervento si rimanda a quanto discusso nello specifico nel paragrafo 3.8.

3.3 I metodi per valutare l'efficacia della S/S

L'efficacia delle tecnologie di S/S vengono valutate non in base al contenuto totale degli inquinanti post trattamento ma in relazione alla loro capacità di aver efficacemente bloccato gli inquinanti. L'analisi chimica in grado di valutare tale aspetto è il test di cessione o eluizione o ancora lisciviazione (*leaching* in inglese) che è di fatto un'estrazione solido-liquido e quindi un processo che consiste nella separazione di uno o più componenti solubili (gli inquinanti) da una massa solida (nel nostro caso il terreno sottoposto a S/S) mediante un solvente liquido.

Poiché tale approccio non riesce a predire e simulare in laboratorio l'efficacia della tecnica di S/S in condizioni reali a lungo termine, la simulazione delle performance e dell'affidabilità della tecnologia S/S dovrebbe essere sempre effettuata usando la combinazione di alcuni test chimici (test di cessione) e test di tipo fisico-meccanici che determinano la capacità di resistenza del materiale a diverse tipologie di stress ambientali.

Esistono molte prove che possono essere utili per determinare le caratteristiche del materiale trattato con le tecniche S/S (Perera *et al.*, 2005) sia di tipo chimico (test di cessione) che di tipo fisico-meccanico. Nei paragrafi seguenti verranno descritti brevemente.

3.3.1 I test di cessione

I test di cessione (*leaching test*) sono ampiamente utilizzati in molti campi per determinare la mobilità, e pertanto la “disponibilità ambientale”, di sostanze nutrienti o tossiche.

Tra le applicazioni di interesse del presente lavoro ci sono i test di cessione che vengono impiegati per valutare la lisciviabilità di sostanze tossiche contenute in

ammassi di rifiuti e per definire le caratteristiche dei suoli contaminati da sostanze inorganiche come metalli e metalloidi.

Nella sua forma più semplice, un *leaching test* consiste nel mettere a contatto un materiale con una opportuna soluzione (eluente), in condizioni sperimentali ben definite, e successivamente nell'analizzare l'eluato (Van der Sloot, 2002).

Le procedure di *leaching* adottate in studi di fertilità del suolo (stima della disponibilità dei nutrienti) sono in generale ben definite e standardizzate, contrariamente a quanto accade per la determinazione degli elementi tossici nei suoli e nei rifiuti, per cui esistono numerosi test eterogenei e spesso non confrontabili. A livello internazionale si possono contare più di 50 diversi *leaching tests* (Van der Sloot, 2002).

Per quanto riguarda la valutazione degli inquinanti nel suolo, è accertato che il contenuto totale di metallo nel terreno non è indicativo della reale mobilità e disponibilità dell'elemento: infatti, può essere presente a seconda della sua speciazione, in una frazione "inerte" indissolubilmente legata alla frazione minerale del suolo, che in condizioni naturali, non può essere rilasciato dal suolo alla soluzione. Nonostante ciò in Europa la gran parte dei limiti di concentrazioni accettabili o soglia (come le nostre CSC, di cui si è discusso nel paragrafo 2.2.1) a tutela dei suoli fanno riferimento solamente al contenuto pseudo-totale (esclusa la frazione silicatica) di metallo (poiché la determinazione è fatta con metodi che prevedono la digestione del campione in HNO_3 o acqua regia), (Van der Sloot, 2003).

In effetti però solo i test di cessione sono sistemi idonei che possono valutare l'efficacia dell'immobilizzazione degli inquinanti nei prodotti delle tecnologie di S/S.

3.3.1.1 Classificazione dei test di cessione

Secondo la classificazione dei test di *leaching* proposta dall'*Environmental Canada WasteWater Technology Centre* (1990) riassunti in figura 3.11, esistono due principali categorie di test di cessione:

- test di estrazione, in cui non si ha rinnovo dell'eluente nel corso del test,

- test dinamici, caratterizzati dal rinnovo dell'eluente durante il test.

I test di estrazione possono essere suddivisi in quattro categorie:

- **agitated extraction tests**, caratterizzati dall'agitazione della miscela solido-eluyente; ideati per ottenere rapidamente condizioni di equilibrio del sistema
- **non agitated extraction tests**, applicati solo per l'analisi di rifiuti contenenti materiale radioattivo;
- **sequential chemical extraction tests**, nei quali vengono applicati una serie di *agitated extraction tests* caratterizzati da eluente sempre più aggressivi;
- **concentration build-up tests**, caratterizzati dal periodico rinnovo di materiale solido che viene posto a contatto sempre con lo stesso eluyente (raramente utilizzati).

Nei test dinamici l'eluente è rinnovato, in modo continuo o periodico (con alternanza di fasi di eluizione e fasi "asciutte", per studiare gli effetti di condizioni insature). Questa tipologia di test fornisce informazioni sulla cinetica dei processi di mobilizzazione. Le quattro categorie di test dinamici sono le seguenti:

- **serial batch test**, con rinnovo dell'eluente per un numero di volte prefissato e agitazione della miscela solido-eluyente
- **flow-around test**, per l'analisi di materiale radioattivo,
- **flow-trough tests**, l'eluente è fatto passare, in modo continuo o intermittente, attraverso una colonna costituita dal materiale solido da analizzare (detti anche test a colonna). Questi test hanno lo svantaggio di essere molto lunghi (possono durare anche diverse settimane) e poco riproducibili,
- **soxhlet tests**, in questo metodo l'eluente viene fatto evaporare, condensare e ricircolare più volte attraverso il materiale solido. Questa procedura dà informazioni sulla quantità massima di costituente che può essere portato in soluzione in condizioni drastiche, in un tempo generalmente compreso tra i 3 e i 14 giorni. Generalmente questo test viene usato per l'analisi del materiale radioattivo e per l'estrazione di sostanze organiche.

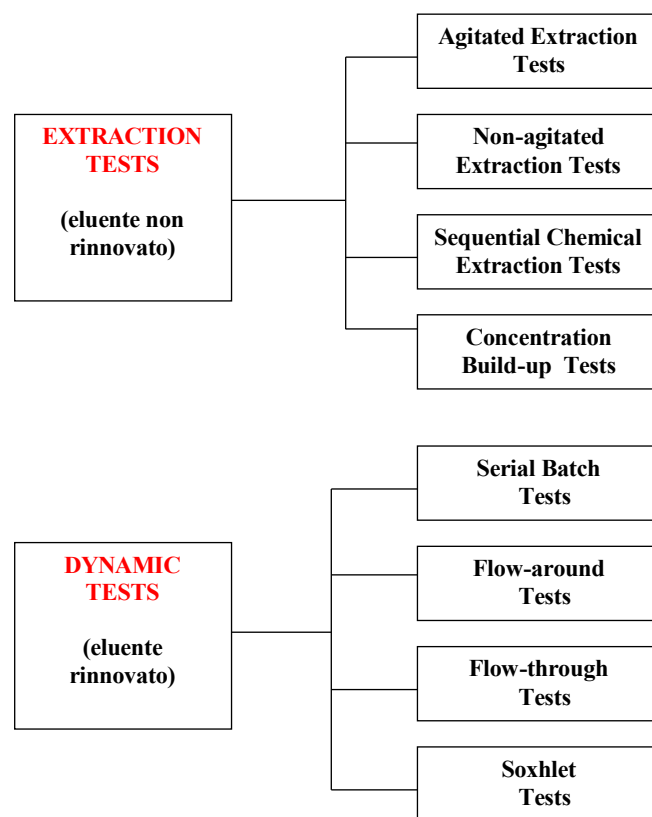


Fig. 3.11: Schema riassuntivo delle categorie di *leaching test* (Environment Canada 1990)

Quindi in un test di *leaching* molti parametri possono essere variati, per esempio: il tipo di eluente (più o meno aggressivo), il tempo di contatto, il rapporto solido/soluzione. La selezione delle variabili dipende dalle finalità del test: l'obiettivo del test può essere lo studio del rilascio di una sostanza tossica nel breve oppure nel lungo periodo (nel primo caso si useranno estraesti poco aggressivi, come le soluzioni saline, nel secondo, invece estraesti più forti, come l'EDTA), o la valutazione della mobilità in condizioni sperimentali drastiche, volte a simulare lo scenario peggiore (*worst case*) in questo caso si usano soluzioni con forte potere estraente come gli acidi forti (Dijkstra *et al.*, 2004).

Le variabili che possono influenzare il rilascio di metallo in soluzione vengono distinte in (Heasman *et al.*, 1998):

- variabili ambientali
- variabili sperimentali

Variabili ambientali

Le variabili ambientali che condizionano i risultati di un test di *leaching* sono legate alle caratteristiche chimiche e fisiche del materiale sottoposto al test.

I più rilevanti fattori ambientali sono i seguenti:

- pH;
- potenziale redox;
- omogeneità/eterogeneità della matrice solida in termini di composizione mineralogica;
- porosità e permeabilità della matrice solida (importanti per i test su colonna);
- dimensioni delle particelle di materiale solido;
- area superficiale del materiale solido a contatto con l'eluente;
- forma delle particelle di materiale solido (influenza i processi diffusivi, importanti nei test su colonna).

Variabili sperimentali

Le principali variabili sperimentali che condizionano un test di *leaching* sono le seguenti:

- a) preparazione del campione:** comprende operazioni di quartatura, setacciatura, essiccazione, conservazione, compattatura a determinata densità per test su colonna. L'essiccazione del campione di terreno, generalmente, viene fatta all'aria in ambiente ventilato; la setacciatura serve a ridurre le dimensioni dei granuli di terreno e ad aumentarne la superficie specifica: minore è il

quantitativo di suolo utilizzato per il test, più fine deve essere la setacciatura (per avere campione rappresentativo e per favorire il rilascio di sostanza);

b) composizione e concentrazione dell'eluente: vengono scelti in base agli obiettivi del test di *leaching*;

c) pH dell'eluente: il pH, come si è già visto, è uno dei principali fattori che controllano il rilascio dei metalli pesanti in soluzione; infatti, sia i processi di assorbimento/desorbimento che quelli di precipitazione/dissoluzione sono pH-dipendenti; generalmente, la solubilizzazione dei metalli aumenta all'abbassarsi del pH. Il pH iniziale dell'eluente può differire sensibilmente dal pH dell'estratto soprattutto se il rapporto solido/liquido è alto e la fase solida domina il sistema. In sistemi a contatto con l'atmosfera il pH può essere influenzato dalla dissoluzione di anidride carbonica presente nell'aria;

d) rapporto liquido/solido (espresso come rapporto tra il volume di liquido e la massa di solido): generalmente è fissato, per ragioni di praticità, a 10:1 o 20:1, anche se può variare tra 1:1 e 100:1. Il rapporto deve essere sufficientemente basso da impedire la diluizione dell'estratto a concentrazioni inferiori al limite di rilevabilità e sufficientemente alto da non limitare la solubilizzazione del contaminante

e) durata del *leaching*: la durata può variare da poche ore (per i batch test) a diversi giorni o settimane (per i test su colonna);

f) metodo di contatto solido-eluento: l'agitazione con opportuni strumenti (orbital o end-over-end shaker, agitatore magnetico, tumbler, ecc.) è il principale sistema per favorire il trasferimento di contaminante dal materiale solido alla soluzione eluente;

g) intensità dell'agitazione (per i batch test): l'agitazione non deve essere troppo aggressiva da provocare abrasione delle particelle né troppo debole da consentire la sedimentazione del materiale solido;

h) tipo di colonna utilizzata (per i test su colonna): forma e dimensioni, procedura di riempimento, drenaggio;

- i) tasso di eluizione e tempo di percolazione** (per i test su colonna): il tasso di eluizione influenza il tempo di contatto fase stazionaria (materiale solido sottoposto al test)-eluente;
- j) metodo di separazione eluato-solido:** generalmente si utilizzano filtri a membrana a 0.45 µm, alcune procedure prevedono invece una separazione mediante centrifugazione;
- k) temperatura:** in genere, i test vengono condotti a temperatura ambiente: In certi casi è richiesto un controllo della temperatura (per esempio, certi test richiedono temperature crescenti per simulare gli effetti dell'attività biologica in una discarica o l'autoriscaldamento di materiale radioattivo).

3.3.1.2 Test di cessione europei ed internazionali

Negli ultimi anni a livello europeo si è finalmente assistito all'unificazione del test da utilizzarsi per la valutazione del rilascio dai rifiuti e per la classificazioni di questi per determinarne la destinazione in discarica (Beccaloni, 2001). Il test indicato dalla Direttiva 1999/31/CE relativa alle discariche di rifiuti è :

- **l' EN 12457 (1-4):2004: "Characterization of waste - Leaching; Compliance test for leaching of granular waste materials and sludges" l'unico test validato a livello internazionale e ideato per la caratterizzazione dei rifiuti. Al quale viene associato la norma EN 12506:2004: Characterization of waste - Analysis of eluates - Determination of pH, As, Ba, Cd, Cl-, Co, Cr, Cr(VI), Cu, Mo, Ni, NO₂-, Pb, total S, SO₄²⁻, V and Zn, che indica le procedure per l'analisi degli eluati.**

Nello specifico il test EN 12457 (1-4) è composto dalle seguenti parti:

- EN 12457-1:2004: Parte 1: Prova a singolo stadio, con un rapporto liquido/solido di 2 l/kg, per materiali con elevato contenuto di solidi e con particelle di dimensioni minori di 4 mm (con o senza riduzione delle dimensioni)
- EN 12457-2:2004: Parte 2: Prova a singolo stadio, con un rapporto liquido/solido di 10 l/kg, per materiali con particelle di dimensioni minori di 4 mm (con o senza riduzione delle dimensioni)

- EN 12457-3:2004: Parte 3: Prova a doppio stadio, con rapporti liquido/solido di 2 l/kg e 8 l/kg, per materiali con elevato contenuto di solidi e con particelle di dimensioni minori di 4 mm (con o senza riduzione delle dimensioni)
- EN 12457-4:2004: Parte 4: Prova a singolo stadio, con un rapporto liquido/solido di 10 l/kg, per materiali con particelle di dimensioni minori di 10 mm (con o senza riduzione delle dimensioni)

I test EN 12457-2 e EN 12506 sono stati inseriti dall'Ente Nazionale di Normazione Italiana (UNI) nella norma UNI 10802:2004 "Rifiuti liquidi, granulari, pastosi e fanghi - Campionamento manuale e preparazione ed analisi degli eluati" di cui si discuterà ampiamente discusso nel paragrafo successivo.

L'UNI ha comunque anche tradotto integralmente la norma EN 12457 (1-4) e la norma EN 12506 chiamandole rispettivamente UNI EN 12457 (1-4) ed UNI EN 12506.

In ogni caso vi sono comunque altri test di cessione standardizzati dal *European Committee for Standardization* (CEN) a livello europeo e sono:

- CEN/TS 14429 – pH dependence leaching test (initial acid/base addition)
- CEN/TS 14997 – pH dependence leaching test (continuous pH control)
- CEN/TS 14405 – percolation test
- CEN/TC 292/WG6 – NWIP Tank leach test (in preparation) Compliance
- CEN/TC 292/WG2 Monolith compliance leaching test (3 days) – pending

A livello internazionale sono diffusi e ampiamente utilizzati test dell'*International Organization for Standardization* (ISO) quali:

- ISO/TC 190/SC7/WG6: Batch tests (ISO/AWI 21268 1 and 2)
- (ISO/AWI 21268-3) percolation test for soil materials (based on CEN TC 292 procedure) - F-DIS in 2005.
- (ISO/AWI 21268-4) pH dependence leaching test.

3.3.1.3 Test di cessione utilizzati in Italia

In Italia si sono usati, nell'ambito della normativa dei rifiuti e della caratterizzazione dei suoli contaminati, differenti test alcuni dei quali sono stati sostituiti da procedure condivise a livello europeo. Tra questi il test in acido acetico ed il test a 16 giorni di cui comunque si riportano nel presente paragrafo le principali caratteristiche. Oltre a questi si riportano le modalità del test che attualmente viene più utilizzato sia per la classificazione del rifiuto e sua disposizione in discarica sia per individuare se un materiale risulta idoneo al suo reimpiego in ambiente.

Il test in acido acetico

In riferimento ai test generalmente utilizzati in Italia per la caratterizzazione dei rifiuti, prima del 1998, l'unico test di lisciviazione, utilizzato ai fini dello smaltimento e ripreso nel Decreto Ministeriale 5 settembre 1994, era quello IRSA-CNR in acido acetico, a cui spesso si associava come parametri di riferimento o limiti alla tabella A della Legge 319/76. Tale test veniva applicato per la definizione della destinazione del rifiuto in discarica.

Il test 16 giorni

Con il Decreto Ministeriale 5 febbraio 1998 "Individuazione dei rifiuti non pericolosi sottoposti alle procedure semplificate di recupero ai sensi degli articoli 31 e 33 del D.L.5/02/1997, n.22." venne pubblicato un test di cessione completamente diverso dal precedente ed anche concettualmente innovativo, che doveva essere effettuato su determinate tipologie di rifiuti qualora queste venissero utilizzati per ripristino ambientali (come nel nostro caso specifico) in particolare per formazione di rilevati, sottofondi stradali, recuperi ambientali, copertura di discariche, ecc..

Il test descritto nell'allegato 3 del succitato DM 5/2/98 (le cui caratteristiche sono riportate in allegato 2 alla presente relazione) consisteva nel verificare la cessione con

acqua deionizzata rinnovandola ad intervalli di tempo prestabiliti per un periodo di 16 giorni, da cui aveva preso il nome.

Le sue principali caratteristiche sono in allegato 2 e ivi riassunte:

- soluzione estraente: acqua demineralizzata
- rapporto solido/liquido: di 1:5 in volume
- durata saggio: 16 giorni, rinnovo dell'acqua demi dopo 2, 8, 24, 48, 72, 102, 168 e 384 ore
- temperatura: 20° C
- modalità di esecuzione : senza agitazione
- limiti di riferimento: la sommatoria delle concentrazioni degli 8 eluati deve essere confrontata con una tabella di valori riportata nello stesso allegato 3.

Tale prova concettualmente riprendeva e modificava un test di cessione olandese sui rifiuti radioattivi, finalizzato a verificare l'efficienza dell'inertizzazione ma riportava una tabella di limiti troppo restrittiva (Beccaloni *et al.*, 2001).

Il test, come hanno discusso diversi autori, risultava inoltre essere troppo lungo e dispendioso per poter effettuare veloci valutazioni di "conformità", inoltre poteva fornire, prevedendo la somma delle concentrazioni di 8 eluati, valutazioni in eccesso del contenuto eluibile (Musmeci e Beccaloni, 1999; Beccaloni *et al.*, 2001).

Il test in CO₂ per i terreni

Per quanto riguarda invece la caratterizzazione dei suoli, ancor oggi, non sono previsti i test di cessione nella verifica se trattasi di un suolo contaminato o meno. Nel 1999 però, con l'entrata in vigore del DM 471/99 già citato, per la caratterizzazione della sola frazione maggiore ai 2 cm (quella che obbligatoriamente viene comunque scartata nell'analisi del contenuto totale), qualora si fosse evidenziata la possibilità di un suo possibile inquinamento, la norma suggeriva nel suo allegato 2 "Procedure di riferimento per il prelievo e l'analisi dei campioni" la possibilità di eseguire un test di cessione con durata non inferiore alle 24 ore le cui condizioni dovevano riprodurre le condizioni più simili a quelle riscontrate nel suolo in termini di pH, potenziale redox, conducibilità, ecc..

L'Istituto Superiore di Sanità (ISS) in una sua lettera al Ministero Ambiente del 17/05/2001 definiva che ai sensi del DM 471/99 il test di eluizione da realizzarsi doveva avere le seguenti caratteristiche:

- soluzione estraente: acqua demineralizzata satura di CO₂ (pertanto leggermente aggressiva)
- rapporto solidi/liquido: di 1:20 in peso
- durata saggio: 24 ore
- temperatura: temperatura ambiente
- modalità di esecuzione : sotto agitazione
- limiti di riferimento: la concentrazione del singolo eluato viene confrontata con i limiti Tab 2 acque sotterranee del DM 471/99

Questo test veniva però richiesto raramente dagli enti di controllo e si ribadisce fosse orientato alla caratterizzazione alla sola frazione grossolana.

Il test UNI 10802

Successivamente, nel 2003, con l'entrata in vigore del DM 3 agosto 2005 "Definizione dei criteri di ammissibilità dei rifiuti in discarica" che recepisce la direttiva 1999/31/CE, si inizia ad applicare il test UNI 10802 al posto del test in acido acetico per la definizione del destino in discarica del rifiuto, confrontando i risultati con opportuni limiti a seconda della discarica di destinazione (inerti, rifiuti non pericolosi e rifiuti pericolosi).

