

Preparato per
Syndial S.p.A

Data
Aprile 2016

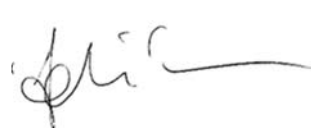
Preparato da
Ramboll Environ Italy – Ufficio di Milano

Numero di Progetto
IT1001584

MSGI 11a Ed. 02 Rev. 05

LA SOSTENIBILITÀ QUALE CRITERIO GUIDA PER IL RISANAMENTO DELLA CONTAMINAZIONE STORICA: PRINCIPI COMUNITARI E LORO APPLICAZIONE

N. Progetto **IT1001584**
Versione **FINALE**
Emissione **19/04/2016**
Modello **MSGI 11a Ed. 02 Rev. 05**
Redatto **Cristiano Pozzi, Giorgia Quadri**
Verificato **Cristiano Pozzi, Giorgia Quadri, Elisa Bizzotto**
Approvato **Fabio Colombo**

Redatto:  
Verificato:   
Approvato: 

Ramboll Environ eroga i propri servizi secondo gli standard operativi del proprio Sistema di Gestione Integrato Qualità, Ambiente e Sicurezza, in conformità a quanto previsto dalle norme UNI EN ISO 9001:2008, UNI EN ISO 14001:2004 e OHSAS 18001:2007. Il Sistema di Gestione Integrato è certificato da SGS Italia Spa nell'ambito di uno schema di accreditamento garantito da ACCREDIA.

Questo rapporto è stato preparato da Ramboll Environ secondo le modalità concordate con il Cliente, ed esercitando il proprio giudizio professionale sulla base delle conoscenze disponibili, utilizzando personale di adeguata competenza, prestando la massima cura e l'attenzione possibili in funzione delle risorse umane e finanziarie allocate al progetto.

Il quadro di riferimento per la redazione del presente documento è definito al momento e alle condizioni in cui il servizio è fornito e pertanto non potrà essere valutato secondo standard applicabili in momenti successivi. Le stime dei costi, le raccomandazioni e le opinioni presentate in questo rapporto sono fornite sulla base della nostra esperienza e del nostro giudizio professionale e non costituiscono garanzie e/o certificazioni. Ramboll Environ non fornisce altre garanzie, esplicite o implicite, rispetto ai propri servizi.

Questo rapporto è destinato ad uso esclusivo di Syndial S.p.A., Ramboll Environ non si assume responsabilità alcuna nei confronti di terzi a cui venga consegnato, in tutto o in parte, questo rapporto, ad esclusione dei casi in cui la diffusione a terzi sia stata preliminarmente concordata formalmente con Ramboll Environ. I terzi sopra citati che utilizzino per qualsivoglia scopo i contenuti di questo rapporto lo fanno a loro esclusivo rischio e pericolo.

Ramboll Environ non si assume alcuna responsabilità nei confronti del Cliente e nei confronti di terzi in relazione a qualsiasi elemento non incluso nello scopo del lavoro preventivamente concordato con il Cliente stesso.

INDICE

1.	EXECUTIVE SUMMARY	1
2.	INTRODUZIONE E SCOPO DEL LAVORO	5
3.	I SITI CON CONTAMINAZIONE STORICA: PROBLEMATICHE E PRINCIPI DI SOSTENIBILITÀ	10
3.1	La definizione di contaminazione	10
3.2	La definizione di contaminazione storica	12
3.3	Evoluzione della politica e della normativa sui siti contaminati in Europa dall'approccio booleano alla sostenibilità: le quattro generazioni della politica sui siti contaminati	14
3.4	Il contributo della ricerca scientifica: il network europeo supportato dalla UE	24
4.	INTERVENTI SOSTENIBILI PER IL RISANAMENTO DELLE CONTAMINAZIONI STORICHE – CASI APPLICATIVI	48
4.1	L'area di Georgswerder nel centro di Amburgo (Germania)	48
4.2	Il sito di Halle Lochau (Germania)	49
4.3	La discarica di Brofiscin (Regno Unito)	52
4.4	La discarica di Volgermeerpolder (Olanda)	55
4.5	Il sito di Kanaalpolder (Olanda)	57
4.6	Il risanamento del megasito di Bitterfeld (Germania)	58
4.7	La regione della Ruhr	63
4.8	La discarica Conte di Troia nel sito di interesse Nazionale di Manfredonia (Italia)	66
5.	I CASI SYNDIAL: SITO EX ACNA DI CENGIO E LE AREE ESTERNE DEL SIN DI PIEVE PIEVE VERGONTE	70
5.1	Sito Ex ACNA di Cengio	70
5.2	Le Aree Esterne del SIN di Pieve Vergonte: Fiume Toce e Lago Maggiore	76
6.	CONCLUSIONI	80
	BIBLIOGRAFIA	84

ALLEGATI

Allegato 1

Casi esemplificativi di approcci sostenibili al risanamento di discariche e contaminazioni storiche

1. EXECUTIVE SUMMARY

Il presente studio, si è posto l'obiettivo di analizzare quali prassi, quali politiche di risanamento e quali metodologie guidino nei paesi della Comunità Europea le bonifiche dei casi di contaminazione storica derivanti dall'accumulo di residui di lavorazione industriale, terreni o più semplicemente rifiuti urbani, casi assai complessi per gravità, tipologia ed estensione dell'inquinamento.