Le principali caratteristiche del test (riportate in allegato 2) possono così essere riassunte:

- soluzione estraente: acqua demineralizzata
- rapporto solidi/liquido: di 1:10 kg/l
- durata saggio: 24 ore
- temperatura: temperatura ambiente
- modalità di esecuzione : sotto agitazione spinta

- limiti di riferimento: la concentrazione del singolo eluato viene confrontata con i limiti di Tab 2 (per rifiuti inerti) Tab 5 (per rifiuti non pericolosi) e Tab 6 (per rifiuti pericolosi) riportate nel DM 3/8/2005.

Infine anche nel recupero dei rifiuti non pericolosi in ambito ambientale, il DM 5/2/98 viene aggiornato dal DM 186/2006 che sostituisce il test a 16 giorni con il test UNI EN 12457 -2: 2004 (che ricalca l'UNI 10802), individuando sempre nel suo allegato 3 anche i limiti da rispettare per il recupero ambientale dei rifiuti.

Le modalità di esecuzione sono le stesse dell'UNI 10802 cambiano però i limiti di riferimento che sono:

- limiti di riferimento: la concentrazione del singolo eluato viene confrontata con i limiti di Tab 1 allegato 3 del DM 5/2/98 così come modifica dal DM 186/2006.

Se ad una superficiale valutazione il test in 24 ore UNI 12457-2 può sembrare meno cautelativo del test a 16 giorni, in termini di eluibilità Beccaloni *et al.* (2001) confrontando i risultati sulle stesse matrici, avevano evidenziato che il test UNI per rifiuti granulari in 24 ore risulta essere in generale quello che estrae, a parità di eluente, un quantitativo maggiore di microelementi metallici. Tale fatto è dovuto soprattutto al sistema di agitazione che crea quasi un connubio tra test di cessione e test meccanico quando viene utilizzato un tumbler al posto di una tavola rotante. Il tumbler infatti opera una azione meccanica forte dovuta alla continua rotazione non solo sullo stesso piano (come le normali tavole rotanti) ma su più piani, il che aumenta enormemente lo sfregamento tra i granuli del solido per effetto della gravità, provocandone anche la disgregazione.

3.3.2 I test meccanici

Affianco ai test che quantificano la cessione degli inquinanti nel breve periodo, vi sono altre tipologie di test che risultano necessari per una completa valutazione dei

rifiuti trattati con tecnologie di S/S e sono le prove che determinano la durabilità del materiale.

La **durabilità** di un materiale, è la capacità di durare nel tempo resistendo alle azioni aggressive dell'ambiente in cui si trova. Per un conglomerato cementizio di buona qualità, in assenza di aggressioni, le proprietà del materiale migliorano col tempo, sia pure lentamente, a causa del continuo processo di reazione tra l'acqua e il cemento (Klemm, 1998).

Sebbene prove per verificare la durabilità siano necessarie nell'ambito edile e siano imposte dai capitolati per la realizzazione delle opere quali strade, sottofondi, ecc., non sono di norma eseguite per testimoniare l'efficacia delle tecniche di S/S applicate alla bonifica dei terreni poiché non espressamente richieste dalle norme nel settore del trattamento rifiuti.

Attualmente, solo nell'ambito del già più volte citato DM 5/2/98 (e sue recenti modifiche), si segnala, per il riutilizzo di rifiuti, l'obbligo da parte degli impianti di recupero dei materiali da demolizione di sottostare ad una particolare norma (inserita nell'Allegato C della Circolare del Ministero dell'Ambiente e del Territorio UL 2005/5205 del 15 luglio 2005, che si riporta integralmente in allegato 2) che richiede l'applicazione di test fisico-meccanici per il prodotto finale (cioè gli aggregati riciclati) che devono possedere specifiche caratteristiche per essere riutilizzati. Tra i requisiti che deve possedere l'aggregato riciclato vi è anche una certa risultanza rispetto l'applicazione del test di Los Angeles secondo la norma UNI EN 1097/2.

Nel settore delle costruzioni le norme ed i relativi test per valutare il comportamento di materiali sono diverse e numerosissime a seconda dell'impiego del materiale. Vi sono, a titolo di esempio, norme dedicate esclusivamente a definire le caratteristiche dei conglomerati cementizi, degli aggregati per i calcestruzzi, delle terre per sottofondi stradali ecc., esse poi si differenziano a seconda della forma del materiale stesso (monolitico e granulare).

Si aggiunge poi il fatto che per ogni categoria o tipologia di materiale le norme si moltiplicano poiché sono state standardizzate da diversi enti (norme ISO, norme CEN, norme ASTM, norme BS, norme del CNR, ecc.).

L'Unione Europea ha demandando al CEN (Comitato Europeo di Normazione) la formulazione di norme armonizzate riguardanti le varie famiglie di prodotti per le costruzioni. Per gli aggregati utilizzati per i prodotti edili sono già state pubblicate ben sette norme armonizzate recepite anche dall'UNI:

- UNI EN 12620:2003 “Aggregati per calcestruzzo”
- UNI EN 13139:2003 “Aggregati per malte”
- UNI EN 13043:2004 “Aggregati per conglomerati bituminosi”
- UNI EN 13055-1:2003 “Aggregati leggeri per calcestruzzi e malte”
- UNI EN 13242:2004 “Aggregati per opere civili e stradali”
- UNI EN 13450:2003 “Aggregati per massicciate ferroviarie”
- UNI EN 13383-1:2003 “Aggregati grossi per opere idrauliche”

Le caratteristiche prestazionali ritenute essenziali da parte del CEN riguardano i seguenti aspetti per gli aggregati :

- Dimensione, forma e massa delle particelle;
- Resistenza alla frammentazione/frantumazione;
- Resistenza alla levigatura/abrasione;
- Stabilità volumetrica;
- Assorbimento acqua;
- Durabilità al gelo/disgelo;
- Durabilità contro le azioni alcali-aggregato.

In merito agli specifici agenti aggressivi per i manufatti a base di cemento (Collepari, 1992) sottoposti all'azione dell'**acqua salmastra** si evidenzia che:

- i **cloruri** sono un agente aggressivo solo per i cementi armati poiché vanno ad interagire con il ferro dell'armatura corrodendola e creando così delle fessurazioni. Essi però non risultano un agente aggressivo nel caso di conglomerati cementiti non armati.

- i **solfati** come il solfato di magnesio (ma anche quello del cloruro di magnesio) contenuto in discrete quantità nell'acqua di mare può essere dannoso in certe condizioni ambientali, poiché, a differenza degli altri solfati, reagisce con tutti i costituenti del cemento idrato, compresi i silicati determinando la decalcificazione del calcestruzzo:

Con l'idrossido di calcio si hanno le seguenti reazioni:

- $\text{Ca(OH)}_2 + \text{MgSO}_4 + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O} + \text{Mg(OH)}_2$;
- $\text{Ca(OH)}_2 + \text{MgCl}_2 \rightarrow \text{CaCl}_2 + \text{Mg(OH)}_2$.

Nella prima reazione si forma **gesso** il quale reagisce con gli alluminati idrati di calcio dando l'ettringite; in tutte e due i processi invece l'idrossido di calcio viene trasformato in un alto composto solido, Mg(OH)_2 , meno solubile del Ca(OH)_2 , ma con poteri leganti inferiori a quelli della calce.

L'effetto sulle prestazioni del conglomerato cementizio della formazione dell'ettringite può essere benefico o negativo. Nel primo caso si parla di ettringite primaria mentre nel secondo di ettringite secondaria.

L'aumento di volume a seguito della formazione dell'ettringite primaria non è pericolosa per il calcestruzzo poiché si manifesta quando il conglomerato è ancora in fase plastica, pertanto non si generano tensioni interne al materiale. Quando il calcestruzzo è indurito, si può avere la formazione di ettringite secondaria dall'eventuale ingresso di solfati provenienti dall'ambiente esterno (acqua, terreno, atmosfera, ecc.). L'aumento di volume che si genera a seguito della formazione dell'ettringite secondaria determina l'insorgere in seno alla matrice cementizia di tensioni di trazione, che provocano possibili fessurazioni. Questo tipo di degrado del conglomerato cementizio si verifica in climi freddi (0-10°C) in situazioni estreme determinate in classi di esposizione XA2 o XA3.

La Normativa italiana (clima temperato mediterraneo) non richiede l'effettuazione della prova per verificare l'aggressione dei solfati (prova al solfato di magnesio UNI EN 1367-2) poiché non è necessaria nell'ambito di un clima mediterraneo.

Nel caso dei materiali ottenuti con tecniche di S/S le prove meccaniche e di durabilità possono riguardare la capacità di resistenza alla compressione, alla frantumazione, ecc., che danno garanzie delle qualità meccaniche e durata nel tempo ma non esistono norme specifiche al riguardo pertanto anche gli autori che si sono interessati alla valutazione dei materiali inertizzati si rifanno alle norme del settore edile (Perera *et al.*, 2005). Perera *et al.* evidenziano nel caso dei rifiuti contaminati sottoposti ad inertizzazione, la necessità nella definizione della durabilità nel tempo, di eseguire test di durabilità al gelo/disgelo, resistenza alla frantumazione o resistenza alla compressione.

In base a quanto finora riportato, si possono indicare alcuni test che possono essere applicati per valutare la durabilità del granulato (che successivamente si andrà a testare) e sono quelli descritti brevemente qui di seguito.

Los Angeles

Le prove di Los Angeles per il granulato risultano essere tra le più idonee per la certificazione e verifica delle sue caratteristiche meccaniche poiché determinano la **resistenza alla frantumazione** dei granuli sottoposti a continua abrasione e carichi di rottura (UNI EN 1097-2:1999).

La prova appositamente pensata per materiali aggregati (come lo è il granulato Newlystone ottenuto con la tecnica dell'HPSS), lo sottopone ad una condizione molto critica, viene infatti posto dentro un cilindro d'acciaio rotante assieme a sfere d'acciaio, mai però verificabile quando esso è utilizzato per ripristini ambientali e non soggetto a calpestio diretto né a traffico veicolare come nel caso in oggetto.

Il risultato del test è espresso come percentuale di aggregato che viene frantumato e di conseguenza tanto minore è il valore dell'indice di L.A., tanto migliori sono le proprietà meccaniche dell'aggregato. Valori tipici per gli aggregati utilizzati nell'ambito delle costruzioni variano da 20 a 40.

Rispetto alle richieste indicate dalla norma UNI 10006 (costruzione e manutenzione delle strade tecniche e impiego delle terre) e dall'Allegato C della suddetta circolare ministeriale 2005/5205, i requisiti degli aggregati da utilizzare per lo

strato di sottofondo, fino alla profondità di 50 cm misurati a partire dal piano di posa della sovrastruttura devono presentare indice di Los Angeles $\leq 45\%$.

Aggregate Crushing Value (ACV)

Anche il test Aggregate Crushing Value (ACV), standardizzato dalla British Standards (BS) 812-100, misura la resistenza alla frammentazione anche se utilizza strumentazioni differenti e quindi opera uno stress meccanico che agisce in maniera differente. Mentre il test di Los Angeles valuta in parte anche il fenomeno dell'urto per gravità e dell'abrasione. Il test ACV ed è basato sulla resistenza alla frammentazione di un aggregato sottoposto ad un carico di compressione crescente da 0 a 100 kN in 10 minuti. La frazione percentuale frantumata passante ad un vaglio di luce definita dal metodo rappresenta l'indice ACV; pertanto, quanto più basso è tale valore tanto migliori sono le caratteristiche meccaniche dell'aggregato; i valori tipici di ACV % per gli aggregati misti comunemente utilizzati nel settore delle costruzioni variano da 22 e 26.

Resistenza al gelo/disgelo

Per quanto riguarda la resistenza ai cicli di gelo/disgelo, questo si può determinare verificando se il materiale è conforme alla EN 1367-1 o alla EN 1367-2 (2001). Tale norma europea sancisce un metodo di prova che fornisce le necessarie informazioni sul comportamento degli aggregati quando sono soggetti a cicli di gelo e disgelo in grado appunto di valutare l'azione del tempo in relazione alle possibili variazioni ambientali a cui il materiale può essere sottoposto. I risultati forniscono il mezzo per valutare la resistenza degli aggregati a questa forma di gelo. La prova è applicabile ad aggregati aventi dimensione dei granuli tra 4 mm e 63 mm.

Le frazioni di prova degli aggregati a granulometria omogenea, immersi in acqua a pressione atmosferica, sono soggetti a 10 cicli di gelo-disgelo. Ciò comporta un raffreddamento fino a $-17,5^{\circ}\text{C}$ sott'acqua e un successivo scongelamento in bagno d'acqua a circa 20°C . Terminati i cicli di gelo-disgelo, gli aggregati vengono esaminati per riscontrare eventuali cambiamenti (formazione di cricche, perdita di massa e, se appropriato, cambiamento di resistenza).

Un inerte è considerato "gelivo" se l'indice è superiore a 4.

Massa volumica dei granuli e dell'assorbimento d'acqua

La norma europea UNI EN 1097-6:2002 specifica i metodi per la determinazione della massa volumica e dell'assorbimento d'acqua degli aggregati. I primi cinque metodi specificati dalla norma sono applicabili all'aggregato normale mentre il sesto metodo riguarda gli aggregati leggeri.

La massa volumica dei granuli è calcolata a partire dal rapporto tra massa e volume. La massa è determinata mediante pesata della porzione di prova nelle condizioni di essiccazione in stufa. Il volume è determinato a partire dalla massa dell'acqua spostata, sia mediante determinazione della riduzione della massa immersa in acqua con il metodo del cestello a rete, sia mediante pesata con il metodo picnometrico.

L'assorbimento d'acqua è determinato dall'aumento della massa del campione essiccato in stufa a causa della penetrazione dell'acqua nei vuoti accessibili all'acqua.

Prova al solfato di magnesio

La norma europea UNI EN 1367-2:2000 specifica un metodo per valutare il comportamento di un aggregato quando viene sottoposto ad un'azione ciclica di immersione in solfato di magnesio, seguita da essiccazione in forno.

Un campione da laboratorio di un aggregato nella gamma dimensionale da 10 mm a 14 mm viene sottoposto a cinque cicli di immersione in una soluzione satura di solfato di magnesio, seguiti da essiccazione in forno a $(110 \pm 5)^\circ\text{C}$. Questo sottopone il campione da laboratorio dell'aggregato agli effetti dirompenti della ripetuta cristallizzazione e reidratazione del solfato di magnesio all'interno dei pori dell'aggregato. La degradazione derivante dagli effetti dirompenti viene misurata dalla quantità di materiale più fine di 10 mm che viene prodotto sotto forma di particelle.

3.4 La tecnologia HPSS

Mediante l'utilizzo di additivi appositamente sviluppati per tale applicazione ambientale (brevettati da Mapei SpA ed Intec srl¹) sulla base di metodiche individuate con la moderna tecnica dell'*High Performance Concrete* (HPC) si è sviluppato un processo innovativo da applicare *on site*, in grado di garantire elevate performance.

La principale caratteristica di tale processo (coperto ora da brevetto europeo) che la rende unica nel suo genere, è quella di utilizzare additivi (supefluidificanti ed idrofobizzanti) in grado di far miscelare intimamente l'impasto costituito dalla frazione fine contaminata, cemento e acqua e di ottenere un bassissimo rapporto di acqua/cemento (A/C), valore inferiore a 0.4 (Scanferla *et al.*, 2006 b), WIPO 2006).

Il basso rapporto A/C permette di ottenere caratteristiche di resistenza meccanica molto elevata e porosità estremamente basse, conseguentemente anche bassissime cessioni dei contaminanti (monitorabili attraverso la realizzazione di test di cessione o *leaching*). Il terreno trattato assume grazie all'utilizzo di un piatto granulatore una forma sferoidale conferendo al materiale l'aspetto della ghiaia. Il granulato prodotto (un aggregato cementizio) è denominato con il nome di Newlystone (letteralmente "nuova pietra").

3.4.1 L'HPC e gli aspetti innovativi di HPSS

3.4.1.1 Le tecniche moderne dell'HPC

Il calcestruzzo è un conglomerato artificiale costituito da una miscela di legante, acqua e aggregati (sabbia e ghiaia) e con l'aggiunta, secondo le necessità, di additivi, e/o aggiunte minerali che influenzano le caratteristiche fisiche o chimiche del conglomerato sia fresco che indurito vale a dire quando la reazione di idratazione ha avuto luogo, (Alunno Rossetti, 2007).

I calcestruzzi ad alta resistenza meccanica, più noti come HPC, sono caratterizzati da resistenze a compressione comprese nell'intervallo 60-120 N/mm², quindi molto superiori ai normali calcestruzzi, grazie al ridotto rapporto A/C (0,40-0,30) ottenuto mediante l'impiego di additivi super-riduttori di acqua (Colleparidi, 1996).

Secondo la definizione dell'*American Concrete Institute* (ACI), il calcestruzzo ad alta prestazione è caratterizzato da proprietà che “non possono essere conseguite usando i convenzionali costituenti e i tradizionali sistemi di miscelazione dei calcestruzzi ordinari”.

Questi calcestruzzi sono stati sviluppati negli anni '80, ma le premesse tecniche e tecnologiche risalgono ad alcuni decenni precedenti: è infatti degli anni '50 la teoria di Power (precedentemente analizzata) che collega il rapporto A/C e la porosità mentre negli anni '70 furono formulati i primi additivi superfluidificanti con i quali è possibile ridurre efficacemente il rapporto acqua/cemento senza penalizzarne la lavorabilità per arrivare a resistenze meccaniche di 60-80 N/mm².

Gli additivi superfluidificanti sono costituiti da polimeri idrosolubili capaci di essere adsorbiti sulla superficie dei granuli di cemento (Russell, 1999). Questi ultimi, in assenza di additivo, tendono ad agglomerarsi in grossi flocculi per la presenza di cariche elettrostatiche (Zhang *et al.*, 2003). In presenza di additivo i granuli di cemento sono dispersi per l'esistenza dell'additivo nella superficie del cemento. La mancata flocculazione del cemento rende il cemento più fluido. Conseguentemente, il calcestruzzo con additivo superfluidificante diventa molto più lavorabile ancorché confezionato con basso A/C cosa che in assenza di additivi lo rende di fatto impossibile da “lavorare”.

Nel settore degli additivi superfluidificanti sono stati compiuti progressi considerevoli e nuovi polimeri acrilici sono stati inventati accanto a quelli oramai tradizionali a base di naftalina o melammina messi a punto negli anni '70 (figura 3.12), (Cerulli *et al.*, 1993).

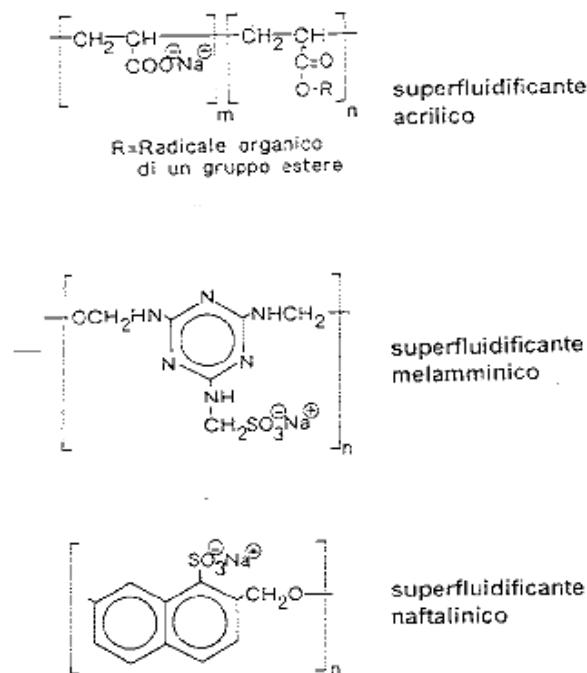


Fig. 3.12: Composizione chimica dei più importanti superfluidificanti (Collepari, 1996)

L'efficacia degli additivi superfluidificanti – in termini di riduzione d'acqua e quindi di incremento della resistenza meccanica – aumenta con il loro dosaggio. Tuttavia, oltre un certo limite (2-3% sul cemento) non si registrano ulteriori benefici nella riduzione del rapporto A/C e si comincia ad avvertire una lieve caduta nella resistenza meccanica provocata dalla raccolta di acqua (bleeding) nella zona di transizione tra la matrice cementizia e gli aggregati lapidei del calcestruzzo (Zhang *et al.*, 2003).