La ricerca ha individuato tre passaggi fondamentali:

1. il primo, formale, riguarda la definizione dell'ambito legislativo di "contaminazione storica". Infatti, in assenza di un quadro normativo europeo sui suoli contaminati, tale scelta dipende dall'impostazione della normativa nazionale di ciascuno stato membro;
 2. il secondo, più sostanziale, riguarda le logiche dell'intervento stesso e mostra con chiarezza che la ricerca di soluzioni dei casi di contaminazione storica, intrinsecamente complessi ed importanti, ha coinciso negli ultimi decenni con la progressiva formulazione dei principi della cosiddetta sostenibilità degli interventi. Per contrastare la paralisi del sistema generata da progettazioni troppo invasive ed onerose – sostanzialmente inapplicabili-, la Comunità Europea stessa e le politiche dei suoli dei singoli stati membri hanno dato forte impulso al risanamento secondo la filosofia della sostenibilità e della minimizzazione del rischio complessivo. Sono numerosi e di grande influenza i progetti Europei che negli ultimi dieci anni hanno orientato la selezione degli interventi di risanamento alla valutazione non solo degli aspetti strettamente tecnici ed ambientali, ma anche del contesto socio-economico, dell'imperativo moderno del riutilizzo del suolo e, in particolare, della possibilità che approcci eccessivamente cautelativi possano comportare un aggravio dei rischi complessivi, intendendo certamente quelli posti dalla contaminazione esistente ma anche quelli generati dal suo risanamento;
 3. il terzo passaggio, applicativo, riguarda l'esemplificazione e la comparazione dei casi reali, cioè degli interventi di risanamento dei siti storici contaminati nei paesi Europei (Olanda, Inghilterra, Germania, Italia,) che hanno nella pratica declinato i principi della sostenibilità, restituendo all'uso territori altrimenti considerati irrecuperabili.
1. Il primo approfondimento riguarda la distinzione del concetto generale di "contaminazione storica". La politica ambientale di molti paesi Europei, infatti, già precocemente (1993 in Germania e 1996 in Olanda, poi Belgio, Svezia, Finlandia, Danimarca) ha ritenuto di separare le modalità di gestione di un sito contaminato di recente generazione da un sito attivo nel passato quando non esisteva una normativa sull'argomento, distinguendo nettamente ed in maniera esplicita la gestione dei siti contaminati a seconda della loro "storicità". In questi casi infatti è identificata una precisa linea di demarcazione fra i siti la cui contaminazione è antecedente all'implementazione della prima normativa ambientale ed i siti con contaminazione successiva a tale data: generalmente per i primi si usa il termine "*contaminazione storica*", circostanza che implica una significativa differenziazione nell'approccio al risanamento.

Incidentalmente, si segnala un altro aspetto importante comunque deciso a livello nazionale che certamente condiziona l'avvio delle attività di risanamento e il grado di congestione delle procedure: è la determinazione dei valori soglia che fanno scattare le procedure amministrative, cioè le concentrazioni di un dato contaminante oltre le quali ogni paese definisce un'azione specifica

(intervento, non intervento, ingresso in un elenco) o un uso specifico (residenziale, commerciale, ricreativo). L'identificazione in Europa di tali valori non è per nulla omogenea, anzi segue differenti criteri nei differenti paesi - valutazione generica del rischio (NL, UK, DE), background (NL, FR), approccio conservativo (IT) – determinando squilibri sull'applicazione reale delle politiche sui suoli: è evidente che valori di *screening* gradualisti, più elastici e *risk-based* verosimilmente snelliscono le procedure e le attività di risanamento, con conseguente recupero sull'utilizzo del suolo.

Le disomogeneità nella gestione della problematica relativa ai siti contaminati tra i paesi Europei sono dovute al fatto che la Comunità Europea non ha emanato alcuna Direttiva circa la contaminazione dei suoli, lasciando di conseguenza a ciascuno stato membro la scelta delle modalità di gestione della politica di risanamento. Con particolare riferimento alla contaminazione storica, l'assenza di un indirizzo comunitario è complicata da un'insidiosa convergenza di fattispecie: i siti contaminati storici spesso comprendono o sono costituiti di fatto da antiche discariche originate quando la prassi, la cultura e le normative coeve lo consentivano e, sotto questo punto di vista, esse rappresentano un anello di giunzione tra la problematica *siti contaminati* e la problematica *discariche*; ma, a differenza degli impianti moderni, questi siti, originati in assenza di riferimenti, sono rimessi ad un giudizio storico e non normativo.

2. Il secondo concetto rilevante è legato all'ampia diffusione in Europa dell'approccio "sostenibile" al risanamento ambientale, finalizzato precipuamente al riutilizzo concreto dell'area e che fa uso di strumenti più flessibili e sito-specifici che superano la logica della conformità tabellare e favoriscono la gestione del rischio bilanciando tutte le risorse disponibili -naturali, economiche e sociali-. Anche se, come già accennato, il quadro normativo Comunitario non comprende disposizioni in merito alla gestione del suolo contaminato, almeno due percorsi alternativi hanno con chiarezza indicato nella sostenibilità il futuro delle politiche di risanamento:

- l'evoluzione delle normative dei singoli stati membri – alcuni in particolare – dagli anni '80 ad oggi, fortemente indirizzata ad un progressivo abbandono degli approcci statici tabellari con il graduale coinvolgimento di tematiche con profili differenti e metodiche di gestione del rischio;
- la nascita di un importante filone di ricerca transnazionale sulla gestione dei siti contaminati ispirato ai principi della sostenibilità, promosso e finanziato dalla Comunità Europea che ha fortemente influenzato le politiche ambientali dei paesi membri.

Evoluzione delle normative dei singoli stati membri. E' possibile suddividere la storia della politica e della normativa degli stati Europei sui siti contaminati degli ultimi 40 anni in quattro periodi distinti che testimoniano il passaggio progressivo generalizzato da un approccio esclusivamente tabellare ad un approccio cosiddetto sostenibile:

- Anni '80: la logica delle normative che risalgono a questo periodo è fortemente incardinata intorno al concetto di controllo e di assenza del rischio (*no tolerance for risk*), con l'obiettivo di ripristinare la risorsa integralmente e, nello specifico, restituirla a possibilità multiple di riutilizzo (*multi functional remediation*). La definizione di sito contaminato scatta al superamento tabellare di un unico valore soglia.
- Anni '90: la politica del risanamento è orientata alla destinazione funzionale, cioè specifica per l'utilizzo e combinata con lo sviluppo particolare dell'area (*functional remediation*), per cui il livello qualitativo del suolo è calibrato sul suo utilizzo. L'approccio funzionale fu basato

sull'utilizzo dei modelli di *Analisi di Rischio*, per cui fu istituita per legge la possibilità di ricorrere a valutazioni sito-specifiche. Stati pionieri in tal senso furono l'Olanda e l'Inghilterra, mentre a livello Comunitario furono condotte le prime valutazioni sulle metodiche applicative del Risk Assessment con il progetto CARACAS.