Le maggiori applicazioni di questo materiale sono state inizialmente destinate a opere di ingegneria infrastrutturale particolarmente sollecitate da carichi statici e dinamici in servizio o da azioni aggressive da parte di un ambiente particolarmente ostile (piattaforme marine, ponti di gran luce, tunnel sottomarini, grattacieli in zone sismiche, ecc.). Si sta tuttavia assistendo alla tendenza ad impiegare il calcestruzzo HPC anche in opere di architettura o ingegneria civile meno sollecitate per sfruttare le caratteristiche meccaniche attraverso una diversa progettazione, per produrre calcestruzzi più durevoli in conseguenza al basso rapporto A/C (Zhang *et al.*, 2003).

3.4.1.2 Le tecniche dell'HPC applicate alla S/S: l'HPSS

La tecnologia HPSS (*High Performance Stabilization/Solidification*) è nata proprio dall'idea di coniugare le competenze delle scienze dei materiali maturate da Mapei nell'ambito del HPC con il knowhow in ambito delle tecnologie di bonifica di una società veneziana (InT.Ec. srl) specializzata in bonifiche.

Attraverso numerosi anni di prove di laboratorio e prove a scala pilota si sono riusciti a superare quelli che erano i principali svantaggi delle tecniche S/S. Infatti, generalmente il trattamento del terreno avviene *in situ* mediante l'utilizzo di potenti sistemi di miscelazione che possono operare anche in profondità, seppur con alcune limitazioni (Al-Tabbaa *et al.* 1996). Dopo che il cemento si è idratato (dando luogo all'indurimento) il suolo stabilizzato viene compattato ma continua a mantenere alcune caratteristiche del suolo di partenza non del tutto positive come l'elevata superficie specifica e permeabilità all'acqua, anche se si ottiene una riduzione della lisciviabilità degli inquinanti. Queste caratteristiche rappresentano un punto debole delle tradizionali tecnologie di S/S, particolarmente per quelle applicazioni dove il materiale stabilizzato viene a contatto con l'acqua infatti l'elevata area specifica e l'elevata porosità del terreno così trattato favorisce nel tempo la lisciviabilità degli inquinanti e la degradazione del suolo stabilizzato (Surico *et al.*, 2006).

Questi svantaggi sono oltremodo da evitare quando il materiale trattato è esposto o può venire a contatto con acque marine o salmastre, come nel progetto che vedremo, le quali contengono agenti aggressivi come i cloruri e gli ioni solfati che possono diminuire la durabilità dei materiali a base cementizia.

E' per ovviare a questi inconvenienti della tecnica tradizionale di S/S che la tecnologia HPSS è stata sviluppata con l'obiettivo poi di ridurre ulteriormente la cessione degli inquinanti e di rendere il materiale trattato molto più denso, con bassissima porosità ed elevata resistenza meccanica. Risultati che si sono potuti ottenere grazie all'applicazione delle regole utilizzate per la produzione dell'High Performance Concrete (HPC).

Il processo, sviluppato congiuntamente da Mapei SpA ed In.T.Ec. srl, è di tipo *ex situ* da applicarsi *on site* con impianti mobili, e permette di ottenere un materiale inerte in forma granulare che può essere riutilizzato come riempitivo negli scavi o come sottofondo stradale con caratteristiche comparabili a quelle della ghiaia.

La tecnologia si basa sull'utilizzo dell'additivo bifasico Mapeplast ECO1 che sono stati sviluppati specificatamente nel settore dei trattamenti ambientali e sono costituiti da miscele di polimeri acrilici idrosolubili (Mapeplast ECO1/B) e da additivi organici idrofobizzanti (Mapeplast ECO1/A), entrambi caratterizzati da elevata biogradabilità e bassa tossicità. Il dosaggio dei due componenti può essere variato entro ampi intervalli, in relazione alle esigenze specifiche ed agli obiettivi di bonifica che si devono raggiungere. Dal punto di vista funzionale, Mapeplast ECO1/B consente di produrre granuli caratterizzati da un basso rapporto A/C che, una volta induriti (quindi dopo i 28 giorni di maturazione/idratazione del cemento), dimostrano elevate proprietà meccaniche ed eccellente durabilità. Inoltre, la riduzione della porosità del materiale derivante dal basso rapporto A/C fa sì che i processi di cessione (di cui al paragrafo 3.2.2.2) siano regolati dalla diffusione e non dal trasporto avvevativo. Mapeplast ECO1/A, grazie alle sue proprietà idrofobizzanti, limita ulteriormente la penetrazione del fluido all'interno dei pori e contribuisce a ridurre sia l'entità del rilascio che l'ingresso delle sostanze aggressive per il cemento (solfati, ecc.).

Oltre ai componenti principali possono essere aggiunti all'impasto altri additivi per conferire ai materiali caratteristiche specifiche.

3.4.1.3 La forma del prodotto finale, un'altra innovazione

L'altro aspetto innovativo, della tecnologia studiata risulta essere la forma finale del prodotto, unica nell'ambito delle tecniche di S/S.

Come anticipato, infatti, il prodotto finale (il granulato Newlystone) è in forma granulare sciolta, come un aggregato artificiale a forma sferoidale simile alla ghiaia (figura 3.13), con pezzatura compresa tra 4- 50 mm, (si veda la distribuzione media riportata per classi nel grafico in figura 3.14).

Questo, come verrà spiegato nel successivo paragrafo, viene ottenuto grazie ad un piatto di granulazione. Si vedrà inoltre come sia possibile variarne la granulometria (nell'ambito di un certo range) al fine di ottenere un granulato più fine o grosso asseconda delle esigenze.

Generalmente le tecniche di S/S in sito hanno lo svantaggio di consolidare talmente il terreno da rendere difficile l'esecuzione opere quali scavi per la messa in opera di sottoservizi o altro. Le tecnologie ex sito presenti nel mercato invece producono dei materiali massivi di dimensioni importanti rispetto al granulato, delle dimensioni del mattone o maggiori. Questo anche in relazione alla necessità, per ottemperare ai limiti di legge di diminuire la superficie di contatto con una potenziale soluzione estraente (acque meteoriche, acque di falda).

Invece, la forma conferita dalla tecnologia HPSS, rende il terreno trattato simile alla ghiaia e pertanto facilmente maneggiabile sia quale materiale da riempimento che quale prodotto da impiegarsi con diversi altri usi in ambito edile. Il terreno così trattato risulta infatti idoneo in sostituzione della ghiaia quale aggregato nella realizzazione di calcestruzzi alleggeriti (tipo magrone) e calcestruzzi non strutturali, nonché per la realizzazione di materiali lapidei artificiali.

Per l'ulteriore implementazione di tale tecnologia nell'ambito dell'edilizia e per l'ottimizzazione dei risultati in questo campo si è sviluppato il progetto ***ECOSTONE -Sviluppo di nuovi aggregati granulari da impiegare in edilizia o per ripristini ambientali prodotti riciclando scarti e residui di diversa origine*** (Scanferla, 2009-b); Scanferla *et al.*, 2008). Il progetto che ha goduto del cofinanziamento da parte dell'Unione Europea, è stato individuato nel luglio 2008 dalla Commissione Europea quale migliore esempio di buone pratiche in campo ambientale tra tutti i progetti italiani che hanno utilizzato finanziamenti comunitari nel periodo di programmazione 2000-2006.

Per il dettaglio dei risultati di tale progetto si rimanda direttamente agli articoli sopra citati.



Fig. 3.13: Esempio di terreno nella sua forma finale ottenuta con la tecnologia HPSS denominato Newlystone

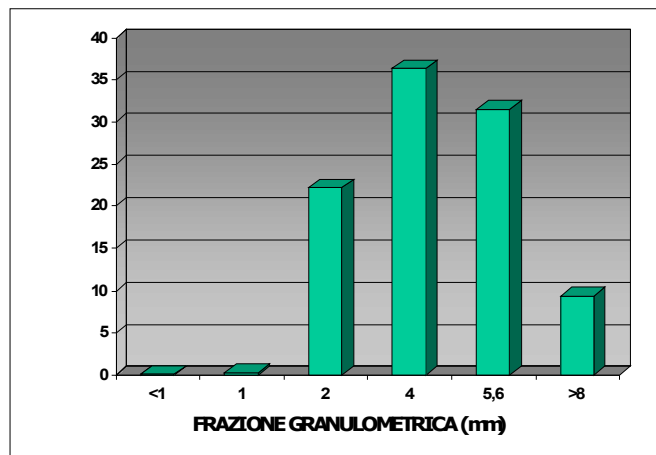


Fig. 3.14: Tipica distribuzione granulometrica di un terreno ottenuto mediante il sistema Mapei HPSS.

3.4.2 Il processo e l'impiantistica

Il sistema HPSS si sviluppa in due fasi principali da applicarsi sul terreno contaminato avente una granulometria fine (< 6-8 mm) e pertanto potrebbe richiedere dei pretrattamenti come: la separazione del materiale grossolano (trovanti), l'eventuale riduzione del contenuto di umidità mediante essiccazione naturale o forzata con ossido di calcio e la macinazione qualora la granulometria non sia idonea al trattamento.

Successivamente ai pretrattamenti il terreno fine, che rappresenta la matrice fine ed inquinata, che risulta essere quello contaminato viene sottoposto al sistema HPSS prevede le fasi di:

- **Formazione dell'impasto a base cementizia**
- **Formazione dei granuli**

3.4.2.1 La formulazione dell'impasto (il mix design)

Il materiale tenore di umidità nota (viene continuamente monitorata al fine di aggiungere i quantitativi di acqua corretti) viene miscelato con il cemento, gli additivi MAPEPLAST ECO1 ed con quantità di acqua di impasto necessaria per la corretta formazione del conglomerato.

Il cemento utilizzato è della più alta qualità (Portland classe I, 52.5 R, quello a maggior resistenza) il che garantisce elevate prestazioni meccaniche e impurezze molto basse. La formula tipica utilizzata per l'impasto per la produzione dell'aggregato finale è riportata in tabella 3.2. La percentuale di cemento può variare in funzione delle caratteristiche del terreno e della concentrazione degli inquinanti.

Tab. 3.2: Composizione percentuale media della miscela applicata a terreni contaminati

Componenti della miscela	Composizione media (%)
Suolo contaminato *	68-70
Cem. I 52.5 R	25
Mapeplast ECO ₁	2
Acqua	3-2

*Circa 8% di umidità

La miscelazione avviene di norma in un miscelatore intensivo (figura 3.15) dotato di un analizzatore di umidità ed di un sistema di controllo dei dosaggi in funzione di questa. Il tempo di miscelazione può variare da pochi secondi ad alcuni minuti in relazione al tipo di miscelatore utilizzato. Miscelatori intensivi ad alta energia consentono di ottenere una miscelazione omogenea in tempi più brevi. In questa fase iniziano a formarsi i “germi di granulazione”, di diametro dell’ordine del millimetro, sui quali successivamente cresceranno i granuli veri e propri.



Fig. 3.15: Tramoggia di carico del terreno e miscelatore intensivo dove vengono direttamente dosati il cemento e gli additivi.

3.4.2.2 La granulazione

Una volta preparato, l’impasto viene trasferito dal miscelatore ad un piatto granulatore (figura 3.16) dove, per effetto del movimento rotatorio, si formano i granuli, la cui dimensione dipende da fattori quali il tempo di permanenza nel piatto, il dosaggio degli additivi e la quantità di acqua di impasto. Il piatto granulatore funziona normalmente in continuo e viene alimentato dall’alto con il materiale in uscita dal mescolatore. Nella parte bassa del piatto esce il materiale granulare che viene inviato mediante tramoggia (figura 3.17) alla sezione di maturazione da dove, una volta indurito (previo idratazione del cemento di 28 giorni) può essere inviato al riutilizzato.

Il tempo di residenza nel granulatore è un parametro fondamentale per ottenere granuli di dimensioni omogenee ed assicurare il completamento delle reazioni di reticolazione all'interno del materiale.

Sul piatto granulatore sono installati anche ugelli per il dosaggio di acqua in seno alla massa di granulato in movimento, in modo da regolare ancora l'umidità del materiale.



Fig. 3.16: Piatto granulatore



Fig. 3.17: Tramoggia che porta i granuli allo stoccaggio dedicato alla maturazione

3.5 Il progetto dimostrativo

3.5.1 Il sito oggetto dell'intervento dimostrativo

L'area contaminata delle "Ex Conterie" dove è stata applicata l'innovativa tecnologia HPSS è sita nell'isola di Murano (figura 3.18 e 3.19), una delle principali isole della Laguna di Venezia famosa in tutto il mondo per la produzione del vetro artistico.

Il sito di bonifica, di circa 20'000 m², era stato sede fin dagli inizi del '900 di una delle principali industrie di produzione del vetro, la cui attività ha impiegato fino a 16.000 addetti negli anni '50 e che, dopo un lungo periodo di decadenza, è definitivamente cessata agli inizi degli anni '90.

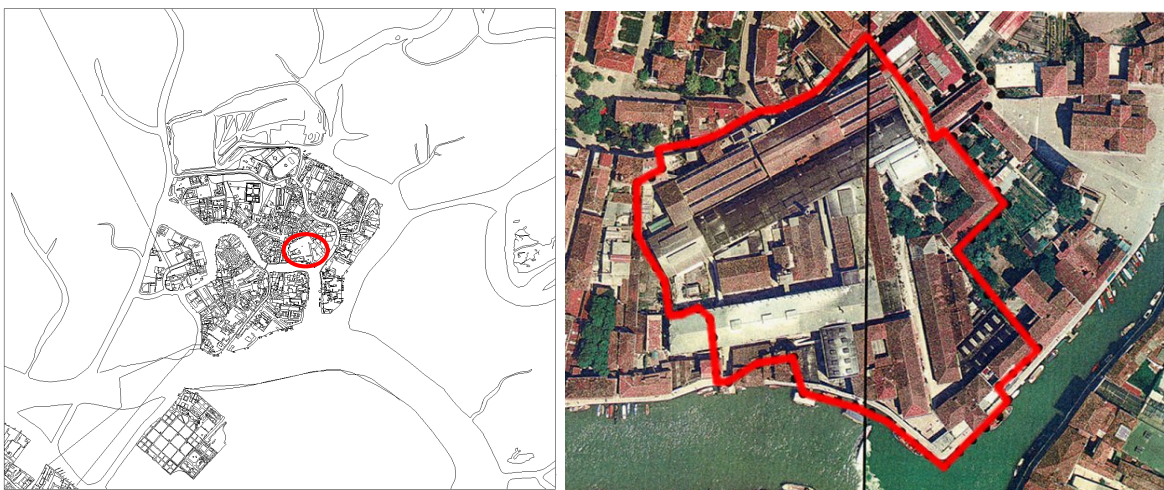


Fig. 3.18: Localizzazione area delle Ex Conterie **Fig. 3.19:** Perimetro dell'area contaminata

Nell'ambito della produzione del vetro vengono utilizzate materie prime anche altamente inquinanti quali ossidi di metalli pesanti ed altri minerali che donano al vetro le diverse colorazioni o sostanze, come l'arsenico o l'antimonio, che permettono di abbassare la temperatura di fusione delle miscele da vetrificare. L'assenza nel passato di corrette pratiche ambientali, ha causato la contaminazione di gran parte del suolo e del

sottosuolo del sito delle “Ex Conterie”, nello specifico dovuta principalmente agli sversamenti accidentali di materie prime e allo smaltimento incontrollato nel sito produttivo dei fanghi di risulta della molatura del vetro altamente ricchi di metalli lisciviabili.

Il Comune di Venezia, che ha acquistato l’intera area nel 1995 con l’intento di attuare un Programma di Recupero ridefinendone la destinazione d’uso a residenza, alloggi per studenti, strutture ricettive e insediamenti per l’artigianato, ha attuato una procedura di bonifica ai sensi del previgente D.M. 471/99.

Il Piano di Caratterizzazione ha evidenziato la contaminazione di circa 14’000 m² per una profondità di circa 2 m dal piano campagna. Durante le indagini ambientali effettuate nel 2000, che hanno previsto il prelievo e l’analisi di 110 campioni di suolo, è emersa un’elevata contaminazione da metalli pesanti e metalloidi le cui concentrazioni medie sono riportate in tabella 3.3 (Surico *et al.*, 2003.).

Tab. 3.3: Metalli pesanti che hanno superato i limiti di col. A tab 1 DM 471/99, concentrazioni massime (tratto da Surico *et al.*, 2003) e medie (tra 0 e 2 m)

Contaminanti	Concentrazioni massime area delle ex Conterie	Concentrazioni medie area delle ex Conterie	Limiti DM 471/99 Colonna A Uso verde pubblico, privato e residenziale	Limiti DM 471/99 Colonna B Uso commerciale e industriale
As (mg/Kg ss)	204	52	20	50
Cd (mg/Kg ss)	12	10	2	15
Cr tot (mg/Kg ss)	55	45	150	800
Cu (mg/Kg ss)	279	157	120	600
Hg (mg/Kg ss)	1.8	1.5	1	5
Pb (mg/Kg ss)	2321	1050	100	1000
Zn (mg/Kg ss)	696	524	150	1500

Il progetto di bonifica elaborato e approvato con deliberazione della Giunta Comunale n. 497 del 31/07/2003, è stato sviluppato con il proposito di individuare una soluzione a costi inferiori rispetto alla messa a dimora del materiale a discarica (circa 30’000 m³) che desse, nello stesso tempo, elevate garanzie dal punto di vista ambientale, ridotti trasporti e smaltimenti di terreno.

La tecnologia HPSS, sviluppata all'epoca solo a scala laboratorio è sembrata essere la migliore soluzione adottabile in un contesto così delicato come quello presente in laguna di Venezia.

Il trattamento on site consentiva infatti di minimizzare la movimentazione del terreno e di conseguenza di ridurre il rischio di dispersione della contaminazione. Contemporaneamente il granulato prodotto poteva essere riutilizzato nello stesso sito.

3.5.2 La destinazione d'uso futura

La ristrutturazione delle Ex Conterie prevede che nella configurazione finale del sito trovino posto le seguenti destinazioni d'uso degli immobili, (figura 3.20):

- case comunali (comparto A)
- residenza studentesca (comparto B)
- laboratori artigianali (comparto C)
- albergo ed attività connesse (comparto D)
- negozi (comparto E)
- laboratori artigianali (comparto E)
- residenza (comparto G)
- Museo del vetro (comparto H)
- laboratori artigianali con fornaci (comparto I)
- alloggi Ater (L).

A tali destinazioni d'uso, vanno aggiunte la sala polivalente e lo spazio a verde pubblico nella piazza principale.

Per tale motivo, ed in relazione al fatto che il progetto era stato realizzato secondo i dettami del DM 471/99, gli obiettivi di bonifica coincidevano con i valori delle concentrazioni accettabili al suolo di colonna A tab. 1 per siti ad uso residenziale.

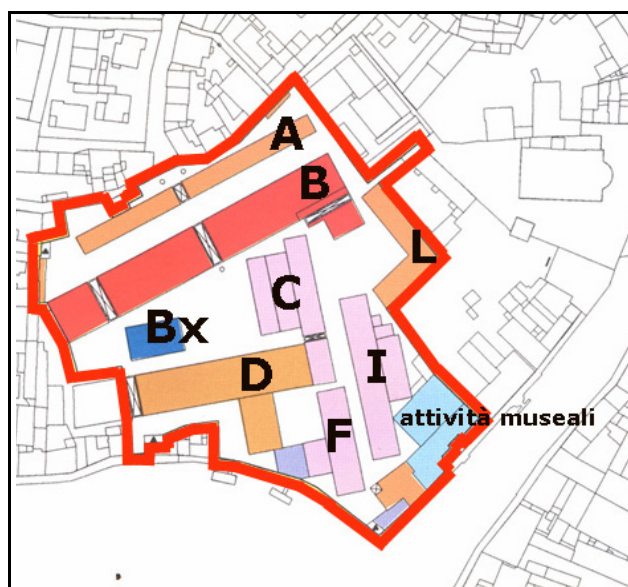


Fig. 3.20: Localizzazione interventi di recupero

3.5.3 Le fasi progettuali dell'intervento

Successivamente alla fase di approvazione del progetto definitivo si è passati alla fase di progettazione esecutiva e appalto che è stata suddivisa in due fasi di intervento: una prima **fase dimostrativa** necessaria anche per la messa a punto e sviluppo degli impianti di trattamento e della tecnologia di S/S prevista nel progetto approvato, riguardante un primo lotto campione al centro dell'area delle ex conterie, di circa 1.600 m² ed una seconda fase di completamento, di applicazione estesa del processo di bonifica all'intera area.

L'area dove ha avuto luogo la prima fase dimostrativa è rappresentata nella foto in figura 3.21.

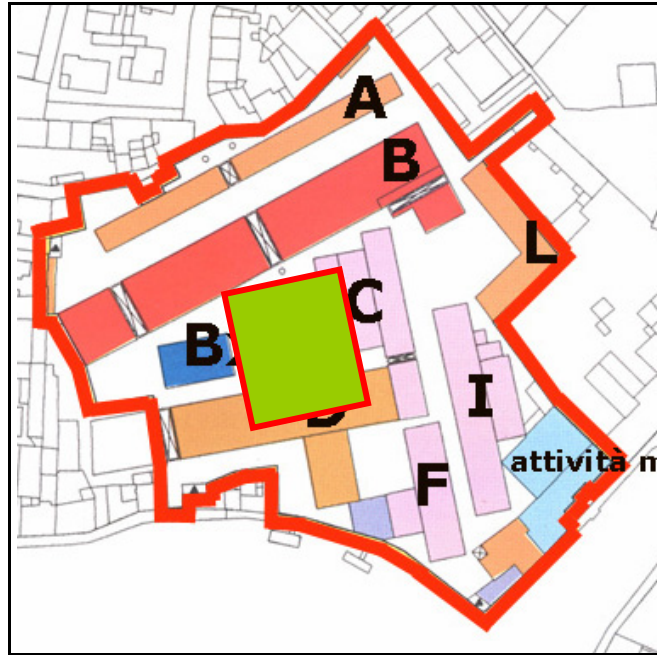


Fig. 3.21: Foto e localizzazione dell'area (in verde) di interesse del progetto dimostrativo

Il progetto di bonifica approvato è suddiviso, in sintesi, nelle seguenti fasi principali:

- scavo del materiale inquinato e stoccaggio provvisorio
- eventuale pretrattamento del materiale scavato
- vibrovagliatura del materiale scavato
- lavaggio del sopravaglio depurazione dell'acqua di lavaggio del sopravaglio
- trattamento del sottovaglio con processo HPSS
- emungimento dell'acqua di falda entro i limiti di scavo e depurazione della stessa
- posa in opera dei sottoservizi previsti

- ricopertura dello scavo e messa in opera piezometri di monitoraggio

Come indicato nel paragrafo 3.4.2, in alcune situazioni il terreno necessita di pretrattamenti prima di essere sottoposto al processo HPSS. Nel caso specifico delle Ex Conterie, poiché si era in presenza di materiale di riporto di origine antropica con residui di demolizioni nel primo metro di profondità mentre nel restante secondo metro il terreno si presentava in parte argilloso ed in zona satura di acqua, si è dovuto intervenire realizzando un impianto che prevedesse l'eventuale pretrattamento mediante fresatura (per agevolare l'asciugatura del terreno argilloso in tempo non di secco) e la vibrovagliatura per la separazione della frazione grossolana (> 6-8 mm) inerte.

Il progetto prevede infatti che il terreno inquinato dopo lo sbancamento venga trasportato sino ad un'area di stoccaggio, dove permane per qualche settimana in modo da consentire la perdita di parte dell'umidità contenuta. Qui avviene una fase di pretrattamento nel caso in cui il materiale si presenti troppo argilloso, circostanza riscontrabile soprattutto nel terreno scavato a profondità superiori al primo metro. Una caratteristica dell'argilla, frazione di terreno con granulometria molto fine (inferiore a 2 μ m), è quella di presentare una bassa tendenza a rilasciare l'acqua di imbibizione in tempi brevi. L'elevato contenuto d'acqua e le caratteristiche intrinseche dell'argilla creerebbero di fatto un serio problema gestionale relativamente alla successiva fase di trattamento del terreno quali la vibrovagliatura. Il pretrattamento consiste nella stesura del terreno scavato, e successiva fresatura, allo scopo di creare una matrice con pezzatura sufficientemente omogenea dal punto di vista dimensionale e distributivo. Aumentando così la superficie di contatto della matrice solida con l'atmosfera, in abbinata ad una adeguata ventilazione naturale e/o forzata, si ha un incremento del trasferimento di fase liquido-vapore dell'acqua e quindi del grado di deumidificazione del terreno.

Il terreno, dopo essere stato a riposo per due giorni, viene quindi caricato sulla tramoggia di alimentazione del vibrovaglio. Il terreno viene poi trasferito tramite nastro trasportatore all'interno del vibrovaglio di potenzialità di 8 t/h (figura 3.22), equipaggiato con 2 reti da 8 mm e da 6 mm.



Fig. 3.22: Vibrovaglio



Fig. 3.23: Lavaggio finale del sopravaglio con ugelli

I risultati a scala laboratorio e pilota hanno evidenziato la possibilità di recuperare il **sopravaglio** costituito da inerti quali pietrisco e frammenti di calcestruzzo e cocci mediante lavaggio in impianto di soil washing eseguendo solo una operazione di lavaggio con acqua per il materiale di sopravaglio (circa il 30% del totale del suolo sbancato), che rappresenta in pratica la frazione inerte del terreno sottoposto a bonifica.

La sequenza di lavaggio prevede una prima fase di lavaggio su sistema a rotobarile: il materiale rilascia eventuali depositi salini o di terreno compattato - potenzialmente inquinati - presenti sulla superficie del materiale di sopravaglio. La seconda fase prevede un sistema di lavaggio a pioggia (figura 3.23), costituito da un nastro trasportatore e da una rete di distribuzione d'acqua attraverso ugelli. Tale impianto ha la caratteristica principale di riutilizzare l'acqua di lavaggio tramite un sistema a circuito chiuso, per ridurre al minimo il consumo di acqua di rete. L'acqua in riciclo subisce comunque dei trattamenti fisici e chimici per il mantenimento di una quantità adeguata alla destinazione d'uso.

Il sopravaglio prodotto, prima del suo recupero in sito, veniva opportunamente bonificato mediante un trattamento di *soil washing*.

Pertanto oltre alle unità operative già viste precedentemente, l'impianto attualmente ancora in esercizio, è costituito da altre unità tutte rappresentate nello schema in figura 3.24 (Scanferla *et al.*, 2009 a).

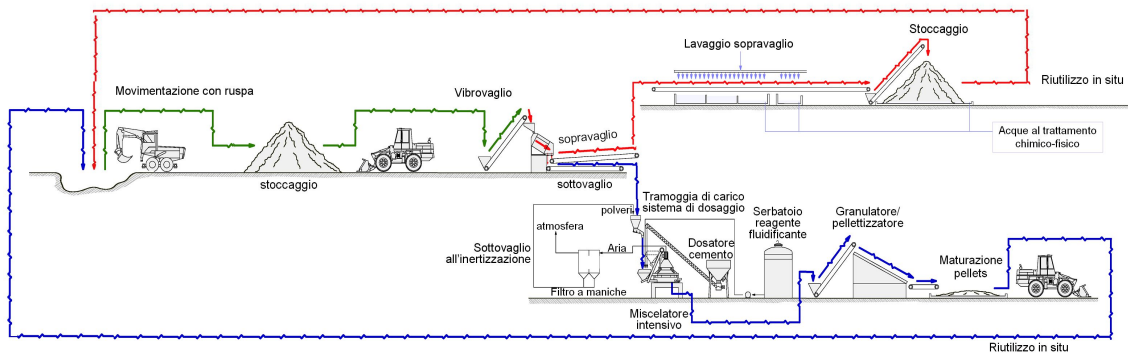
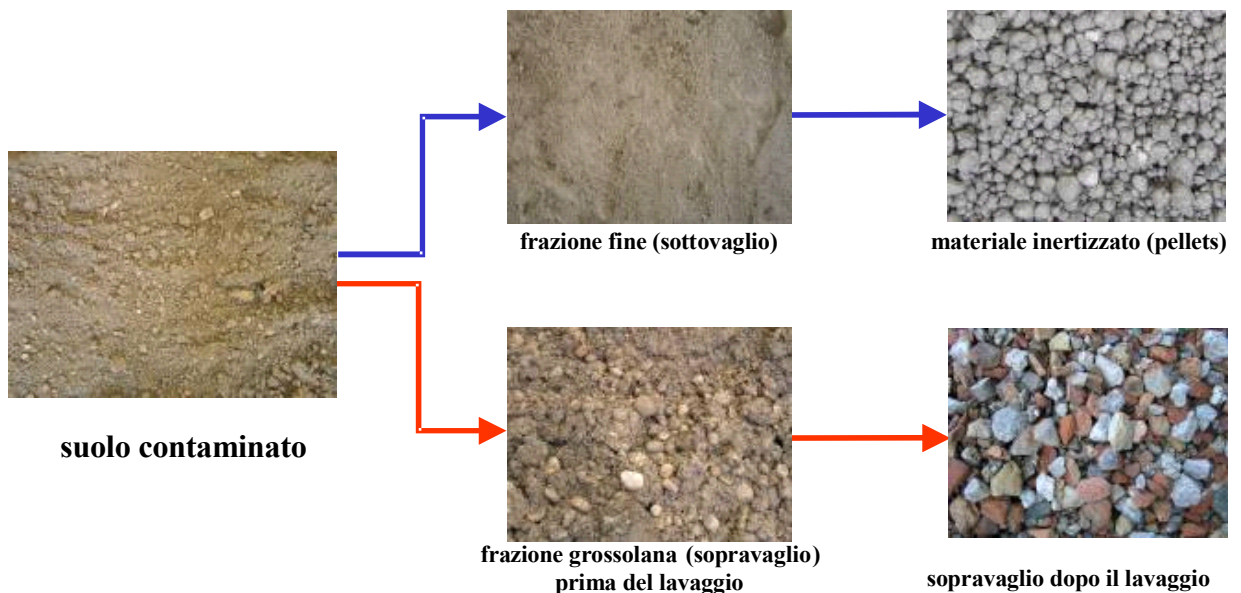


Fig. 3.24: Schema del processo di bonifica con tecnologia HPSS (da Scanferla *et al.*, 2009 a)

Il progetto prevede pertanto il recupero per il ripristino altimetrico del terreno fine (sopravaglio) che dopo il procedimento di bonifica si presentava come un aggregato inerte e del sopravaglio sottoposto a processo di lavaggio, in figura 3.25 si riporta uno schema semplificato del flusso del terreno (Scanferla *et al.*, 2006 b).



Il terreno trattato (sopravaglio lavato e materiale granulato inertizzato) è riutilizzato in sito per i rinterri previo il buon esito delle analisi sui campioni rappresentativi di lotti da 250 m³ analizzati in contraddittorio con l'Arpa competente.

Nel riutilizzo si procede alla formazione di uno strato di base sul fondo scavo con il sopravaglio (secondo lo schema in figura 3.26, tratto da Scanferla *et al.*, 2006 b; Scanferla *et al.*, 2009)). Tale riempimento viene portato fino alla quota di -0.20 m s.l.P.S. (sul livello piano strada). Da tale quota, fino al livello di +0.10 m s.l.P.S., si procede al getto di una soletta di fondo in calcestruzzo utilizzando come inerte il materiale inertizzato e/o ghiaia e alla successiva posa del telo impermeabile sull'estradosso della soletta. L'obiettivo di tale soletta è quello di garantire un piano di appoggio solido alle successive lavorazioni, fornire un contrasto alle opere di sottofondazione dei fabbricati e un piano di posa al telo impermeabile di separazione del sopravaglio dal sottovaglio inertizzato. Il telo impermeabile ha la funzione di poter permettere negli anni il monitoraggio del materiale inertizzato e dell'eventuale percolato dovuto alle piogge. Infatti, in virtù del fatto che si trattava comunque di una prima applicazione di questa tecnica in un ambiente particolarmente sensibile e delicato quale la Laguna di Venezia, si è ritenuto importante permettere di verificare il comportamento del materiale con il passare degli anni prevedendo un rigoroso monitoraggio *post operam*. All'interno del telo, dopo la fase è relativa alla costruzione delle opere di urbanizzazione primaria, intese come posa delle tubazioni dei sottoservizi, viene rinterrato il materiale inertizzato fino a 20 cm dal piano di imposta della nuova pavimentazione costituita da trachite.

I solchi visibili nella foto a destra in figura 3.27 testimoniano il passaggio di mezzi pesanti quali le ruspe di cantiere sopra il granulato Newlystone.

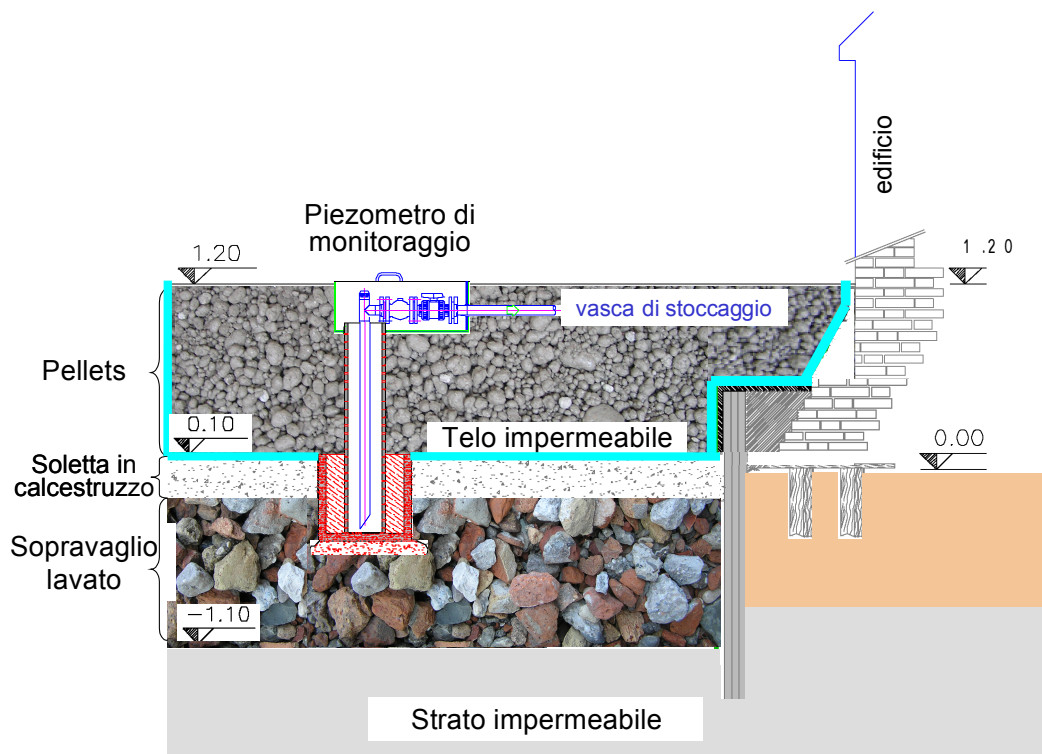


Fig. 3.26: schema della sezione di riempimento con riutilizzo dei materiali (tratto da Scanferla *et al.*, 2006 b)



Fig. 3.27: foto dei parte dell'area interessata dal progetto dimostrativo dopo lo scavo (a sinistra) e dopo riempimento con granulato(a destra)

3.6 Materiali e metodi: il protocollo di validazione

“Protocollo operativo per l’esecuzione delle verifiche in corso d’opera”, trasmesso agli enti interessati e approvato dal Comune di Venezia in data 06/04/2006, è stato sviluppato nell’ambito della presente ricerca di dottorato, in accordo con i referenti di ARPAV, il progettista e del collaudatore funzionale del processo di bonifica. Il protocollo di analisi riguarda tutte le diverse matrici coinvolte nel processo di bonifica e la sua applicazione è stata supportata dalle attività sperimentali eseguito nell’ambito del dottorato ed ha implicato l’utilizzo del know-how acquisito in campo europeo sulle metodiche di validazione e le conoscenze acquisite sulle tecnologie di S/S.

3.6.1 le matrici oggetto di verifica

Le principali matrici oggetto di verifica sono state le seguenti:

- terreno di fondo scavo e pareti;
- sopravaglio lavato riutilizzato nel ripristino altimetrico;
- frazione fine del terreno dopo vagliatura prima del trattamento HPSS;
- materiale inertizzato e granulato e utilizzato per il ripristino altimetrico;
- acque di aggotamento emunte durante gli scavi;
- materiali di esubero;
- controllo dei bianchi.

Il monitoraggio delle acque di percolamento che possono venire a contatto con il granulato non faceva parte del protocollo delle verifiche *in operam*, ma viceversa è l’oggetto del monitoraggio *post operam* ora in fase di realizzazione.

3.6.2 Le verifiche analitiche

Come indicato nel ex D.M. 25/10/1999 n. 471, le verifiche *in operam* degli interventi di bonifica devono essere realizzate con lo scopo di valutare la rispondenza tra il progetto definitivo e la realizzazione in termini di:

- raggiungimento nel terreno di fondo scavo dei valori di concentrazioni limite accettabili o dei valori di concentrazione residui;
- efficacia di sistemi e tecnologie, durante l'esecuzione dei lavori di bonifica.

Il protocollo, come norma di carattere generale, prevedeva il prelievo, l'etichettatura, l'analisi, e la conservazione dei campioni ai sensi della DGRV 2922/2003 comunicando preventivamente agli enti di controllo (ARPAV, Provincia di Venezia e Comune di Venezia) le date di prelievo dei campioni di fondo scavo e delle altre diverse matrici (sopravaglio, granulato, acque, ecc.) per l'eventuale presa in contraddittorio dei campioni.

I campioni prelevati dal collaudatore dell'intervento sono stati conferiti per l'esecuzione delle analisi presso un laboratorio accreditato SINAL mentre i campioni realizzati dalla scrivente per il CVR (ente coinvolto nell'ambito del monitoraggio in corso d'opera) sono stati analizzati presso il laboratorio interno della ditta esecutrice l'intervento (la In.T.Ec. srl).

Nel dettaglio, il protocollo riportava specifiche sulle modalità di campionamento, analisi e inquinanti da ricercare per ogni tipologia di matrice sopra indicata.

Poiché il presente lavoro è dedicato alla validazione della tecnologia HPSS si riporteranno esclusivamente le modalità ed i risultati ottenuti nel monitoraggio del materiale granulato prodotto ed inizialmente della frazione fine del terreno dopo la vagliatura e prima del trattamento di inertizzazione in modo da confrontarne i dati.

3.6.2.1 Frazione fine del terreno dopo vagliatura prima del trattamento di inertizzazione

Modalità di campionamento

Nell'ambito delle attività di verifica si è previsto di effettuare un campionamento della frazione fine del terreno (quella che viene avviata al trattamento di inertizzazione) allo scopo di individuare gli elementi per i quali verificare l'efficacia del processo di inertizzazione, ovvero quegli elementi che nella frazione da inertizzare superano le concentrazioni indicate in Tabella 1 Colonna A del DM 471/1999. Pertanto nel campione della frazione fine prima del trattamento sono state effettuate analisi del contenuto totale per individuare i contaminanti che caratterizzano ogni singolo lotto.

In corrispondenza del prelievo degli incrementi di granulato (descritto in dettaglio al paragrafo successivo), sono stati raccolti il medesimo numero di incrementi di terreno fine da trattare.

Il campione di frazione è stato prelevato direttamente dal nastro trasportatore che convoglia il terreno al miscelatore per la preparazione dell'impasto da granulare. Azionando il pulsante di emergenza, o approfittando del blocco del nastro successivo alla fase di carica del reattore, si prelevava dal nastro stesso un quantitativo di terreno di circa 1 kg con l'ausilio di uno strumento opportuno (sagomato appositamente per delimitare una porzione di nastro contenente circa 1 kg di materiale) e di una sessola, avendo cura di prelevare tutto quanto si trovi al di sopra del nastro all'interno della delimitazione. Collezionando ed unendo successivamente un numero di incrementi pari a quelli del granulato preso in uscita dalla fase di granulazione si è ottenuto il campione rappresentativo della partita di terreno fine da trattare. Si è previsto di ottenere un campione rappresentativo ogni 250 m³ circa in relazione al quantitativo di granulato prodotto con tale materiale fine.

A seguito di quartatura è stato ottenuto un campione che è stato a sua volta suddiviso in tre aliquote distinte: uno per l'organo di controllo (ARPAV), uno per il CVR ed uno che verrà sigillato e conservato opportunamente per poter eseguire delle analisi di verifica. Il collaudatore aveva la facoltà di richiedere un'aliquota aggiuntiva rispetto alle tre realizzate per effettuare i proprio controlli.

Tipologia delle analisi da eseguire ed analiti da indagare

Sono state effettuate le analisi ai sensi del D.M. n. 471/1999. I metalli analizzati sono tutti quelli indagati nella fase di caratterizzazione: As, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, Se, Sn.