- Anni 2000: la gestione del sito contaminato è integrata con altri punti di vista, come la pianificazione territoriale, la gestione delle acque, gli aspetti socio-economici; emerge non solo l'importanza della valutazione dei rischi ma anche quella di gestione dei medesimi (*Risk Based Land Management- RBLM*) sulla base del bilanciamento tra elementi sociali, economici, sanitari e ambientali. Il concetto di risanamento fu ulteriormente legato alla funzione d'uso (*fitness for use*), privilegiando il controllo sul lungo periodo e finalizzandolo alla riduzione progressiva della contaminazione (*long term care*). Tali concetti sono sviluppati dal progetto Europeo CLARINET nel cosiddetto modello RBLM – Risk Based Land Management.
- Oggi: la cosiddetta quarta generazione della legislazione, quella basata sulla sostenibilità, è caratterizzata da un approccio integrato orientato alla massimizzazione dei benefici netti, secondo il quale la totale rimozione della contaminazione *tout court* non è più l'obiettivo principale sovraordinato a tutti gli altri "indicatori" – accettabilità sociale, aspetti economici, energetici, locali -, anzi potrebbe risultare persino dannosa nel caso gli impatti generati su detti indicatori superassero i benefici attesi. Le politiche di gestione sostenibile dei siti privilegiano il riutilizzo del suolo e lo sviluppo complessivo del territorio, utilizzando Analisi costi/benefici e Analisi del Rischio non "ultra conservative", bensì sito specifiche, approfondite, scientificamente difendibili ma basate sulla gradualità delle valutazioni e degli interventi. Costituiscono esempi rilevanti in tal senso la politica di Olanda, Finlandia, Germania, Inghilterra, Austria.

I progetti di ricerca finanziati dalla Comunità Europea. L'interesse per l'argomento *sostenibilità* in materia di siti storici contaminati non è comunque rimasto circoscritto alla sola iniziativa di ciascuno stato membro: la Comunità Europea, anche se non ha legiferato in materia, ha comunque fortemente contribuito allo sviluppo ed alla diffusione della filosofia sostenibile, sia prescrivendo l'adozione di soluzioni condivise e "sostenibili" in alcune tra le più recenti Direttive in materia ambientale (Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE, Direttiva ELD 2004/35/CE) sia promuovendo e finanziando numerosi progetti di ricerca in materia di siti contaminati e di brownfields. Molti di questi progetti, poi, hanno dato vita ad una rete di conoscenza e ricerca transnazionale che ha contribuito a focalizzare i problemi e ad influenzare la politica ambientale stessa a livello Europeo. La prima e più completa definizione del principio di sostenibilità associato al concetto di risanamento è stata formulata proprio nell'ambito del progetto europeo NICOLE (*Network for Industrially Contaminated Land in Europe*), secondo il quale: "*sustainable remediation is a framework in order to embed balance decision making in the selection of the strategy to address land and/or water contamination as an integral part of sustainable land use*" (SAGTA 2008, Sinke 2009).

Il presente documento raccoglie e descrive il contenuto dei progetti europei che più hanno influito sugli approcci attualmente implementati nelle normative europee, che sono in particolare CARACAS, NICOLE, CLARINET, CABERNET, ma anche WELCOME, EVAPASSOLD, SUFALNET, HERACLES, SNOWMAN, HOMBRE, TIMBRE, CITYCHLOR, SUBR:IM, CLAIRE.

3. La rassegna dei casi di risanamento delle contaminazioni storiche in Europa mostra con chiarezza il significato reale della gestione sostenibile, che rappresenta sostanzialmente la soluzione migliore generalmente condivisa per territori gravemente compromessi altrimenti destinati ad una sostanziale paralisi, in tutti i paesi europei rappresentati (Germania, Olanda, Inghilterra, Italia). Nella maggior parte dei casi le scelte progettuali hanno optato non per la totale ed ubiquitaria asportazione della contaminazione – soluzione che avrebbe determinato un aggravio dei rischi complessivi per la movimentazione della contaminazione ed un dispendio non sostenibile di risorse bensì per il suo contenimento e per il controllo dei rischi anche sul lungo termine.

- In particolare sono ricordati alcuni esempi di applicazione della gestione dei rischi (RBLM) in Germania, in Inghilterra e in Olanda (discariche di Georgswerder, Halle Lochau, Brofiscin Quarry, Volgermeerpolder, Kanaalpolder), dai quali emerge che il controllo dei rischi e lo sfruttamento dei processi di recupero naturale hanno permesso di escludere il ricorso ad interventi drastici ed invasivi;
- i casi di Bitterfeld rappresenta un esempio significativo dell'applicazione della strategia areale integrata come evoluzione dell'approccio RBLM ai megasiti;
- il caso assai noto del recupero della regione della Ruhr, in Germania, rappresenta uno degli interventi di qualificazione più vasti d'Europa. Anche in questo caso - antecedente all'emanazione della normativa nazionale sui suoli – sono riconoscibili i primi principi guida della filosofia sostenibile e della limitazione dei rischi;
- in Italia, il caso della Discarica di Conte di Troia nel sito di Interesse Nazionale di Manfredonia, il caso del risanamento del sito industriale dell'ACNA di Cengio, sito commissariato nel 1999 e dichiarato di emergenza socio-ambientale ed il caso delle "Aree Esterne" al sito industriale di Pieve Vergonte (Fiume Toce e Lago Maggiore) sono, per complessità, tipologia di contaminazioni e approccio, del tutto analoghi ai casi Europei di Georgswerder, Volgermeerpolder, Kanaalpolder, Bitterfeld. Questi casi, sono assai significativi, perché testimoniano che anche nel nostro Paese la scelta di soluzioni strettamente aderenti ai principi della sostenibilità hanno reso possibile il recupero di aree ormai considerate irrecuperabili ed afflitte da profonde crisi socio-economiche, perdurate, nel caso di Cengio, per più di un secolo di storia industriale (1882-1999). In particolare, il caso dell'ACNA di Cengio e delle Aree Esterne al sito di Pieve Vergonte dimostrano, chiaramente, che le problematiche delle contaminazioni storiche sono caratterizzate da una moltitudine di profili, tutti ugualmente rilevanti, non riconducibili solo all'inquinamento ambientale e risolvibili solo attraverso la visione d'insieme di un approccio integrato e sostenibile.