Strumentazione

I metalli pesanti sono stati analizzati con ICP-OES (Inductively Coupled Plasma Atomic Optical Emission Spectroscopy e con un Spectro Flame Compact E, Analytical Instruments).

3.6.2.2 Granulato inertizzato utilizzato per il ripristino altimetrico

Modalità di campionamento

Il campionamento del materiale inertizzato per l'esecuzione dei test di cessione previsti è stato eseguito nel punto di caduta dal nastro trasportatore finale per incrementi successivi. Infatti, si è ritenuto che sia più rappresentativo rispetto ad un campionamento in cumulo, un campione composto da successive aliquote prelevate durante il processo di trattamento.

Considerando lotti da 250 m³ si è ritenuto di raccogliere 25 incrementi di 2 kg ciascuno, utilizzando un contenitore in plastica di idonee dimensioni.

Detti incrementi sono stati presi ogni 10 m³ di materiale trattato ad intervalli di tempo il più regolari possibili e sono stati disposti in un cumulo a parte, opportunamente separato dal resto del materiale, nelle stesse identiche condizioni di maturazione del lotto campionato. Il campione pertanto subiva gli stessi processi e tempi di maturazione del lotto da cui si è prelevato il campione. Si è ottenuto in questo modo un campione primario, rappresentativo dell'intero lotto. Il campione così ottenuto è stato successivamente quartato per ottenere tre differenti aliquote da analizzare: uno per l'organo di controllo - ARPAV, uno per la ditta incaricata del monitoraggio ed uno che verrà sigillato e conservato opportunamente per poter eseguire delle analisi di verifica

supplementari qualora se ne riscontrasse la necessità. Anche in questo caso il collaudatore aveva la facoltà di richiedere un'aliquota aggiuntiva rispetto alle tre realizzate per ognuno dei campioni realizzati per ulteriori controanalisi.

Al momento del rinterro del materiale inertizzato sono state prese tutte le misure necessarie per garantire la rintracciabilità di ogni singolo lotto anche in futuro.

Modalità di conservazione dei campioni

Va innanzitutto sottolineato che dopo la maturazione dei granuli, che si protrae per almeno 28 giorni (periodo minimo necessario per ottenere una corretta idratazione del cemento) onde garantire il decorso desiderato dei processi chimico fisici che avvengono nella matrice solida, i valori di pH possono raggiungere o anche superare l'intervallo 12,5 - 13,0 e ciò aumenta la possibilità di rilevare nella fase acquosa, che perviene a contatto con la fase solida, elevate concentrazioni di alcuni metalli, quali ad es. Pb, Cu, As. Ciò in conseguenza del fatto che questi elementi, oltre a formare composti insolubili con lo ione idrossido, rispetto a quest'ultimo si comportano come acidi di Lewis, formando idrossocomplessi ionici solubili in acqua. La solubilità complessiva del metallo è quindi strettamente correlata con la concentrazione dello ione OH⁻: se la concentrazione di quest'ultimo è troppo elevata si possono ottenere concentrazioni elevate di idrossocomplessi (Baldi M. *et al.*, RS Rifiuti Solidi, n.186, XII, (3), 1998).

La procedura del processo di inertizzazione del sottovaglio deve prevedere dopo la maturazione di almeno 28 giorni in ambiente ad umidità controllata (maggiore del 95%), anche una fase di lavaggio con soluzione acquosa onde rimuovere gran parte dell'alcalinità presente nei granuli; essa è indotta, in modo preponderante, dalla presenza di Ca(OH)₂, precipitato nei pori del solido durante o dopo i processi di idratazione (Brown T. M. *et al.* "Hazardous and Industrial Solid Waste Testing and Disposal", sixth volume, Am. Soc. for Testing and Materials, Baltimore, 1986).

L'efficacia del trattamento di inertizzazione deve essere valutata sul materiale trattato in condizioni che possano simulare nel modo migliore possibile il comportamento del granulato a contatto con le fasi esterne in modo da fornire, in breve tempo, informazioni sul comportamento su lunghi periodi del materiale inertizzato.

Il trasferimento dei contaminanti dal terreno trattato alla fase liquida circostante è controllato, sui lunghi periodi, dalla loro diffusione entro la matrice solida verso la superficie esterna di contatto solido- liquido e successivamente dai meccanismi diffusivi e convettivi in fase liquida. Con riferimento alla fase solida i fenomeni possono essere ben descritti dal “coefficiente di diffusione effettiva” (Godbee *et al.*, Nuclear And Chemical Waste Management, Vol. 19-15, 1980) per ogni singolo contaminante, parametro che dipende strettamente dalla micro-macro porosità dei granuli ottenuti.

Le procedure dei test utilizzati devono pertanto garantire l'esclusione di fenomeni collaterali che potrebbero alterare l'entità dei fenomeni di rilascio rilevati durante i test, rendendo in tal modo impossibile una corretta simulazione del comportamento reale a lungo termine del terreno trattato durante il suo riutilizzo.

E' proprio per questa ragione che i test devono essere effettuati subito dopo il lavaggio previsto nella loro preparazione, onde rimuovere l'alcalinità residua dovuta alla $\text{Ca}(\text{OH})_2$, che si accumula anche sulla superficie del granulo, infatti a contatto con la CO_2 atmosferica la superficie potrebbe carbonatarsi riducendo il flusso di rilascio degli inquinanti verso la fase liquida.

Tipologia di analisi da eseguire ed analiti da indagare

Per quanto concerne il test da adottare al fine della verificare l'efficacia del sistema di trattamento, va precisato che il progetto di bonifica prevede che i granuli vengano messi a dimora all'interno di un bacino di contenimento realizzato con teli di HDPE a tenuta stagna normalmente utilizzati per la realizzazione di discariche.

Il prelievo delle infiltrazioni di acque meteoriche che inevitabilmente percoleranno all'interno del suddetto bacino, viene assicurato attraverso la realizzazione di una rete di captazione in depressione che convoglia le acque verso una sezione di trattamento chimico-fisico, prima del loro scarico nella laguna di Venezia con caratteristiche conformi al D.M. 30/07/1999. Le analisi di verifica della conformità verranno eseguite durante il monitoraggio *post-operam* previsto dal progetto definitivo.

Tuttavia qualora per i più svariati motivi si dovesse verificare la rottura del bacino di contenimento, a causa della quota altimetrica del fondo del bacino (+0.10 m s.l.m.m.) si potrebbero verificare, con le variazioni del livello di marea, ripetuti fenomeni di

ingresso ed uscita di acqua salata all'interno del bacino. In tal caso si creerebbero le condizioni potenziali affinché gli elementi inquinanti ceduti per diffusione dai granuli vengano veicolati verso la falda. Si ipotizza che il test più idoneo per verificare eventuali cessioni da parte del materiale inertizzato sia un test appositamente ideato per simulare la reale situazione in campo come indicato anche dal DM 471/99 (vedi paragrafo 3.3.1.3). SI è pertanto concepito un test di cessione in acqua salmastra sintetica modificata (acqua demi addizionata esclusivamente con $MgSO_4$) a 24 ore, il quale si avvicina alle reali condizioni presenti nella falda del riporto presente nell'isola di Murano.

Le modalità dettagliate del test sono riportate in allegato 2.

Per quanto riguarda gli analiti da indagare, in riferimento al piano di caratterizzazione ed ai sondaggi integrativi eseguiti nell'area delle ex Conterie, i metalli che effettivamente determinano la contaminazione diffusa sono: As, Cd, Cu, Hg, Pb, Sn; la presenza (e relativa concentrazione) di tali metalli verrà quindi sempre verificata nei test di cessione sopra citati. Tuttavia, relativamente a ciascun lotto di granulato considerato, al fine di escludere la possibilità di contaminazioni residue da parte di ulteriori metalli, saranno presi in considerazione i risultati delle analisi effettuate su campioni appartenenti al rispettivo lotto di sottovaglio (la quantità di materiale corrispondente che ha dato origine al lotto di granulato considerato). Pertanto, qualora Be, Co, Cr, Ni, Sb, Se, risultino presenti sul terreno fine (prima del processo di inertizzazione) in concentrazioni superiori a quelle previste in Tabella 1 Colonna A del D.M. 471/1999, detti metalli saranno oggetto di analisi anche nei test di cessione eseguiti sul lotto di Newlystone derivante dal trattamento della relativa partita di terreno fine.

I valori riscontrati sono stati poi confrontati con i limiti tabellari previsti dal D.M. n. 471/1999 Tabella 2 per le acque sotterranee. Qualora si fossero riscontrati valori anomali, si è concordato di procedere ad una ulteriore verifica sul lotto in esame con il prelievo e l'analisi di un maggior numero di campioni, da concordarsi con gli Enti di controllo.

Oltre a tale test che si concordato essere il più significativo con gli enti di controllo per determinare l'efficacia dell'intervento, il protocollo di validazione è stato concepito prevedendo anche la realizzazione del test a 16 gg e del test in acqua satura di CO₂ ai sensi di quanto predisposto dall'ISS (vedi sempre paragrafo 3.3.1.3).

Il test a 16 giorni è stato inserito nel protocollo di monitoraggio è stato scelto in quanto poteva dare una indicazione delle cessioni nel tempo poiché va a valutare le differenti cessioni nell'arco di più di due settimane.

Il test in CO₂ invece dando una soluzione leggermente acida permetteva di valutare situazioni di condizioni particolarmente aggressive (pH leggermente acido) anche se difficilmente queste si possono verificare in ambiente ricco di cemento che porta a pH basici l'ambiente.

Strumentazione

Il pH è stato misurato mediante un pHmetro HI 9025 Microcomputer della HANNA Instrument®.

I metalli pesanti sono stati analizzati con ICP-OES (Inductively Coupled Plasma Atomic Optical Emission Spectroscopy e con un Spectro Flame Compact E, Analytical Instruments).

3.6.3 I test fisico-meccanici

Per quanto riguarda i test meccanici il “**Protocollo operativo per l’esecuzione delle verifiche in corso d’opera**” non prevedeva la realizzazione di prove per verificare la durabilità del granulato poiché queste erano già state ampiamente dimostrate nell’ambito dei test pilota.

Nonostante ciò per uno dei 12 campioni di granulato realizzati sono stati eseguiti una serie di test, mentre il test di Los Angeles e il test ACV sono stati invece eseguiti per i sei campioni relativi ai lotti da 500 mc.

Si segnala comunque che nell’ambito dei successivi interventi realizzati con questa tecnologia, in accordo con gli enti di controllo, si è optato per eseguire il test di Los Angeles generalmente ogni 500 mc, quale test maggiormente significativo e soprattutto indicato anche dal DM 5/2/98 per gli aggregati riciclati (vedi paragrafo 3.3.2).

I test selezionati per definire le caratteristiche meccaniche e di durabilità del granulato (campione singolo nell’ambito del progetto dimostrativo) sono:

- Massa volumica (gr/cm³)
- Assorbimento d’acqua (%)
- Resistenza alla frammentazione ACV (%)
- Resistenza alla frammentazione Los Angeles (%)
- Resistenza gelo/disgelo (%)
- Reattività alcali/aggregati
- Resistenza al solfato di magnesio (%)

3.7 I risultati

Si chiarisce che il monitoraggio in corso d'opera indicato nel "Protocollo operativo per l'esecuzione delle verifiche in corso d'opera" (con analisi ogni 250 mc) è stato realizzato nell'ambito delle attività del dottorato dal Consorzio Venezia Ricerche e le analisi sono state eseguite nel laboratorio della Piattaforma polifunzionale di Sacca Serenella a Murano. Il collaudo in opera e pertanto la validazione da parte degli enti di controllo è avvenuta solo per una parte dei campioni prelevati ed analizzati nell'ambito del monitoraggio.

Per questo motivo, qui di seguito vengono riportati i risultati del monitoraggio in corso d'opera, distinguendoli dai risultati ottenuti in laboratori certificati dall'ente di controllo ARPAV e dal collaudatore della bonifica che si è affidato al laboratorio Chemi-Lab (accreditato SINAL n. 181).

3.7.1 Campionamento e analisi del materiale fine prima del processo

3.7.1.1 Risultati del monitoraggio in corso d'opera

Le attività di vibrovagliatura del terreno asportato dall'area relativa alla fase dimostrativa (primo stralcio dell'intervento di bonifica) hanno portato alla produzione di circa 3.420 mc *ex situ* di materiale fine ($\emptyset < 6$ mm) con cui sono stati realizzati circa 3.174,48 mc di materiale granulare inertizzato. Infatti nonostante al terreno venga aggiunto una percentuale che varia dal 20-25% nel caso in oggetto la densità apparente del granulato è sensibilmente più alta rispetto a quella del terreno fine (*ex situ*).

Le attività di monitoraggio hanno previsto il prelievo di 12 campioni di granulato, uno ogni lotto da 250 mc prodotto, e di altrettanti campioni di sottovaglio rappresentativi dei lotti di materiale granulare a cui hanno dato origine. Il campionamento e l'analisi del sottovaglio sono stati effettuati al fine di verificare l'effettiva contaminazione del materiale da inertizzare e di individuare i metalli da

ricercare nel lotto di granulato corrispondente, sulla base di quanto definito nel Protocollo operativo per l'esecuzione delle verifiche in corso d'opera.

In particolare, nel materiale di sottovaglio sono stati ricercati tutti i metalli indagati in fase di caratterizzazione, ovvero: As, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, Se, Sn. Nei test di cessione eseguiti sul terreno trattato, invece, si sono ricercati sempre i metalli che effettivamente hanno determinato la contaminazione del terreno dell'area delle ex Conterie sono: As, Cd, Cu, Hg, Pb e Sn; mentre Be, Co, Cr, Ni e Sb, sono stati oggetto di analisi solo quando sono risultati presenti nel terreno fine (prima del processo) in concentrazioni superiori a quelle fissate dai limiti di Tabella 1 Colonna A del DM 471/99.

In Tabella 3.4 sono riportate le date dei campionamenti del granulato Newlystone e del sottovaglio corrispondente.

Tab. 3.4: Denominazione dei campioni di granulato Newlystone e del sottovaglio corrispondente e data di campionamento

Campione granulato	Campione materiale fine prima del processo
PT 1 – 250	SOTTO 1 – 250
PT 1 - 500	SOTTO 1 - 500
PT 2 – 250	SOTTO 2 – 250
PT 2 - 500	SOTTO 2 - 500
PT 3 – 250	SOTTO 3 – 250
PT 3 - 500	SOTTO 3 - 500
PT 4 – 250	SOTTO 4 – 250
PT 4 - 500	SOTTO 4 - 500
PT 5 – 250	SOTTO 5 – 250
PT 5 - 500	SOTTO 5 - 500
PT 6 – 250	SOTTO 6 – 250
PT 6 - 500	SOTTO 6 - 500

Alcuni dei campionamenti del granulato sono stati realizzati in presenza di tecnici ARPAV, che hanno controcampionato i campioni ufficiali rappresentativi i 500 mc di materiale, e con precisione sono i campioni PT1, PT2, PT3 e PT5, quindi 4 campioni su

12. Questi campioni sono serviti per il collaudo ufficiale in opera della bonifica e sono state confrontate con i risultati ottenuti dal collaudatore in corso d'opera (paragrafo successivo).

Secondo quanto definito nel Protocollo operativo per l'esecuzione delle verifiche in corso d'opera, il laboratorio interno della Piattaforma di Sacca Serenella gestita da In.T.Ec. srl ha eseguito le analisi del contenuto totale sui campioni di sottovaglio. In tabella 3.5 sono riportati i risultati delle analisi e il confronto con limiti di Tabella 1 Colonna A del DM 471/99.

Si evidenzia fin da subito che nell'ambito del laboratorio dove sono state eseguite le analisi ivi riportate del monitoraggio in corso d'opera non era possibile eseguire l'analisi del mercurio con una sensibilità che garantiva di valutare le concentrazioni rispetto ai limiti delle norme di riferimento.

Il confronto normativo ha confermato la contaminazione rinvenuta in fase di caratterizzazione. In particolare, si sono riscontrati superamenti dei limiti tabellari per arsenico (concentrazione massima pari a 95 mg/kg), cadmio (concentrazione massima pari a 6 mg/kg), piombo (concentrazione massima pari a 484 mg/kg) e stagno (concentrazione massima pari a 14 mg/kg). Solamente in un campione (SOTTO 2 – 250) è stato riscontrato un superamento per il rame (concentrazione massima pari a 121 mg/kg).

Oltre alle analisi del contenuto totale richiesta dal Protocollo operativo per l'esecuzione delle verifiche in corso d'opera, su alcuni campioni di sottovaglio sono stati eseguiti dei test di cessione alcuni dei quali previsti dal protocollo stesso per il terreno trattato.

In particolare, sono stati eseguiti il test di cessione in acqua sintetica di mare modificata, il test di cessione 16 giorni ai sensi del DM 05/02/98 e il test di cessione secondo la norma UNI 10802.

Nelle tabelle 3.6, 3.7 e 3.8 si riportano le risultanze analitiche dei test eseguiti confrontandole con i limiti normativi di riferimento. In particolare, le concentrazioni

misurate nei test di cessione in acqua sintetica di mare modificata e UNI 10802 sono state confrontate con i limiti di Tabella 2 del DM 471/99 simulando l'eventuale dispersione della contaminazione derivante dalla lisciviazione nell'acqua di falda. Le concentrazioni determinate mediante il test 16 giorni sono state comparate, invece, con i limiti in allegato 3 del DM 05/02/98 che regola il test ai fini del recupero dei materiali.

I risultati analitici riportati nelle tabelle 3.6 e 3.7 mostrano che i test di cessione in acqua sintetica di mare modificata hanno comportato concentrazioni di cessione frequentemente inferiori ai limiti di rilevabilità dello strumento. Questo risiede nel fatto che, con l'esperienza si è compreso che l'acqua sintetica di mare modificata, poiché in parte satura di solfati non esercita un forte potere estraente sul suolo tal quale e come si vedrà anche sul granulato.

Concentrazioni più significative si sono rilevate invece a seguito del test di cessione UNI 10802 e 16 giorni. In particolare, per arsenico, rame e piombo si sono riscontrate concentrazioni superiori ai limiti nell'UNI10802 e nel 16 giorni ed anche del nichel in quest'ultimo test. Mentre l'incertezza sulle concentrazioni di selenio non consente di stabilire se vi sia o meno un superamento nonostante il valore del limite di rilevabilità sia superiore al limite imposto dal decreto.

Tab. 3.5: Risultati delle analisi del contenuto totale eseguite sul SOTTOVAGLIO

Descrizione Camp.		Sottovaglio	Sottovaglio	Sottovaglio	Sottovaglio	Sottovaglio	Sottovaglio	Sottovaglio	Sottovaglio	Sottovaglio	Sottovaglio	Sottovaglio	Sottovaglio
Denominazione Camp.		SOTTO-TQ-1 250 mc	SOTTO-TQ-1 500 mc	SOTTO-TQ-2 250 mc	SOTTO-TQ-2 500 mc	SOTTO-TQ-3 250 mc	SOTTO-TQ-3 500 mc	SOTTO-TQ-4 250 mc	SOTTO-TQ-4 500 mc	SOTTO-TQ-5 250 mc	SOTTO-TQ-5 500 mc	SOTTO-TQ-6 250 mc	SOTTO-TQ-6 500 mc
Num. rapporto di prova		83	152	84	153	85	154	183	187	199	280	295	296
PARAMETRI	D.M. 471/99 Tabella 1 Colonna A	Valori Rilevati mg/Kg ss	Valori Rilevati mg/Kg ss	Valori Rilevati mg/Kg ss	Valori Rilevati mg/Kg ss	Valori Rilevati mg/Kg ss	Valori Rilevati mg/Kg ss	Valori Rilevati mg/Kg ss	Valori Rilevati mg/Kg ss	Valori Rilevati mg/Kg ss	Valori Rilevati mg/Kg ss	Valori Rilevati mg/Kg ss	Valori Rilevati mg/Kg ss
As	20	61	37	65	38	56,8	33	53	55	52	50	64	95
Be	2	0,4	0,29	0,39	0,31	0,39	0,27	0,33	0,33	0,4	0,3	0,4	0,4
Cd	2	3,91	3,3	4,49	3,2	4,54	2,8	3,59	4,3	4,5	3,4	6	6
Co	20	4,2	2,94	4,46	3,02	4	2,8	3,5	3,8	4,6	4	6	4,5
Cr	150	19,6	13	20	16,4	18,4	10,7	18	16,7	17	17	20	20
Cu	120	114	63	121	44	104	62	80	60	71	55	90	63
Ni	120	11,9	11	17,6	10,6	10,5	8,0	10,4	11,4	16	12	20	15
Pb	100	379	255	400	171	326	260	484	270	336	250	440	340
Se	3	0,38	0,15	0,51	0,26	0,49	0,3	0,19	0,52	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Sn	1	3,6	2,6	3,1	1,6	2,6	2,6	8,7	8,6	9	7	14	7,5

Tab. 3.6: Risultati analitici del test di cessione in acqua sintetica di mare modificata eseguiti sul SOTTOVAGLIO

Descrizione Camp.		Sottovaglio	Sottovaglio	Sottovaglio	Sottovaglio	Sottovaglio	Sottovaglio
Denominazione Camp		SOTTO-TQ-1 250 mc	SOTTO-TQ-1 500 mc	SOTTO-TQ-2 250 mc	SOTTO-TQ-2 500 mc	SOTTO-TQ-3 250 mc	SOTTO-TQ-3 500 mc
Num. rapporto di prova		185	189	201	282	299	300
PARAMETRI	D.M. 471/99 Tabella 2	Valori Rilevati µg/l	Valori Rilevati µg/l	Valori Rilevati µg/l	Valori Rilevati µg/l	Valori Rilevati µg/l	Valori Rilevati µg/l
As	10	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Be	4	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Cd	5	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Co	50	<1	<1	<1	1,9	1,7	<1
Cr	50	1,5	15,1	10	8,4	6,1	7,3
Cu	1000	23,6	43	47	56	52	82,5
Ni	20	<1	4,9	4,7	5,6	4,5	4,4
Pb	10	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Se	10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Sn	-	6,2	<4	6,8	5,5	4,4	<4

3.7.2 Risultati analitici del granulato

3.7.2.1 Risultati del monitoraggio in corso d'opera

Il granulato è stato campionato, stoccato e quartato secondo quanto indicato nelle metodiche riportate nel Protocollo operativo per l'esecuzione delle verifiche in corso d'opera. Per ogni lotto da 500 mc di materiale inertizzato prodotto si sono prelevati due campioni primari rappresentativi dei due sub lotti da 250 mc. Ogni campione primario è stato realizzato mediante il prelievo dal punto di caduta dal nastro trasportatore di 12 incrementi successivi da 2 kg ciascuno. Ogni campione primario, dopo aver subito il processo di maturazione dell'intero lotto, è stato quartato per ottenere le aliquote di analisi.

Sui campioni di materiale inertizzato sono stati eseguiti, dal laboratorio interno della Piattaforma Ecologica di Sacca Serenella, i test previsti dal Protocollo operativo per l'esecuzione delle verifiche, è pertanto il test di cessione in acqua sintetica di mare con $MgSO_4$ (S/L=1:10), ovvero un test di cessione UNI 10802 modificato e finalizzato alla simulazione delle condizioni esistenti in campo, e il test di cessione 16 giorni richiesto dal DM 05/02/98 per il recupero di rifiuti non pericolosi in regime semplificato che all'epoca della stesura del protocollo era stato appena sostituito dall'UNI10802.

Inoltre, su alcuni campioni sono stati eseguiti test di cessione in acqua satura di CO_2 ai sensi del DM 471/99 scelto per la simulazione delle condizioni reali prima della definizione all'interno del protocollo del test in acqua sintetica di mare modificata, e il test di cessione UNI 10802.

Coerentemente con quanto indicato nel Protocollo operativo per l'esecuzione delle verifiche in corso d'opera, i parametri indagati nei test di cessione per il materiale inertizzato sono quelli che in fase di caratterizzazione superavano i limiti del DM 471/99 Tabella 1 Colonna A (As, Cd, Cu, Hg, Pb, Sn), in quanto le analisi sul sottovaglio non hanno rilevato ulteriori contaminazioni.

Nelle Tabelle 3.9, 3.10 e 3.11 si riportano le risultanze analitiche e il confronto con i rispettivi limiti di riferimento. In particolare, le concentrazioni rilevate nel test di cessione in acqua sintetica di mare modificata, nel test in acqua satura di CO₂ e nel test tipo UNI 10802 sono state confrontate con i limiti di Tabella 2 del DM 471/99 in quanto intesi come simulazioni delle condizioni reali del sito ai sensi del decreto stesso valutando l'eventuale dispersione della contaminazione derivante dalla lisciviazione del materiale nelle acqua di falda.

Le concentrazioni rilevate, invece, mediante il test 16 giorni sono state confrontate con quelle riportate in Allegato 3 del DM 05/02/98 per il recupero dei rifiuti non pericolosi, intendendo il processo di inertizzazione come sistema di recupero.

Le analisi realizzate da ARPAV sui controcampioni PT1-500, PT2-500 e PT3-500, riportati nei rapporti di prova ARPAV dal 20603098 RIF 0118 al RIF 0120 (lettera di invio del 01/06/2006 prot. 72143/06/DAP), e sul controcampione PT5-500, riportate nel rapporto di prova ARPAV n. 20609894 RIF-0549, evidenziano concentrazioni equiparabili a quelle del laboratorio della Piattaforma polifunzionale.

Le concentrazioni rilevate nei diversi test di cessione eseguite sono, nella maggioranza dei casi, inferiori ai limiti di rilevabilità degli strumenti di analisi. Tale condizione dimostra l'efficacia del processo di inertizzazione del materiale impedendo la dispersione della contaminazione da metalli della frazione fine.

Tab. 3.9: Risultati dei test di cessione in acqua sintetica di mare con MgSO4 1:10 eseguiti sul granulato Newlystone – parametri richiesti dal *Protocollo operativo per l'esecuzione delle verifiche in corso d'opera*.

Descrizione Camp.		Granulato Newlystone	Granulato Newlystone	Granulato Newlystone	Granulato Newlystone	Granulato Newlystone	Granulato Newlystone	Granulato Newlystone	Granulato Newlystone	Granulato Newlystone	Granulato Newlystone	Granulato Newlystone	Granulato Newlystone
Denominazione Camp.		P-T-1 250 mc	P-T-1 500 mc	P-T-2 250 mc	P-T-2 500 mc	P-T-3 250 mc	P-T-3 500 mc	P-T-4 250 mc	P-T-4 500 mc	P-T-5 250 mc	P-T-5 500 mc	P-T-6 250 mc	P-T-6 500 mc
Num. Rapporto Prova		156 bis	156	158 bis	158	160 bis	160	192	195	203	278	291	292
PARAMETRI	D.M. 471/99 Tabella 2	Valori Rilevati µg/l	Valori Rilevati µg/l	Valori Rilevati µg/l	Valori Rilevati µg/l	Valori Rilevati µg/l	Valori Rilevati µg/l	Valori Rilevati µg/l	Valori Rilevati µg/l	Valori Rilevati µg/l	Valori Rilevati µg/l	Valori Rilevati µg/l	Valori Rilevati µg/l
As	10	<1	<3,2	<1	<3,2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<3,2
Cd	5	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Cu	1000	<9	<8,42	<9	<8,42	<9	78	<9	<9	<9	<9	<9	<8,42
Pb	10	<5	<1,3	<5	<1,3	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<1,3
Sn	-	9,7	6,5	6,2	5,9	4,8	6,5	9,8	9,7	6,5	5,9	9,5	6,9

Tab. 3.10: Risultati dei test di cessione UNI 10802 eseguiti sul granulato Newlystone – parametri richiesti dal *Protocollo operativo per l'esecuzione delle verifiche in corso d'opera*.

Descrizione Camp.		Granulato Newlystone	Granulato Newlystone	Granulato Newlystone	Granulato Newlystone	Granulato Newlystone	Granulato Newlystone	Granulato Newlystone	Granulato Newlystone	Granulato Newlystone	Granulato Newlystone	Granulato Newlystone	Granulato Newlystone
Denominazione Camp.		P-T-1 250 mc	P-T-1 500 mc	P-T-2 250 mc	P-T-2 500 mc	P-T-3 250 mc	P-T-3 500 mc	P-T-4 250 mc	P-T-4 500 mc	P-T-5 250 mc	P-T-5 500 mc	P-T-6 250 mc	P-T-6 500 mc
Num. Rapporto Prova		191	194	202	277	289	290	360	361	362	363	365	364
PARAMETRI	D.M. 471/99 Tabella 2	Valori Rilevati µg/l	Valori Rilevati µg/l	Valori Rilevati µg/l	Valori Rilevati µg/l	Valori Rilevati µg/l	Valori Rilevati µg/l	Valori Rilevati µg/l	Valori Rilevati µg/l	Valori Rilevati µg/l	Valori Rilevati µg/l	Valori Rilevati µg/l	Valori Rilevati µg/l
As	10	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Cd	5	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Cu	1000	<9	<9	<9	<9	<9	<9	<9	<9	<9	<9	<9	<9
Pb	10	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Sn		<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	5,7	<4	<4	<4

Tab. 3.11: Risultati dei test 16 giorni (exDM 05/02/98) eseguiti sul GRANULATO NEWLYSTONE – parametri richiesti dal *Protocollo operativo per l'esecuzione delle verifiche in corso d'opera*.

PARAMETRI	Concentrazioni degli eluati nel tempo (h)									Σ	D.M. 05/02/98 All.3
	2	8	24	48	72	102	168	384			
P1-500	As (µg l ⁻¹)	9.9	6.2	3.7	1	0.6	0.5	< 0.5	< 0.5	22	50
	Cd (µg l ⁻¹)	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 4	5
	Hg (µg l ⁻¹)	0.1	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	0.1	1
	Pb (µg l ⁻¹)	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 40	50
P2-500	As (µg l ⁻¹)	1.1	0.8	0.7	2	1	1	< 1	2	9	50
	Cd (µg l ⁻¹)	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 4	5
	Hg (µg l ⁻¹)	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.4	1
	Pb (µg l ⁻¹)	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 40	50
P3-500	As (µg l ⁻¹)	1.4	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	1	50
	Cd (µg l ⁻¹)	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 4	5
	Hg (µg l ⁻¹)	0.06	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	0.06	1
	Pb (µg l ⁻¹)	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 40	50
P4-500	As (µg l ⁻¹)	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 4	50
	Cd (µg l ⁻¹)	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 1.6	5
	Hg (µg l ⁻¹)	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.4	1
	Pb (µg l ⁻¹)	< 1.3	< 1.3	< 1.3	< 1.3	< 1.3	< 1.3	< 1.3	< 1.3	< 10.4	50
P5-500	As (µg l ⁻¹)	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 4	50
	Cd (µg l ⁻¹)	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 1.6	5
	Hg (µg l ⁻¹)	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.4	1
	Pb (µg l ⁻¹)	< 1.3	< 1.3	< 1.3	< 1.3	< 1.3	< 1.3	< 1.3	< 1.3	< 10.4	50
P6-500	As (µg l ⁻¹)	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 4	50
	Cd (µg l ⁻¹)	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 1.6	5
	Hg (µg l ⁻¹)	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.4	1
	Pb (µg l ⁻¹)	< 1.3	< 1.3	< 1.3	< 1.3	< 1.3	< 1.3	< 1.3	< 1.3	< 10.4	50

Tab. 3.12: Risultati dei test di cessione in acqua saturata di CO₂ eseguiti sul granulato Newlystone – parametri richiesti dal *Protocollo operativo per l'esecuzione delle verifiche in corso d'opera*.

Descrizione Camp.		Granulato Newlystone	Granulato Newlystone	Granulato Newlystone
Denominazione Camp.		P-T-1 500 mc	P-T-2 500 mc	P-T-3 500 mc
Num. Rapporto Prova		162	164	166
PARAMETRI	D.M. 471/99 Tabella 2	Valori Rilevati µg/l	Valori Rilevati µg/l	Valori Rilevati µg/l
As	10	<3,2	<3,2	<3,2
Cd	5	<0,02	<0,02	<0,02
Cu	1000	<8,42	<8,42	<8,42
Pb	10	<1,3	<1,3	<1,3

3.7.2.2 Risultati del collaudo in opera

La validazione di ARPAV ha coinvolto le fasi di campionamento e analisi dei seguenti controcampioni: PT1-500, PT2-500 e PT3-500, riportati nei rapporti di prova ARPAV dal 20603098 RIF 0118 al RIF 0120 e sul controcampione PT5-500, riportate nel rapporto di prova ARPAV n. 20609894 RIF-0549.

Gli stessi controcampioni sono stati analizzati anche dal collaudatore della bonifica.

Nelle tabelle 3.13 e 3.14 si riportano i risultati di tali analisi confrontate con i risultati riportati dalla Chemilab o dal laboratorio della Piattaforma polifunzionale.

Tab. 3.13: Risultati dei test di cessione in acqua sintetica di mare modificata eseguiti da ARPAV e Chemilab sul granulato Newlystone.

Risultanze analitiche dei campioni di pellet - test di collaudo								
	Lotto:	PT1	PT2	PT3	PT4	PT5	PELLET	LIMITI
Parametro:	U.M.	ARPAV	ARPAV	ARPAV	Chemilab	ARPAV	Chemilab	DM 471/99
								Tab. 2
pH		10.21	10.24	10.2		9.92		
Alluminio		< 10	< 10	< 10		< 10		200
Antimonio	µg/l	< 5	< 5	< 5	< 0,5	< 5	< 0,5	5
Argento	µg/l	< 5	< 5	< 5		< 5		10
Arsenico	µg/l	< 2	< 2	< 2	< 0,5	< 2	< 0,5	10
Berillio	µg/l	< 1	< 1	< 1		< 1		4
Cadmio	µg/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 0,1	5
Cobalto	µg/l	< 5	< 5	< 5		< 5		50
Cromo tot.	µg/l	< 5	< 5	< 10	20	30	4	50
Cromo VI	µg/l	< 5	< 5	< 5		< 5		-
Ferro	µg/l	< 20	< 20	< 20		< 20		200
Mercurio	µg/l	< 1	< 1	< 1	< 0,5	< 1	< 0,5	1
Nichel	µg/l	< 5	< 5	< 5		< 5		20
Piombo	µg/l	< 5	< 5	< 5	< 10	< 5	< 1	10
Rame tot.	µg/l	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	1000
Selenio	µg/l	< 5	< 5	< 5		< 5		10
Stagno	µg/l				< 0,5		< 0,5	-
Manganese	µg/l	< 5	< 5	< 5		< 5		50
Tallio	µg/l	< 1	< 1	< 1		< 1		2
Zinco	µg/l	< 20	< 20	< 20	< 50	< 20	< 50	3000

Tab. 3.14: Risultati dei test di cessione 16 giorni eguiti da ARPAV sul granulato Newlystone.

Risultanze analitiche del test a 16 gg DM 5/2/98						
	Lotto:	PT1	PT2	PT3	PT5	LIMITI
Parametro:	U.M.	ARPAV	ARPAV	ARPAV	ARPAV	DM 5/2/98
Bario	mg/l	0.72	0.58	0.62	0.41	1
Rame	mg/l	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0.05
Zinco	mg/l	< 0,08	< 0,08	< 0,08	< 0,08	3
Berillio	µg/l	< 4	< 4	< 4	< 4	10
Cobalto	µg/l	< 20	< 20	< 20	< 20	250
Nichel	µg/l	< 4	< 4	< 4	< 4	10
Vanadio	µg/l	< 20	< 20	< 20	< 20	250
Arsenico	µg/l	< 8	< 8	< 8	< 8	50
Cadmio	µg/l	< 2	< 2	< 2	< 2	5
Cromo tot.	µg/l	< 20	< 20	< 20	< 20	50
Piombo	µg/l	< 20	< 20	< 20	< 20	50
Selenio	µg/l	< 8	< 8	< 8	< 8	10
Mercurio	µg/l	< 0,8	< 0,8	< 0,8	< 0,8	1

3.7.3 Risultati dei test meccanici

Come già esposto precedentemente, tutte le proprietà fisiche e meccaniche del granulato Newlystone vengono positivamente influenzate dalla riduzione dell'acqua utilizzata negli impasti a dall'ottenimento di una bassissima porosità che non permette agli agenti aggressivi di penetrare all'interno del conglomerato.

I test indicati precedentemente effettuati sul campione PT1-500 sono stati realizzati nei laboratori MAPEI e sono riportati in tabella 3.15.

Tab. 3.15: Proprietà meccaniche e di durabilità misurate sul campione PT1-500

Test o proprietà misurata	Risultati ottenuti per il campione PT 1-500	Norma di riferimento
Massa volumica (gr/cm ³)	2.33	UNI EN 1097-6:02
Resistenza alla frammentazione ACV (%)	24	BS 812-100
Resistenza alla frammentazione Los Angeles (%)	35	UNI EN 1097-2
Assorbimento d'acqua (%)	2.5	UNI EN 1097-6:02
Resistenza gelo/disgelo (%)	3.2	UNI EN 1367-1
Reattività alcali/aggregati	negativo	UNI 8520/22:02
Resistenza al solfato di magnesio (%)	34	UNI EN 1367-2

La resistenza alla frammentazione è stata misurata con due metodi diversi; il primo metodo fornisce l'indice ACV (Aggregate Crushing Value); pertanto, quanto più basso è tale valore tanto migliori sono le caratteristiche meccaniche dell'aggregato; i valori tipici di ACV % per gli aggregati misti comunemente utilizzati nel settore delle costruzioni variano da 22 e 26.

Il secondo è il metodo Los Angeles è basato sulla frammentazione degli aggregati prodotta da una serie di sfere di acciaio in un tamburo rotante. Valori tipici per gli aggregati utilizzati nell'ambito delle costruzioni variano da 20 a 40 e per norma UNI 10006 (costruzione e manutenzione delle strade tecniche e impiego delle terre) e per l'Allegato C della Circolare del Ministero dell'Ambiente UL 2005/5205 per gli aggregati riciclati devono essere inferiori a 45.

I risultati indicano che i granuli prodotti con il sistema HPSS non sono gelivi, e quindi non soggetti nel tempo ad un degrado dovuto all'esposizione al gelo. Si evidenzia infine che nelle condizioni di utilizzo in cui si trova il granulato (al di sotto di almeno 20 cm dal piano campagna) la temperatura del suolo ha variazioni minime e non arriva mai sotto zero.

Alcuni aggregati sono capaci di reagire con gli alcali (sodio e potassio) comunemente presenti nei cementi provocando fenomeni espansivi e fessurativi che possono portare al degrado del materiale. In questo caso, il campione ha mostrato di essere non reattivo nei confronti degli alcali.

Per quanto riguarda i test ripetuti su tutti i campioni (Los Angeles e ACV) le prove sono state condotte dalla Geotecnica Veneta srl e riportate in tabella 3.16).

Le prove confermano la ripetibilità delle informazioni ottenute dal campione PT1-500. Infatti la % media ottenuta con la prova di Los Angeles è del 35% ma vi sono campioni in cui si è ottenuto anche il 30-32% mentre il valore massimo è stato 38%.

Similmente il test ACV ha dimostrato valori medi intorno al 24% con un range che andava da 23 a 26%. Questo valore medio si attesta tra quelli riscontrabili tra l'aggregati misti e la roccia calcarea (BS, 1990) come anche riporta il grafico in figura 3.28.