2. INTRODUZIONE E SCOPO DEL LAVORO

Il presente documento, redatto da Ramboll Environ Italy S.r.l. (di seguito Ramboll Environ) dietro incarico di Syndial S.p.A. (di seguito Syndial), illustra i risultati di una ricerca bibliografica riguardante l'applicazione del tema della sostenibilità alla gestione dei siti contaminati in Europa, ed in particolare alla gestione dei siti caratterizzati da contaminazione storica.

Il problema delle aree contaminate, [n.d.r. *contaminated land, contaminated sites e soil contamination*] intese soprattutto come aree ereditate dalle passate attività industriali, è un problema diffuso in Europa e ormai da tempo discusso, in quanto rappresenta un tema di elevata rilevanza sia per i costi sociali e ambientali che per l'estensione spaziale del problema. A tal proposito, nel documento "*Management of contaminated sites in Western Europe*" dell'*European Environment Agency* del giugno 2000, viene riportato:

"Soil contamination is a Europe-wide problem

Contaminated sites are the legacy of a long period of industrialisation involving inconsiderate production and handling of hazardous substances and inadequate dumping of wastes. The expansion of industry and the increasing amount of industrial wastes have led to considerable environmental problems that apply in all industrialised countries. [...]

In the last two decades most EU and EFTA countries have developed national strategies to tackle the problems posed by contaminated sites. However, the various approaches vary considerably and can hardly be compared among each other. In some countries the management of contaminated sites is regulated by specific soil clean-up legislation, whereas other countries address the issue by generic legislation, for example on water protection or the protection of the environment".

Fonte: Management of contaminated sites in Western Europe - Environment Protection Agency June 2000.

Le principali problematiche legate alla gestione dei siti contaminati sono principalmente riconducibili alla necessità di dover trovare il giusto equilibrio tra la volontà di tutelare le risorse ambientali (ad esempio, la qualità delle acque sotterranee e del suolo) e la salute umana e la limitatezza delle risorse complessivamente disponibili, intese sia da un punto di vista economico (si pensi ad esempio agli ingenti costi legati alle bonifiche) che ambientale (ad esempio, in molti paesi, densamente antropizzati, il consumo del suolo o la non fruibilità di vaste aree rappresenta un fattore limitante).

Nella Comunicazione della Commissione Europea del 2002 dal titolo "*Verso una strategia tematica per la protezione del suolo*" - COM/2002/0179, l'esistenza di estese aree contaminate viene identificata come una delle principali sfide all'uso sostenibile del suolo, sottolineando la necessità di individuare una soluzione a tale problema, al fine di riutilizzare queste aree e di prevenire ulteriore consumo di nuovo suolo.

In tale Comunicazione della Commissione Europea viene esplicitamente indicata la necessità di proteggere il suolo come risorsa ambientale limitata:

“Il suolo è una risorsa vitale sottoposta a crescenti pressioni che deve essere protetta per assicurare lo sviluppo sostenibile. [...]”

A livello internazionale l'importanza della protezione del suolo è sempre più riconosciuta e nel 1992, al vertice di Rio, i paesi partecipanti hanno adottato una serie di dichiarazioni importanti al riguardo. In particolare, è stato approvato il concetto di sviluppo sostenibile e sono state adottate convenzioni giuridicamente vincolanti in materia di cambiamenti climatici, diversità biologica e successiva desertificazione. [...]

Il Sesto programma di azione in materia di ambiente della Comunità europea comprende una strategia tematica per la protezione del suolo incentrata sulla prevenzione dei fenomeni di erosione, deterioramento, contaminazione e desertificazione. [...]

Il suolo assicura una serie di funzioni chiave dal punto di vista ambientale, economico, sociale e culturale che sono indispensabili per la vita.”

Fonte: Comunicazione della Commissione al Consiglio, al Parlamento Europeo, al Comitato economico e sociale e al Comitato delle regioni – “Verso una strategia tematica per la protezione del suolo” - COM/2002/0179 .

La medesima Comunicazione riconosce che le attività antropiche (e in particolare alcune attività industriali, storiche e non) possono impattare negativamente la risorsa suolo, con possibili ripercussioni anche sulla salute umana:

“Quando il suolo è usato come fonte di materie prime o il terreno che occupa funge da supporto per le attività umane, la capacità del suolo di assicurare le sue funzioni è ridotta o modificata, con una conseguente conflittualità tra le funzioni. [...]

In caso di degrado, la capacità complessiva del suolo di assicurare le sue funzioni è ridotta. Per questo motivo, prevenzione, protezione e gestione sostenibile devono essere alla base delle politiche di protezione del suolo. [...]

Considerata la vasta gamma delle sue funzioni vitali, mantenere le condizioni del suolo è essenziale per la sostenibilità. Il suolo è tuttavia sottoposto a crescenti minacce da numerose attività umane che ne compromettono la disponibilità e la redditività a lungo termine. [...]

Tra le minacce la Commissione Europea individua la “contaminazione del suolo”: [...]

*l'introduzione di contaminanti nel suolo può danneggiare o distruggere alcune o diverse funzioni del suolo e provocare una contaminazione indiretta dell'acqua. La presenza di contaminanti nel suolo oltre certi livelli comporta una serie di conseguenze negative per la catena alimentare e quindi per la salute umana e per tutti i tipi di ecosistemi e di risorse naturali. **Per valutare l'impatto potenziale dei contaminanti del suolo, è necessario non solo valutarne la concentrazione, ma anche il relativo comportamento e il meccanismo di esposizione per la salute umana.**[...]*

Spesso è operata una distinzione tra contaminazione del suolo derivante da fonti delimitate (contaminazione locale o puntiforme) e quella derivante da fonti diffuse. Contaminazione locale del suolo: [...] è associata alle miniere, all'industria, alle discariche e ad altre

strutture sia durante il funzionamento che dopo la chiusura. Queste attività possono creare rischi per il suolo e l'acqua. [...]

Gli impianti industriali, sia durante il funzionamento che dopo la chiusura, possono essere una grande fonte di contaminazione locale. Anche se le zone più vaste e maggiormente colpite si concentrano nelle regioni a forte industrializzazione dell'Europa nordoccidentale, esistono siti contaminati in tutto il continente. [...]

L'interramento dei rifiuti è un'altra attività potenzialmente inquinante di grande importanza. In media il 65% dei rifiuti urbani generati nell'UE (190 milioni di tonnellate nel 1995) viene tuttora interrato. Nelle discariche vi può essere lisciviazione nel suolo circostante e nel materiale primario del suolo fino alle acque sotterranee e/o di superficie. Destano particolare preoccupazione le discariche che operano, o hanno operato in passato, senza rispettare i requisiti tecnici minimi previsti dalla direttiva sulle discariche"

Fonte: Comunicazione della Commissione al Consiglio, al Parlamento Europeo, al Comitato economico e sociale e al Comitato delle regioni – "Verso una strategia tematica per la protezione del suolo" - COM/2002/0179.

Infine, pur riconoscendo la necessità di tutelare le funzioni del suolo e la salute umana, la Commissione sottolinea le difficoltà connesse ad una riqualificazione e bonifica delle aree contaminate, identificando la presenza di una sostanziale non uniformità negli approcci adottati tra i diversi paesi europei e le conseguenti implicazioni nella gestione dei siti e relativi sforzi economici:

"Le stime sul numero di siti contaminati nell'UE variano da 300 000 a 1,5 milioni. Il divario è dovuto alla mancanza di una definizione comune di sito contaminato e riflette i diversi approcci sui livelli di rischio accettabili, sugli obiettivi da tutelare e i parametri di esposizione.

La bonifica del suolo è un'operazione difficile ed estremamente costosa. Le somme stanziare per la decontaminazione di siti contaminati variano in maniera significativa da uno Stato membro all'altro. [...] Queste disparità riflettono la diversa percezione della gravità della contaminazione, politiche correttive e obiettivi diversi e diversi modi di calcolare la spesa. Secondo l'Agenzia europea dell'ambiente, in Europa il costo totale per la bonifica dei siti contaminati è compreso tra 59 e 109 miliardi di euro.

Oggi lo scambio di conoscenze e gli obiettivi di bonifica sono fattori importanti per risolvere il problema della contaminazione. In futuro, tuttavia, l'obiettivo dovrà essere la prevenzione di ulteriori contaminazioni.

Fonte: Comunicazione della Commissione al Consiglio, al Parlamento Europeo, al Comitato economico e sociale e al Comitato delle regioni – "Verso una strategia tematica per la protezione del suolo" - COM/2002/0179 .

Con tale comunicazione, la Commissione definisce il "problema della contaminazione del suolo" una minaccia e ribadisce che si tratta di un problema diffuso, complesso e oneroso.

In tale contesto, è rilevante sottolineare che **la gestione dei siti contaminati e dei siti caratterizzati da contaminazione storica è affrontata con diversi approcci nei diversi Stati**

Membri; tale non omogeneità, che si osserva sia negli aspetti tecnici (ad esempio, nella definizione delle soglie di *screening*) che normativi, determina a sua volta costi di bonifica e gestione molto variabili. Tale argomento è di particolare attualità, come emerge da un recente documento emesso dalla Corte dei Conti Europea, *“Le misure strutturali dell’UE hanno sostenuto con successo la riqualificazione dei siti industriali e dismessi?”*, 2012:

“Vi sono ampie differenze tra i valori di screening della contaminazione del suolo stabiliti a livello nazionale”

“Non esistono standard a livello UE per stabilire se un sito ponga rischi significativi alla salute umana e al suolo e alle acque. [...] Parimenti, non esistono procedure a livello UE riguardanti i controlli sulla corretta attuazione delle opere di bonifica.”

“L’assenza di registri completi e adeguati dei siti dismessi, che includano anche i siti contaminati, complica la definizione delle priorità”

“I risultati di bonifica non sono sempre certificati in maniera adeguata”

Fonte: Corte dei Conti Europea, Relazione Speciale n. 23, *“Le misure strutturali dell’UE hanno sostenuto con successo la riqualificazione dei siti industriali e dismessi?”*, 2012

Proprio al fine di sollecitare l’armonizzazione degli aspetti sopra evidenziati la Corte dei Conti Europea ha espresso una serie di raccomandazioni per la definizione di principi comuni, sia in riferimento alle contaminazioni storiche che, più in generale, in riferimento agli aspetti tecnici e metodologici per i siti contaminati:

“Raccomandazione 1 [...]:

“La Commissione dovrebbe:

proporre, in cooperazione con gli Stati Membri e sulla base di dati scientifici e di migliori pratiche:

- ***norme UE per la definizione di “sito contaminato” e per la gravità dei rischi ambientali e sanitari causati da tali siti;***
- ***una metodologia UE per la definizione di standard di bonifica specifici che tengano conto dell'utilizzo finale dei siti;***
- *promuovere l'applicazione di un **approccio integrato** allo sviluppo tramite i programmi operativi, rendendo obbligatoria l'inclusione dei progetti di riqualificazione di siti dismessi cofinanziati in un piano integrato di sviluppo”.*

“Raccomandazione 3 [...]:

“La Commissione dovrebbe:

considerare l'opportunità di definire principi comuni per l'applicazione del principio “chi inquina paga” nel caso in cui la contaminazione sia avvenuta prima che tale principio fosse incorporato nella normativa”.