Tab. 3.16: Risultati di L.A: e ACV su 6 campioni rappresentativi lotti da 500 mc.

prova	PT1-500	PT2-500	PT3-500	PT4-500	PT5-500	PT6-500
Los Angeles	35	37	37	38	32	30
ACV	24	26	24	25	23	23

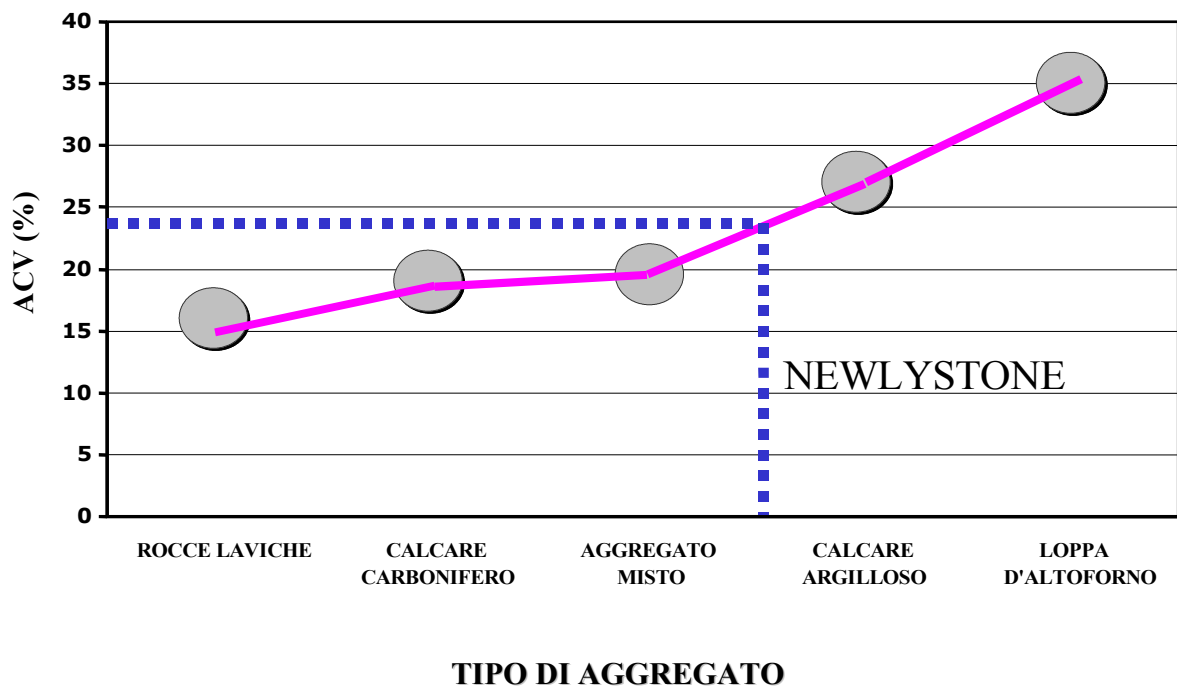


Fig. 3.28: Risultati ACV medio del granulato Newlystone comparato con i valori di altri tipi di aggregati

In conclusione, si ritiene che i granuli Newlystone prodotti con il SISTEMA HPSS debbano essere considerati materiali durevoli in vedono per la specifica applicazione sulla base delle seguenti considerazioni:

- a. sono applicati in un'area mediterranea non soggetta a climi particolarmente rigidi;
- b. trattandosi di conglomerati non armati, la presenza di cloruri non rappresenta un problema;
- c. non sono soggetti alla reazione alcali-aggregati;

Si segnala che tali risultati sono sensibilmente superiori rispetto a quelli ottenibili senza l'aggiunta degli additivi brevettati e utilizzati nell'HPSS.

3.7.4 Valutazioni in merito all'affidabilità nel tempo

Come si è già riportato, una delle problematiche che sorgono nell'applicazione delle tecniche di S/S sono le perplessità che possono emergere in relazione all'affidabilità del risultato del trattamento nel tempo. Esse infatti sono state applicate da troppi pochi anni (meno di 25 anni) per dare prove sperimentali della loro durata nel tempo, anche se nel caso delle opere realizzate con la tecnica dell'HPC (dighe, ponti, ecc.) questi hanno una "aspettativa di vita" ben superiore ai 100 anni.

Nel caso specifico però, le evidenze scientifiche e gli studi sull'efficacia nel lungo periodo delle tecniche di S/S nella bonifica dei suoli sono ancora pochi (Harbottle *et al.*, 2007). Vi sono comunque alcuni studi di riferimento (Board *et al.*, 2000; Al-Tabbaa e Boes, 2002) che assicurano un certo livello di confidenza nel medio periodo del comportamento dei terreni trattati con S/S. Alcuni modelli predittivi possono utilizzare i risultati dei test di eluizione per predire la cessione anche in tempi molto lunghi dai materiali e rifiuti trattati con tecniche di S/S (Felix *et al.*, 2000).

Per la tecnologia in esame tali studi sono già stati sviluppati da Surico *et al.* (2003) sulla base dei risultati del test di cessione 16 giorni effettuato in ambito di test pilota con terreno proveniente dal sito delle Ex Conterie, che è un test molto simile a quello utilizzato in Olanda nell'ambito del *Duch Building Decree* (VROM 1999). Sulla base della proiezione a 100 anni della cessione ottenuta in 16 giorni è infatti possibile calcolare il quantitativo di inquinante ceduto lungo un periodo di 100 anni. Questo quantitativo è stato paragonato poi con dei limiti imposti dal *Duch Building Decree*. Nel caso in esame si è visto come, utilizzando l'HPSS, le cessioni siano ben oltre i limiti sopra indicati per i materiali da utilizzarsi in ambito edile.

Tali proiezione non hanno senso utilizzando i dati del monitoraggio in corso d'opera del progetto dimostrativo in quanto sono così basse da non permettere l'estrapolazione.

A testimonianza della durabilità nel breve-medio termine del granulato ottenuto tramite questa tecnologia si riportano, i risultati ottenuti sul materiale granulato a distanza di 3 anni dalla sua messa in opera (primi lotti del 2006). Le analisi predisposte

recentemente nell'ambito del monitoraggio post operam hanno comprovato che a distanza di anni il materiale ha mantenuto le stesse caratteristiche di cessione e resistenza meccanica.

Le prove predisposte relative al carico di rottura (resistenza alla frantumazione determinata con il metodo UNI-EN 13055) risulta pari a 150kg/cm², il test ACV riporta valori del 29% (secondo metodica standard BS 812:1990) resistenza alla frantumazione (test Los Angeles UNI 1097-2:1999) pari al 32 %.

Si ricorda che i valori delle Conterie ottenuti in fase iniziale (2006) hanno evidenziato valori medi di LOS ANGELES pari a 35% per cui più elevati e pertanto peggiori rispetto a quelli ottenuti a distanza di 3 anni.

Per quanto riguarda i test di cessione, è stato eseguito un test di cessione UNI10802 ottenendo risultati (tabella seguente 3.17) al di sotto dei limiti CSC per le acque sotterranee di cui alla Tab. 2 Allegato 5 del D.Lgs 152/2006.

Tab. 3.17: Risultati della cessione del test UNI10802 a distanza di 3 anni

Data prelievo:13/05/09	Data accettazione: 13/05/09	Data fine analisi: 15/05/09
Prelevato da tecnici Intec	Luogo prelievo: zona ex Conterie	

TEST CESSIONE UNI 10802:

parametri	Unità misura	VALORI	Limiti DM 186/06 riutilizzo
antimonio (Sb)	µg/l	< 5	
arsenico (As)	µg/l	0,2	50
bario (Ba)	µg/l	92,03	1000
berillio (Be)	µg/l	< 0,3	10
boro (B)	µg/l	5,18	
cadmio (Cd)	µg/l	< 0,2	5
cobalto (Co)	µg/l	< 0,4	250
cromo(Cr) totale	µg/l	9,07	50
ferro (Fe)	µg/l	19,44	
manganese (Mn)	µg/l	0,26	
mercurio (Hg)	µg/l	< 0,1	1
nicel (Ni)	µg/l	1,81	10
piombo (Pb)	µg/l	< 3	50
rame (Cu)	µg/l	< 8	50
selenio (Se)	µg/l	< 6	10
stagno (Sn)	µg/l	42,77	
tallio (Tl)	µg/l	< 4	
vanadio (V)	µg/l	1,94	250
zinco (Zn)	µg/l	12,96	3000
nitriti	mg/l	5,5	50
solfiti	mg/l	12	250
cloruri	mg/l	60	100
COD	mg/l	20	30
TDS	mg/l	100	
pH	--	11,5	5,5<>12
< 2mm dopo test	%	3,6	

Le analisi di As e Hg sono state effettuate dal laboratorio Chemilab Srl, Mestre (VE)

3.7.5 Variazioni riscontrate dalla scala pilota alla scala industriale

Il progetto dimostrativo è risultato particolarmente importante per perfezionare la tecnologia HPSS poiché ha fatto emergere variazioni rispetto a quanto ipotizzato nel progetto di bonifica definitivo basato su prove a scala pilota. Le difformità sono risultate essere relative in primo luogo alla necessità di trattamenti preventivi prima della vibrovagliatura e poi sono emerse variazioni in merito ai volumi che ci si aspettava di produrre nella fase di inertizzazione della frazione fine del terreno.

Le prove pilota infatti si erano basate su macrocampioni prelevati generalmente entro il primo metro di profondità, strato nel quale il materiale si presentava con non elevata umidità e alte percentuali di materiale da demolizione. In quell'ambito pertanto risultava semplice la separazione del sopravaglio dalla frazione fine contaminata. Invece più in profondità si riscontra nel sito un terreno argilloso saturo per gran parte del tempo. Il materiale scavato da tale strato, seppur frammisto con quello dello strato superiore non riusciva ad esser ben vibrovagliato e tendeva oltre ad intasare il vaglio anche a produrre del sopravaglio con molta argilla che rendeva difficoltosa anche il successivo trattamento di lavaggio. Per questo motivo in corso d'opera si è attuato un prettrattamento non previsti in origine, quale la fresatura del terreno.

Inoltre, per lo stesso motivo legato alla stratigrafia sopra riportato, il monitoraggio ha evidenziato delle discrepanze rispetto al progetto definitivo in merito principalmente alla percentuale di frazione fine e di sopravaglio riscontrabili nel terreno nonché di densità del materiale granulare prodotto con il processo di inertizzazione. Tali variazioni dipendono principalmente da due fattori. Il primo, e principale, è appunto relativo alla variabilità della matrice ambientale (il terreno oggetto di bonifica). Il secondo fattore è invece relativo alle prevedibili variazioni che si possono presentare con il passaggio di scala. Tra gli obiettivi del primo lotto sperimentale vi era proprio quello di poter verificare se tali variazioni avevano luogo e trovare modalità di verifica e variazione degli impianti essendo tale tecnologia innovativa mai stata testata fin ora su ampia scala.

Queste variazioni hanno portato a dover gestire degli esuberi relativi in piccola parte al materiale di sopravaglio e di granulato Newlystone (anche comunque in relazione alla messa in opera del calcestruzzo di separazione tra sopravaglio lavato e granulato).

Di tali aspetti è stato tenuto conto nelle progettazioni successive.

3.7.6 Le ricadute della validazione

Il monitoraggio in corso d'opera delle attività di bonifica del primo lotto funzionale di 1.600 mq dell'area "Ex Conterie" ha dimostrato l'efficacia del sistema di S/S HPSS sperimentato applicato a scala industriale.

In base ai risultati ottenuti con l'applicazione del "Protocollo operativo delle verifiche in corso d'opera" concordato con gli enti di controllo, si è validata la tecnologia.

I test di cessione eseguiti sul granulato Newlystone hanno infatti evidenziato come il processo HPSS consenta di riutilizzare in sito il terreno contaminato a valle del trattamento evitando la dispersione in ambiente della contaminazione da metalli presente nella frazione fine.

Il collaudo in corso d'opera presentato nel settembre 2008 ha dato pertanto esito positivo.

Questo ha permesso l'avvio all'esecuzione del secondo lotto funzionale utilizzando il processo HPSS per la bonifica di tutto il resto del sito.

Si segnala che, contestualmente o successivamente, sono stati approvati altri tre progetti che prevedono l'applicazione della medesima tecnologia sempre nel centro storico veneziano che sono attualmente in fase di collaudo finale o in fase terminale di esecuzione.

3.8 Cenni sulla compatibilità ambientale e costi

3.8.1 Compatibilità ambientale

La maggior parte degli interventi di bonifica che hanno come obiettivo il risanamento di un'area presuppongono delle modifiche dell'ambiente naturale esistente.

In merito alla sostenibilità ambientale delle tecniche di S/S rispetto altre tecniche innovative ideate per la bonifica dei suoli contaminati da metalli pesanti vi è da ribadire, come già riportato ai paragrafi precedenti, che non vi sono molte alternative già testate a livello *full scale* per la risoluzione di questo problema. Infatti i metalli non possono essere degradati, si può invece intervenire o riducendo la loro biodisponibilità e tossicità per l'ambiente o attraverso tecniche di estrazione dal terreno. Spesso però tali tecniche presentano svantaggi quali basse selettività ed efficienze o tempi molto lunghi di trattamento. Metodi biologici di rimozione dei metalli tossici, come il biorisanamento, la biolisciviazione, la fitoestrazione ad parità di obiettivi di risanamento raggiunti rappresentano soluzioni meno invasive ed socialmente più accettabili ma necessitano di tempi spesso non compatibili con le necessità operative di utilizzo del sito.

Per quanto riguarda nello specifico le tecniche di S/S si esprimo alcune perplessità sull'efficacia di interventi eseguiti con tecniche in sito che danno minor garanzie di controllo rispetto alle tecniche off site oltre che a presentare gli svantaggi già riportati al paragrafo 3.2.3.

In termini generali, valutando le diverse alternative, l'intervento proposto nell'ambito del progetto dimostrativo presentato, risulta essere la scelta a minor impatto ambientale. Nel caso di contaminazione da metalli pesanti così elevate e tempi stretti di realizzazione le soluzioni alternative potevano essere la messa a dimora a discarica, il confinamento (o messa in sicurezza permanente) o tecniche di trattamento S/S in sito.

L'impiego della tecnica HPSS risulta la migliore per diversi aspetti. In primo luogo la movimentazione del terreno contaminato avviene esclusivamente nel sito e non

prevede ulteriori trasporti che possono comportare sversamenti accidentali degli inquinanti in laguna.

In secondo luogo il riutilizzo del materiale inertizzato oltre a minimizzare la messa a dimora di materiale in discarica (contenuto nel 5% dei volumi coinvolti nello scavo), evita il consumo di risorse naturali quali terreno vegetale o materiale inerte da depositi naturali (cave).

Contenere l'utilizzo di materiali naturali significa inoltre ridurre le seguenti tipologie di impatto:

- degrado ambientale-paesaggistico determinato dalle cave;
- aumento del traffico dovuto alle maggiori esigenze di trasporto dei materiali;
- instabilità geologiche indotte;

In questo caso, rispetto a scelte tecnologiche diverse, lo svolgimento delle operazioni in loco, producono effetti derivanti dalla movimentazione di terreni e trattamento acque che sono stati adeguatamente considerati e che sono sicuramente meno importanti degli impatti prodotti dalla sostituzione del materiale contaminato con terreno naturale.

Si evidenzia che gli impianti tecnologici e le aree di stoccaggio sono installati in aree coperte e pavimentate (figura 3.29). Nello specifico gli impianti sono stati collocati all'interno di una tensio-struttura. Tutti gli impianti sono provvisori, al loro smantellamento finale seguirà una fase di ripristino delle aree utilizzate.

Per quanto riguarda le emissioni esterne, i sistemi di vagliatura sono dotati di idonei dispositivi di chiusura per la limitazione della diffusione di polveri e gli organi in movimento siano adeguatamente insonorizzati.

La tecnologia HPSS che prevede la granulazione del terreno contribuisce notevolmente alla eliminazione delle polveri immediatamente dopo la fase di S/S, cosa che difficilmente accade per le altre tecniche dello stesso tipo. Il terreno inertizzato e granulato, infatti, sia durante la maturazione che nella fase di ricomposizione finale costituisce una garanzia contro la dispersione di particolato aeriforme.

Inoltre si segnala che l'impianto utilizzato nel progetto dimostrativo ha capacità di trattamento circa 50 mc/g ma si possono raggiungere produttività ben più elevate.

Questo permette, trattandosi appunto di un intervento che ha una durata limitata nel tempo, di concludere che sono irrilevanti gli impatti ambientali associati alla parte di esecuzione della tecnologia HPSS.

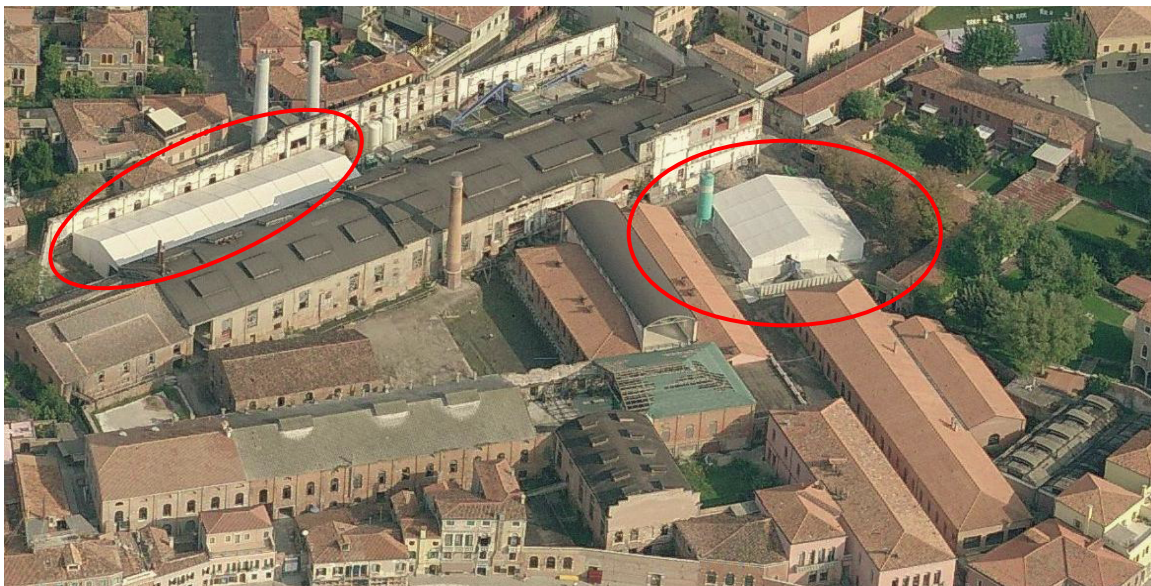


Fig. 3.29: Esempio di tensiostrutture presenti nel cantiere delle Ex Conterie dove sono stati posti gli impianti di trattamento.

Nonostante quanto riportato e discusso si evidenzia che solo l'impiego di procedure di valutazione standardizzate come ad esempio dell'Analisi del Ciclo di Vita (Life Cycle Assessment) che compari differenti tecniche di trattamento potrà dare effettive valutazioni in merito alla sostenibilità ambientale di una tecnica rispetto ad altre che si stanno affacciando sul mercato.

3.8.2 Costi

Per quanto riguarda l'incidenza economica, le tecniche *in-situ* costano in media da 50 a 80 euro per metro cubo di suolo per le applicazioni superficiali e da 190 a 330 euro per le applicazioni più profonde (Bonomo, 2005). Le tecniche *ex situ* invece hanno una

variabilità ancora più ampia a seconda dei leganti utilizzati e delle problematiche associate alla matrice inquinata e vanno da 97 a 200 euro per metro cubo (FRTR, 2008).

I costi dell'applicazione a metro cubo di terreno/sedimento a pie' d'impianto, senza cioè considerare i costi di scavo e di trasporto, per l'applicazione della tecnica HPSS variano da 40 a 150 euro a seconda della tipologia di inquinanti e di terreno che si va a trattare (Scanferla *et al.*, 2009 a).

Il grande vantaggio poi di tale materiale prodotto (il granulato Newlystone) è l'essere idoneo per il riutilizzo in altro sito sempre per riempimenti e sottofondi stradali o come materiale per l'edilizia.

3.9 Conclusioni alla 3° parte

In questi anni spesso si è assistito ad una carenza disciplinare relativamente alle attività di riutilizzo dei rifiuti che ha portato alla legalizzazione di uno pseudo-smaltimento sul territorio, mascherato sotto la veste del recupero. Per ovviare a questa mancanza è necessario promuovere l'utilizzo di tecnologie il cui risultato sia comprovato e dimostrato da studi e analisi severe, condotte da team di esperti e ricercatori.

Il processo di stabilizzazione/solidificazione HPSS, frutto della ricerca congiunta di Mapei ed In.T.Ec., è un processo che si integra perfettamente nelle attività di recupero e rivalorizzazione dei “*brownfields*” caratterizzati da contaminazione elevata da metalli pesanti. Infatti, permette il riutilizzo del materiale trattato all'interno del sito dove avviene la bonifica, sotto forma di aggregati cementizi durabili caratterizzati da un'ottima compatibilità ambientale e da buone proprietà meccaniche.

Il sistema HPSS presenta alcuni vantaggi rispetto alle altre tecniche disponibili:

- è economico, in quanto ha costi inferiori allo smaltimento in discarica e ad altri trattamenti;
- è modulare, in quanto può essere applicato a diversi stadi a seconda del tipo di contaminazione;
- è flessibile, in quanto il processo può essere modificato in funzione degli obiettivi della bonifica;
- ha un basso impatto ambientale, in quanto non produce emissioni.

Nell'ambito del presente lavoro di dottorato, sulla base dei risultati ottenuti a scala laboratorio e pilota della tecnologia HPSS, si è collaborato nel processo di validazione da parte degli enti di controllo (ARPAV- Venezia). La realizzazione delle analisi in contraddittorio effettuate in questi ultimi anni nell'ambito del progetto dimostrativo presentato e di altri progetti in fase di realizzazione hanno portato a eliminare molte

barriere che tipicamente ostacolano il mercato delle nuove tecnologie sia nel rapporto con gli enti che autorizzano i progetti definitivi sia nel rapporto con i proprietari dei siti inquinati. Successivamente a tale progetto altri interventi che prevedevano l'utilizzo della tecnologia HPSS nel contesto veneziano sono stati approvati. Inoltre hanno ottenuto autorizzazioni regionali diversi impianti mobili con questo processo innovativo.