Fonte: Corte dei Conti Europea, Relazione Speciale n. 23, *“Le misure strutturali dell’UE hanno sostenuto con successo la riqualificazione dei siti industriali e dismessi?”*, 2012

In aggiunta a quanto sopra, è inoltre opportuno considerare che le problematiche riguardanti il risanamento dei siti contaminati spesso sono aggravate nei siti interessati da contaminazione storica, in quanto le vecchie pratiche industriali hanno determinato stati di contaminazione oggi gestibili solo a fronte di enormi costi e dove spesso non è applicabile il *"polluter pay principle – ppp"*.

Tuttavia, se è vero che a livello normativo è fallito il tentativo comunitario di armonizzare la gestione delle tematiche ambientali sul suolo contaminato, nella pratica si deve rilevare una tendenza generalmente univoca nell'evoluzione della politica e della normativa europea sull'argomento che è testimoniata da due argomenti fondamentali:

- la nascita dell'approccio sostenibile nell'evoluzione della normativa e della politica ambientale nei paesi Europei;
- la promozione a livello Comunitario di linee e di network di ricerca orientate allo sviluppo teorico e tecnico della tematica della sostenibilità.

Il presente documento ha l'obiettivo di riportare quanto emerge dalla documentazione tecnica disponibile in relazione alle tematiche relative alla gestione dei siti contaminati, con particolare riferimento ai siti nei quali è identificabile una contaminazione storica attribuibile alle passate lavorazioni industriali. A tale scopo, è stata svolta un'approfondita ricerca bibliografica, volta a ricostruire all'interno della Comunità Europea l'evoluzione delle strategie di gestione; a tal riguardo verrà presentata una disamina dei principali progetti finanziati dalla Comunità Europea (Capitolo 2) ed una selezione di casi studio (Capitolo 3).

Infine nel Capitolo 4 verranno illustrate il caso del sito ex-ACNA di Cengio – Saliceto, sito industriale caratterizzato da contaminazione storica originatasi a partire dai primi del 1900 ed il caso delle cosiddette "Aree Esterne" al sito industriale di Pieve Vergonte: aree del Fiume Toce e del Lago Maggiore. In particolare, verrà data evidenza di come la soluzione progettuale individuata in entrambi i siti, sia rispettosa dei principi e delle indicazioni fornite dalla principale bibliografia di settore e di come di fatto sia la soluzione più "sostenibile".

3. I SITI CON CONTAMINAZIONE STORICA: PROBLEMATICHE E PRINCIPI DI SOSTENIBILITÀ

3.1 La definizione di contaminazione

Per quanto riguarda la definizione di sito contaminato, all'interno della Comunità Europea si distinguono approcci differenti. Di seguito vengono descritti gli approcci adottati da Italia, Inghilterra e Germania (Figura 1) quale esempio di approccio conservativo e di approccio pragmatico:

- in Italia (approccio conservativo) la definizione di sito contaminato subentra al superamento di un valore "limite", che inizialmente (1997) è rappresentato da una concentrazione fissa svincolata da qualunque valutazione sito-specifica, mentre solo nel 1999, con l'introduzione del concetto di "pericolo" per la salute o l'ambiente, e poi nel 2006 con l'Analisi di Rischio è modulato in funzione delle caratteristiche del sito in oggetto;
- in Inghilterra (approccio mediamente pragmatico) il concetto è basato sul rischio di esposizione e sulla completezza del percorso sorgente - via di esposizione - bersaglio attraverso una verifica del rapporto di causalità, che determini realmente un danno "significativo" o un "inquinamento" delle acque;
- in Germania si riscontra la definizione più ampia e funzionale (approccio pragmatico). Essa infatti include tutti gli elementi che possono determinare un effetto nocivo per il suolo o per gli individui, per cui in senso lato il sito contaminato non è soltanto il terreno ma le installazioni o le proprietà, tanto da includere esplicitamente anche le discariche chiuse.

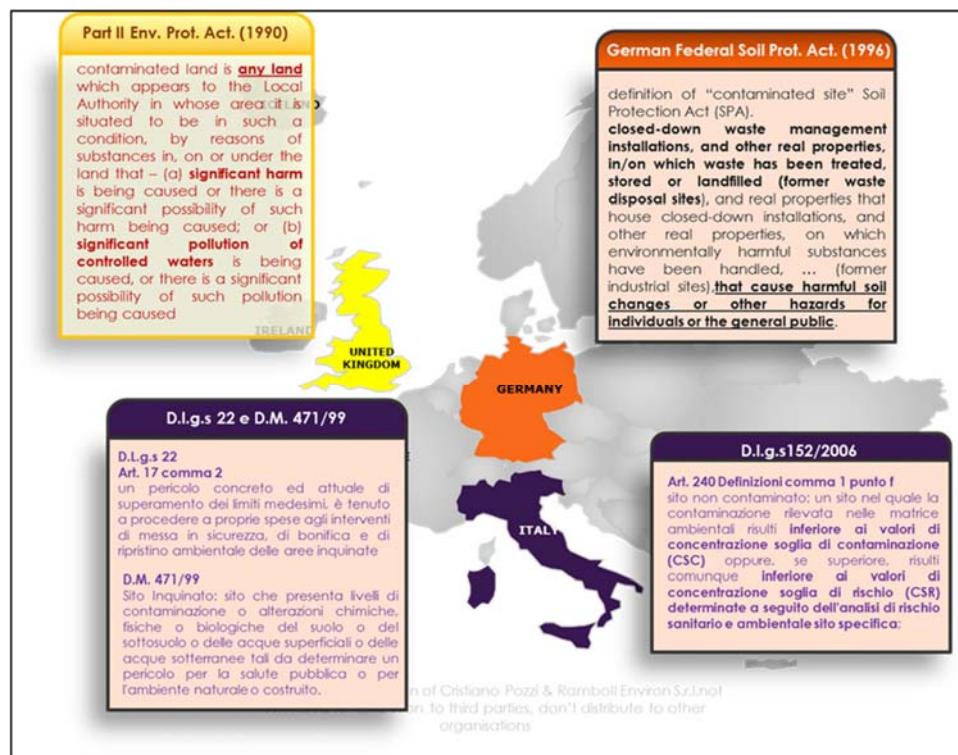


Figura 1: Definizioni di sito contaminato in diversi stati europei.

Un ulteriore aspetto importante gestito a livello nazionale è il limite d'intervento, cioè il valore di concentrazione tale da richiedere un risanamento. Esso senza dubbio condiziona l'avvio delle attività di bonifica e l'opportunità di riutilizzo di un sito (*rehabilitation*), e può anch'esso essere considerato un importante elemento per il raggiungimento della sostenibilità degli interventi. Secondo il principio generale schematizzato nel progetto Europeo CITYCHLOR (Ineris, 2013), i limiti di riferimento adottati per definire un terreno contaminato o la necessità di intervento sono associati a differenti livelli di rischio: trascurabile, intermedio e inaccettabile. I limiti di riferimento sono espressi generalmente in forma di concentrazione del contaminante (mg/kg in peso secco), sopra la quale ogni paese definisce un'azione specifica (intervento, non intervento, ingresso in un elenco) o un uso specifico (residenziale, commerciale, ricreativo). Differenti nomi si riscontrano per definire tali valori: soglia di intervento, di *screening* etc.

In linea generale le differenze principali sono relative a:

- definizione di diversi livelli di rischio, associati a differenti azioni: un esempio di come possano essere articolati è riportato in **Figura 2** per Olanda, Francia, Germania, Belgio;
- identificazione dei valori di concentrazione secondo differenti criteri: in conformità a una valutazione generica del rischio (NL, UK, DE), a un valore di background (NL, FR) o ad un approccio misto conservativo (IT).

Tale impostazione è già quindi *in nuce* nella normativa sui suoli originaria e sarà modificato solo dopo il 2000 (1994 e 2001 in Olanda, 2002 in Inghilterra, 2006 in Italia). Ordinamenti che hanno stabilito sin dall'inizio valori di *screening* più elastici e *risk based* verosimilmente incontrano minori difficoltà nel perseguire le recenti politiche dei suoli orientate alla gestione dei rischi. Ciò tuttavia richiede un cambiamento radicale nella politica, come quello adottato in Olanda che, alla fine degli anni 80' affrontò una crisi di sistema indotta da valori soglia troppo conservativi.

Countries	Negligible risk	Intermediate risk	Unacceptable risk	
	Screening RA	Screening RA	Screening RA	Site-specific RA
The Netherlands	Target Value (long term objectives) or background value		Intervention values	Define urgency of remediation
Belgium (Flanders)	Background First target for remediation	Further investigation (for historical contaminants only)	Clean-up standards (for new contaminants only)	Only for historic pollution: need for remediation
Germany		Trigger values Further investigation	Action levels (in principle to be remediated)	Define the need for remediation and target
France	Background value, initial media quality (baseline concentration), management threshold (when available)			Acceptable maximal concentrations

Figura 2: Valori di screening e livello di rischio in 4 differenti paesi Europei (INERIS 2013).

3.2 La definizione di contaminazione storica

I casi di contaminazione storica pongono problematiche di particolare interesse e complessità perché in essi convergono molti differenti aspetti: tecnico-economici, formali, normativi.

Dal punto di vista tecnico e economico, siccome originate da molti decenni di attività industriale non regolamentata, le contaminazioni storiche generalmente rappresentano casi di rilevante gravità per vastità e collocazione dell'area contaminata, per matrici e risorse impattate, per sussistenza di rischio sanitario ed ecologico, per sovrapposizione ed eterogeneità della tipologia inquinante. Da queste caratteristiche deriva spesso l'eccessiva onerosità tecnica ed economica, nonché la pericolosità, del loro risanamento radicale (Prokop, 2000; JRC, 2014).

Dal punto di vista formale, a causa della stratificazione nel tempo delle attività industriali e dell'avvicinarsi delle proprietà e dei soggetti gestori, le contaminazioni storiche spesso non possono essere ricondotte a specifiche ed univoche responsabilità, e l'accertamento dell'inquinatore con l'applicazione del principio comunitario del "chi inquina paga" non trova piena soddisfazione.

Dal punto di vista normativo, la Comunità Europea, non ha emanato alcuna Direttiva riguardante la contaminazione dei suoli sebbene numerosi sforzi siano stati fatti in tal senso (Masson e Strassburger, 2015), lasciando di conseguenza a ciascuno stato membro la scelta delle modalità di gestione della politica di risanamento.

L'identificazione della contaminazione come "storica" è quindi sostanziata a livello nazionale da diversi elementi a seconda dell'impostazione seguita. In generale si distinguono due approcci. **Il primo è comune ad Austria, Germania, Belgio, Olanda, Svezia, Finlandia, Danimarca; questi paesi hanno affrontato il problema separando nettamente ed in maniera esplicita la gestione dei siti contaminati a seconda della loro "storicità".** In questi casi infatti è identificata una precisa linea di demarcazione fra i siti la cui contaminazione è antecedente all'implementazione della prima normativa ambientale ed i siti con contaminazione successiva a tale data. Generalmente, per i primi si usa il termine "contaminazione storica" che implica una differenziazione nell'approccio al risanamento tale per cui sono soggetti ad un regime di intervento più blando e la bonifica è associata alla sussistenza di una condizione inaccettabile di rischio per la salute umana o a carattere di urgenza di altra natura (ad es. giuridica). Tale distinzione implicitamente riflette anche la differenziazione fra i siti in cui il responsabile, se identificabile, sia perseguibile o meno.

Le definizioni di "contaminazione storica" si basano su molteplici evidenze:

- una soglia temporale definita dalla normativa. Le date prescelte sono generalmente quelle di entrata in vigore delle leggi ambientali specifiche (sulla protezione del suolo, sui rifiuti);
- riferimenti bibliografici, ricerche e desk study commissionati dalle autorità preposte che mettano in luce l'esistenza di una storia industriale di rilievo;
- caratteristiche di particolare gravità e stratificazione delle contaminazioni.