Oggi, il rischio a cui vanno incontro gli *end-users* nell'applicare tale tecnologia risulta ridotto in relazione all'affidabilità dei risultati ottenuti e della loro riproducibilità nel tempo.

Aspetti comunque che dovranno essere nei prossimi anni ancora monitorati attraverso la valutazione dei risultati del protocollo di verifica dell'intervento *post operam* attualmente in corso.

Si conferma però quanto la validazione possa essere uno strumento utile (seppur economicamente oneroso) per permettere l'entrata nel mercato di una nuova tecnologia.

Risultati ancor più vantaggiosi si potrebbero evidentemente trarre da una validazione non riconosciuta solo a livello locale (come nel caso in oggetto) ma a livello internazionale, qualora si rendesse operativa l'EETV System. In questa ottica si dovrà sviluppare uno studio del ciclo di vita della tecnologia (*Life Cycle Assessment-LCA*) essendo questo stato individuato quale strumento utile nell'ambito della validazione internazionale quale indicatore di eco-efficienza e per determinarne la sostenibilità ambientale (Eurodemo Report).

BIBLIOGRAFIA

- AASHTO (1999) Standard Method of Test for the California Bearing Ratio. AASHTO T 193
- Al-Tabbaa A, Evans CW., 1996 “In-situ Treatment of Contaminated Ground Using Soil Mixing” in Ground Engineering. pag. 29-37
- Al-Tabbaa A, Boes N (2002). “Pilot in situ auger mixing treatment of a contaminated site”. Part 4. Performance at 5 years, Proc. Inst. Civil Eng.: Geotech Eng 155(3):187–202
- Alunno Rossetti V., 2007. "il Calcestruzzo, materiali e tecnologia" - McGraw-Hill.
- ASTM, 1998. Standard Guide for Conducting Static Acute Toxicity Tests with Echinoid Embryos, E1563-98, West Conshohocken, PA 19428-2959, United States.
- Baldi M., RS Rifiuti Solidi, n.186, XII, (3), 1998
- Beccaloni E., Musmeci L., Stacci E. 2001. “Confronto tra test di eluibilità di microinquinanti metallici”. Inquinamento n. 31 pag. 52-55.
- Board MJ, Reid JM, Fox DSJ, Grant DI (2000) The effects of age on cement stabilised/solidified contaminated material, TRL Report 451, Transport Research Laboratory, Crowthorne, UK
- Bone B. D., Barnard L H., Boardman, Carey P.J., Hills C.D., Jones H.M., MacLeod C.L. and Tyrer M. 2004. “Review D.I. of scientific literature on the use of stabilisation/solidification for the treatment of contaminated soil, solid waste and sludges. Environmental Agency. Science Report SC980003/SR2
- Bonomo, L., 2005. “Bonifica di siti contaminati – Caratterizzazione e tecnologie di trattamento”, McGraw-Hill Publishing Group Italia, Milano
- BS (British Standard) (1990) Testing Aggregates. Methods for Determination of aggregate crushing value (ACV). BS 812-110/112
- Cerulli T., Collepari M., Coppola L., Ferrari G., Pistoleri C., Quek F., Zaffaloni P. 1993. “Zero-slump loss superplasticized concrete”. 18° Conference on our Word in Concrete and Structures, Singapore. pag. 73-39.
- Collepari M. 1992. “Durabilità del calcestruzzo: teoria, pratica e prescrizioni di capitolato - Parte I: cause di degrado di tipo chimico: Industria Italiana del cemento n. 671
- Collepari M., 1996. "Calcestruzzi ad altissima resistenza: HPC, DSP ed RPC", Pubblicato sugli atti del Seminario CIAS, "Evoluzione della sperimentazione per le costruzioni", pp. 289-314, Malta.

- Dijkstra J., Meeussen J., Comans R.J. 2004. "Leaching of Heavy Metals from Contaminated Soils: An Experimental and Modeling Study". Environ. Sci. Technol. n 38, pag. 4390-4395.
- EPA, 1993. Technical Resource Document, EPA/530/R-93/012, June 1993.
- EPA, 1995. Short method for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to coastal marine and estuarine organisms. EPA/600/R-95-136, 209-258.
- EPA, 2000. Solidification/Stabilization Use at Superfund Sites. Office of Solid Waste and Emergency Response. Document EPA 542-R-00-010, (Sep).
- EPA, 2004. NPDES Compliance Inspection Manual, EPA 305-X-03-004.
- FRTR (Federal Remediation Technologies Roundtable) 2008. "Technical information on technologies for waste site cleanup", www.frtr.gov, 19th November 2008.
- Godbee , Nuclear And Chemical Waste Management, Vol. 19-15, 1980
- Harbottle MJ, Al-Tabbaa A, Evans CW (2007) A comparison of the technical sustainability of *in situ* stabilization/solidification with disposal to landfill. J Haz Mat 141:430-440
- Heasman L., van der Sloot H.A, Quevauviller Ph. 1998. "Harmonization of Leaching/Extraction Tests", Studies in Environmental Science 70, ELSEVIER.
- His, E. Seaman, M.N.L, Beiras, R. 1997 "A simplification: the bivalve embryogenesis and larval development bioassay method for water quality assessment", Wat. Res. 31 351-355.
- Marshall, R. (2001) Department of Ecology (Washington State), Laboratory guidance and whole effluent toxicity test review criteria, WW-R-95-80.
- Klemm WA. 1998. Ettringite and Oxyanion-Substituted Ettringites-Their Characterization and Applications in the Fixation of Heavy Metals: A Synthesis of the Literature. Research and Development Bulletin RD116W, Portland Cement Association, Skokie, Illinois, USA.
- Maxam, G., Rila, J.P, Dott, W. and Eisentraeger, A. (2000). „Use of Bioassays for Assessment of Water-Extractable Ecotoxic Potential of Soils". Ecotoxicology and Environmental Safety, Volume 45, Issue 3.
- Means JL, Smith LA, Nehring KW, Brauning SE, Gavaskar AR, Sas BM, Wiles CC, Mashni CI. 1995. The application of Solidification / Stabilization to Waste Materials. Lewis publishers.
- Mulligan CN, Yong RN, Gibbs B (2001) Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: an evaluation. Eng. Geol. 60, 193-207
- Musmeci L e Beccaloni E. 1999. "Studi di lisciviazione a breve o lungo termine per alcune tipologie di rifiuti recuperabili" RS Rifiuti Solidi 1999

Perera A.S.R., Al-Tabbaa A., Reid J.M., Stegemann J.A. 2005 “State of practice report UK stabilisation/solidification treatment and remediation part iv: testing & performance criteria” STARNET state of practice report, www-starnet.eng.cam.ac.uk

Pierre Yves Robidoux, P.Y., Gong, P., Sarrazin, M., Bardai, G., Paquet, L., Hawari, J., Dubois, C. and Sunahara, G.I. (2004) “Toxicity assessment of contaminated soils from an antitank firing range”. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Volume 58, Issue 3, Pages 300-313.

RIZA. 2003. Emissies van bouwmaterialen – vaststelling van afspoelingsniveaus op basis van metingen en proefopstellingen. RIZA 2003.027

Russell HG (1999) ACI Defines High-Performance Concrete. *Concr Intern* 21:56–57

a) Scanferla P., Ferrari G., Pella R., Volpi Ghirardini A., Libralato G., 2009 - “*An Innovative Stabilization/Solidification Treatment for Contaminated Soil Remediation: the Murano (Venice, Italy) Demonstration Project*” **Journal of Soils and Sediments** Vol. 9 pag. 229-236.

b) Scanferla P., Zuin S., Beggio M., Pella R., Zavan D., Ferrari G., 2009. “*Contaminated soil and sediment treatment performed by an innovative s/s technique integrated with thermal desorption*”. BOSICON 3° International Conference on the Remediation of Polluted Sites, Rome (Italy), 13-15 May. Conference Proceeding.

Scanferla P., Zuin S., Pella R., Zavan D., 2008 – “*Recupero di suolo contaminato sotto forma di granulato inerte per applicazioni nell’ambito dell’edilizia: risultati del progetto Ecostone*” I quaderni di Ecomondo - ISBN 978-88-387-4859-4 - Maggioli Editore Vol 2 pag. 232-237.

a) Scanferla P., 2006. “*New legislative opportunities available for innovative technologies*” Atti del workshop EURODEMO -Paving the way to innovation in remediation technology-. I quaderni di Ecomondo. ECOMONDO 2006 (8-11/11/2006). ISBN 88-387-3687.1.

b) Scanferla P., Bazzanella I., Beggio M., Zeno Z., Negro M., Scattolin M., Surico F., 2006 – “*An innovative stabilization/solidification treatment for soil remediation: demonstration project in Murano (Venice)*”. 1st International WASCOM Conference on Maintenance Management, Belgrad (Serbia), 1-3 June. Conference Proceeding.

SedNet (2008) Urban Sediment Management and Port Redevelopment & Sediment in River Basin Management Plans - 5th International SedNet conference 27th-29th May 2008 Oslo, Norway

Surico, F., Lolli, A., Scattolin, M., Negro, M., Zeno, L., **Scanferla, P.**, Pella, R. 2006 -“*High Performance Concrete for Environmental Applications: a New*

Solidification/Stabilisation Process for the Remediation of Contaminated Soils". The 2nd FIB Congress, Napole (Italy) 5-8 June. Conference Proceeding.

- Surico, F., Peli, G., Zeno, L., Scattolin M., Scanferla, P. and Rinaldo, D. 2003. "The remediation of the "Conterie" in Murano (Venice)" in Remediation of Contaminated Sediments. Proceedings of the Second International conference on Remediation of Contaminated Sediments (Venice, 30sep-3 Oct 2003). ISBN 1-57477-143-4, Published by Battelle Press, Columbus, OH.
- Tandy S, Healey JR, Nason MA, Williamson JC, Davey LJ 2009. "Remediation of metal polluted mine soil with compost: Co-composting versus incorporation". Env Poll 157(2):690–697
- Tonkes M, de Graaf PJF, Graansma J (1999). "Assessment of complex industrial effluents in the Netherlands using a whole effluent toxicity (or WET) approach". Water Science and Technology, 39(10-11), 55-61.
- Vanbroekhoven K., 2004 – "Treatment of contaminated soil and groundwater: in situ immobilization of metals" in Trend in remediation of soil and sediments – EURO Summer School 6-11 June, 2004. Wageningen, The Netherlands.
- Van-Camp L, Bujarrabal B, Gentile A-R, Jones RJA, Montanarella L, Olazabal C, Selvaradjou S-K (2004) Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection. EUR 21319 EN/4, 872 pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg
- Van der Sloot HA, Heasman L, Quevauviller P. 1997. Harmonization of leaching/extraction tests. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
- Van der Sloot, H.A. 2002. Editorial "Developments in testing for environmental impact assessment." Waste Management 22, 693-694.
- Van der Sloot, H.A. and Eikelboom R. 2003. Horizontal standardization and harmonization of leaching test methods for waste, secondary raw materials, construction materials and (contaminated) soil. Proceedings of the WASCON Conference, San Sebastian, June 2003.
- Van der Sloot HA. 2004. Development of Horizontally Standardized Leaching Tests for Construction Materials: A Meterial Based or Released Based Approach? Report ECN-C-04-060.
- Van Eijk RJ and Brouwers HJH. 1998. Study of the Relation Between Hydrated Portland Cement Composition and Leaching Resistance. Cement and Concrete Research, 28(6), 815-828
- VROM (1999) Ministry of Spatial Planning, Housing and Environment. Building Material Decree
- Walton JC, Plansky LE and Smith RW. 1990. Models for Estimation of Service Life of Concrete Barrier in Low-Level Radioactive Waste Disposal. Report number NUREG/CR-5542, EGG-2597. Idaho National Engineering Laboratory, Idaho Falls, ID. USA

- Wastewater Technology Centre 1990. Compendium of waste leaching tests. Report EPS 3/HA/7, Environment Canada
- Wilk C. 2002. Application of stabilisation/solidification in the USA. In PROCEEDINGS OF THE WORKSHOP RECYCLING CONTAMINATED LAND WITH CEMENT, University of Greenwich, UK
- Wilke B-M, Riepert F, Koch C and Kuhne T. Ecotoxicological characterization of hazardous wastes. *Ecotoxicology and Environmental Safety* (2007). doi:10.1016/j.ecoenv.2007.10.003. *In press*
- WIPO (World Intellectual Property Organisation) (2006) WO/2006/097272. Lithoidal granular material Patent. International Application N° PCT/EP2006/002318
- Zhang Y., Collepari M., Coppola L., Guan W., Zaffaroni P.. 2003. Ottimizzazione del calcestruzzo ad alta resistenza meccanica con superfluidificante per la diga delle Tre Gole in Cina/ Optimization of the high-strength superplasticized concrete of the Three-George Dam in China *Industria Italiana del Cemento*, n. 783, pp. 58-68.

RINGRAZIAMENTI

Desidero innanzitutto ringraziare il prof. Gabriele Zanetto per i preziosi insegnamenti profusi durante i quattro anni di dottorato sia inerenti lo specifico tema trattato sia di vita.

Ringrazio sentitamente Roberto Pellay titolare della ditta In.T.Ec. srl ed il dott. Giorgio Ferrari di Mapei SpA, che mi hanno trasmesso senza riserve il loro knowhow nell'ambito delle tecnologie di stabilizzazione/solidificazione e che mi hanno dato l'opportunità di conoscere e studiare le innovazioni brevettate nell'ambito della tecnologia di trattamento HPSS, dandomi fiducia durante il delicato lavoro di supporto svolto nel progetto dimostrativo e nella fase di validazione.

Intendo ringraziare il Consorzio Venezia Ricerche per avermi dato la possibilità di intraprendere questo percorso di crescita professionale e per avermi conferito la responsabilità di coordinare le attività del progetto europeo Eurodemo e quelle di ricerca a supporto della tecnologia HPSS. Un ringraziamento speciale va, oltre che al presidente prof. Antonio Marcomini ed al direttore dott. Dario Bovo, alle mie colleghe dott.ssa Marta Beggio e dott.ssa Ilaria Bazzanella.

Inoltre, vorrei esprimere la mia sincera gratitudine per il lavoro svolto assieme e per i momenti condivisi con il prof. Fabio Fava ed il Dr. Valter Tandoi nei workshop di Eurodemo, e con il dott. Mario Scattolin, Direttore Lavori nella bonifica del sito delle Ex Conterie, durante le attività di validazione della tecnica HPSS.

ALLEGATO

Caratteristiche principali dei test di cessione realizzati

TEST DI CESSIONE IN ACQUA SATURA IN SOLFATO DI MAGNESIO

Categoria	Estrazione per agitazione
Titolo	Test di cessione con acqua sintetica di mare modificata
Riferimenti bibliografici e/o normativi	Simulazione delle condizioni esistenti in campo: Allegato 2 Procedure di riferimento per il prelievo e l'analisi dei campioni – Analisi di laboratorio- D.M. 471/99 Appendice A, Norma UNI 10802

Nazione	Italia
Campo di applicazione	Materiale inertizzato
Principio del metodo	Il campione è posto in contatto con acqua distillata e MgSO ₄ (10 g/l) e sottoposto ad agitazione per un tempo di 24 ore. Il residuo solido è poi separato mediante filtrazione.

PROCEDIMENTO	
Campione	Il campione da sottoporre ad analisi deve essere nella stessa forma fisica in cui si prevede l'impiego.
Pretrattamento campione	Nel caso in cui la verifica dell'efficacia del trattamento di inertizzazione con i test dovesse essere effettuata dopo parecchio tempo dalla preparazione dei pellet, per ottenere informazioni corrette dai risultati sperimentali dei test è necessario provvedere alla conservazione dei campioni a bagno in acqua e ad un ulteriore lavaggio prima di sottoporli a test di verifica.
Reagenti	Acqua distillata Solfato di magnesio MgSO ₄ eptaidrato 10 g/l
Condizioni operative	Temperatura tra 15 e 25 °C L/S = 10 L/kg +- 2% Agitazione meccanica per 24 h +- 0,5 h Durata test 24 ore +- 0,5h Lisciviante: acqua con ph 5-7, conducibilità < 0,5 mS/m
Estrazione	Il campione viene posto in contatto con acqua satura in MgSO ₄
Trattamento dell'estratto	Le soluzioni estraenti ottenute da ciascun step dovranno essere filtrate su filtri da 0,45 µm di 47 mm di diametro sotto vuoto condizionati con HNO ₃ 0,1 M e acqua demineralizzata
Confronto normativo	L'eluato va diviso in un appropriato numero di aliquote per le differenti analisi chimiche. Gli analiti vanno determinati usando i metodi per l'analisi degli eluati dell'appendice B UNI 10802. Per l'analisi di metalli in traccia l'eluato va acidificato a pH=2 con acido nitrico. Se avviene una precipitazione di sali, l'eluato deve essere diluito da 5 a 10 volte prima dell'acidificazione. Le concentrazioni rilevate andranno confrontate con i limiti del DM 471/99 Allegato 1 - Tabella 2

TEST 16 GIORNI

Categoria	Estrazione multipla per contatto (8 estratti)
Titolo	Test di cessione con acqua deionizzata
Riferimenti bibliografici e/o normativi	Allegato 3 D. M. 05/02/1998 <i>Individuazione dei rifiuti non pericolosi sottoposti alle procedure semplificate di recupero ai sensi degli articoli 31 e 33 del decreto legislativo 5 febbraio 1997, n. 22</i>
Campo di applicazione*	Rifiuti non pericolosi
Principio del metodo	Il campione viene immerso in acqua deionizzata, la quale viene rinnovata ad intervalli di tempo prestabiliti, per un totale di 16 giorni
PROCEDIMENTO	
CONDIZIONI	STATICO: NO AGITAZIONE
Pretrattamento campione	Il campione da sottoporre ad analisi deve essere nella stessa forma fisica in cui si prevede l'impiego. Determinare il volume (Vp) in litri del campione, ed il peso in Kg.
Reagenti	Acqua deionizzata
Estrazione	Il campione viene immerso completamente in un recipiente contenente un volume di acqua deionizzata (V) pari a 5 volte il volume del campione ($V=5 \cdot V_p$). Rinnovare l'acqua del recipiente dopo 2, 8, 24, 48, 72, 102, 168 e 384 ore (16 giorni)
Trattamento dell'estratto	Le soluzioni estraenti ottenute da ciascun step dovranno essere filtrate su filtri da 0,45 μm e acidificate a pH=2 con acido nitrico 1 M
Confronto normativo	Il confronto con i valori limite riportati nella tabella dell' All. 3 D. M. 05/02/98 andrà effettuato con un valore risultante dalla sommatoria delle concentrazioni riscontrate nelle soluzioni ottenute nelle singole otto fasi estrattive.

UNI 10802

Categoria	Estrazione per agitazione (ARPAv fa una agitazione spinta, tumbler)
Titolo	Prove di eluizione per rifiuti granulari
Riferimenti bibliografici e/o normativi	Appendice A, Norma UNI 10802 Test inserito individuato nel D.M. 3 agosto 2005 Definizione dei criteri di ammissibilita' dei rifiuti in discarica
Campo di applicazione*	Rifiuti solidi granulari con pezzatura < 4 mm
Principio del metodo	Il campione è posto in contatto con acqua demineralizzata, il residuo solido è poi separato mediante filtrazione
PROCEDIMENTO	
Granulometria	Deve essere almeno per il 95% minore di 4 mm
Pretrattamento campione	Se la parte eccedente 4 mm è > del 5% del totale questa deve essere macinata previa essiccazione all'aria a temperature non > di 40°C e poi rimiscelata col materiale setacciato; i materiali non macinabili vanno separati e il loro peso e natura registrati nel rapporto di prova
Reagenti	Acqua demineralizzata
CONDIZIONI operative	Agitazione meccanica per 24 h +- 0,5 h Durata test 24 ore +- 0,5h
Estrazione	Il campione viene posto in contatto con acqua demineralizzata
Trattamento dell'estratto	Le soluzioni estraenti dovranno essere filtrate su filtri da 0,45 µm di 47 mm di diametro sotto vuoto condizionati con HNO ₃ 0,1 M e acqua deionizzata
Confronto normativo	L'eluato va diviso in un appropriato numero di aliquote per le differenti analisi chimiche. Gli analiti vanno determinati usando i metodi per l'analisi degli eluati dell'appendice B UNI 10802. Per l'analisi di metalli in traccia l'eluato va acidificato a pH=2 con acido nitrico.