Il secondo approccio invece è comune a Italia, Spagna, Portogallo, Francia, Norvegia, ossia ai Paesi che non hanno introdotto a livello normativo alcuna distinzione

nell'approccio al risanamento tra contaminazioni attuali e storiche, ma riconducono la problematica a quella più complessa della ricerca del soggetto responsabile ai fini dell'attribuzione, secondo il principio "*polluter pays*" dell'onere della bonifica.

Stanti le considerazioni suddette e secondo quanto mostrato dalla **Figura 3**, l'approccio alle contaminazioni storiche nei paesi europei è dunque notevolmente diversificato. Tale distinzione crea evidenti disomogeneità nelle metodiche di intervento utilizzate, nei costi da sostenere e, infine, nella posizione assunta di fronte agli organi di controllo ed agli eventuali regimi sanzionatori.

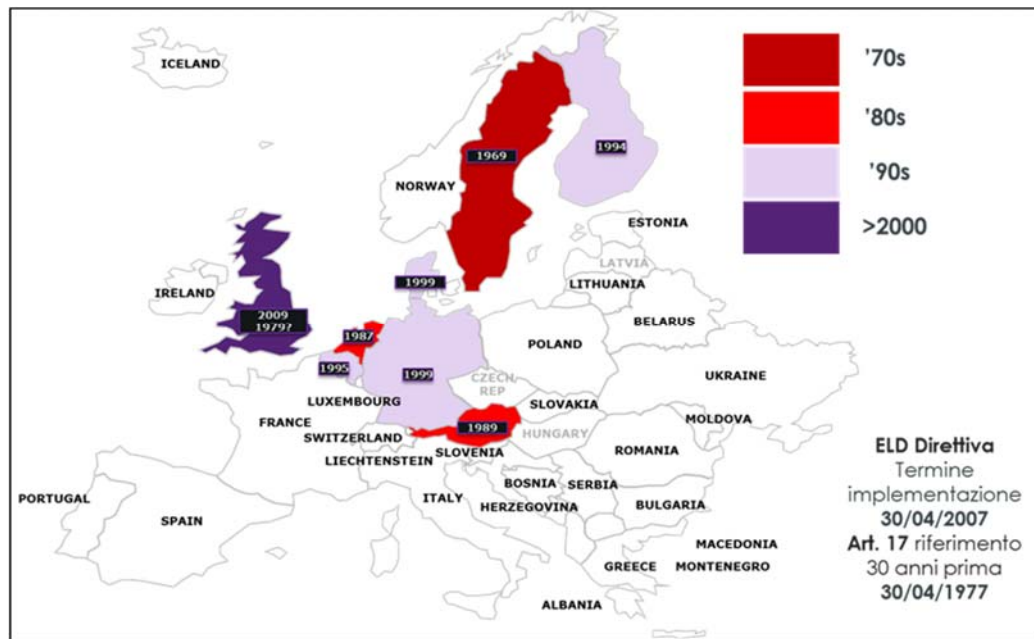


Figura 3: Paesi Europei in cui è presente una distinzione fra contaminazione storica e attuale (fonte: questionario ICCL, 2013)

3.3 Evoluzione della politica e della normativa sui siti contaminati in Europa dall'approccio booleano alla sostenibilità: le quattro generazioni della politica sui siti contaminati

In generale (Cino, 2006; Halen et al., 2009; Döberl e Müller, 2013; Reinikainen, 2015) è possibile osservare come negli anni la politica ambientale dei paesi europei sul risanamento dei siti caratterizzati da contaminazione storica, si sia progressivamente orientata verso la ricerca di soluzioni sostenibili e concrete. Tale orientamento trae tesoro del fallimento delle soluzioni classiche, risultate inapplicabili nei siti con contaminazione storica dove tipicamente le problematiche ambientali risultano estremamente complesse ed eccezionali per gravità, vastità e stratificazione.

E' possibile suddividere la storia della politica Europea sui siti contaminati degli ultimi trent'anni in quattro periodi distinti che testimoniano il passaggio progressivo da un approccio definito "booleano" (cioè incentrato sulla logica binaria dello 0/1) ad un approccio cosiddetto "sostenibile" (Cino, 2006; Reinikainen, 2015), relativamente ad alcuni elementi chiave:

- le **soglie di contaminazione**, cioè il parametro che determina lo stato di contaminazione o non contaminazione del sito (evoluzione dalla concentrazione tabellare al livello di rischio);
- gli **obiettivi di intervento**, che determinano le soluzioni progettuali (si è passati dalla rimozione integrale della contaminazione agli interventi *fitness for use* basati sulle Analisi di Rischio e sull'analisi costi-benefici);
- i **soggetti esecutori**, che finanziano e realizzano gli interventi (si è passati dal soggetto responsabile al portatore di interesse).

I quattro periodi riflettono grossolanamente i quattro decenni intercorsi tra le prime evidenze degli anni '80 e oggi. E' vero che in linea di massima tutti gli stati hanno marciato nella stessa direzione, sebbene con velocità diverse, ma il vuoto normativo determinato dalla mancanza di una Direttiva Europea sui suoli e sui siti contaminati ha causato sin dalle prime battute una distinzione di approcci anche su scala spaziale dovuta al fatto che ciascuno Stato membro ha deliberato in materia il proprio percorso procedurale e normativo (**Figura 4**), con l'obiettivo, nell'arco di trent'anni, di soddisfare esigenze diverse dettate da bisogni sociali differenti (Döberl e Müller, 2013). Dall'approccio caratteristico degli anni '80 in cui il metodo principale era il controllo e la minimizzazione dei rischi ambientali, si è passati negli anni '90 alla definizione *risk-based* degli obiettivi, alla modulazione ed alla valutazione dei tempi propria dei primi anni 2000, per approdare ai criteri tipici della sostenibilità, secondo i quali non solo è rilevante l'obiettivo di per sé ma anche il modo in cui raggiungerlo (**Figura 5**).

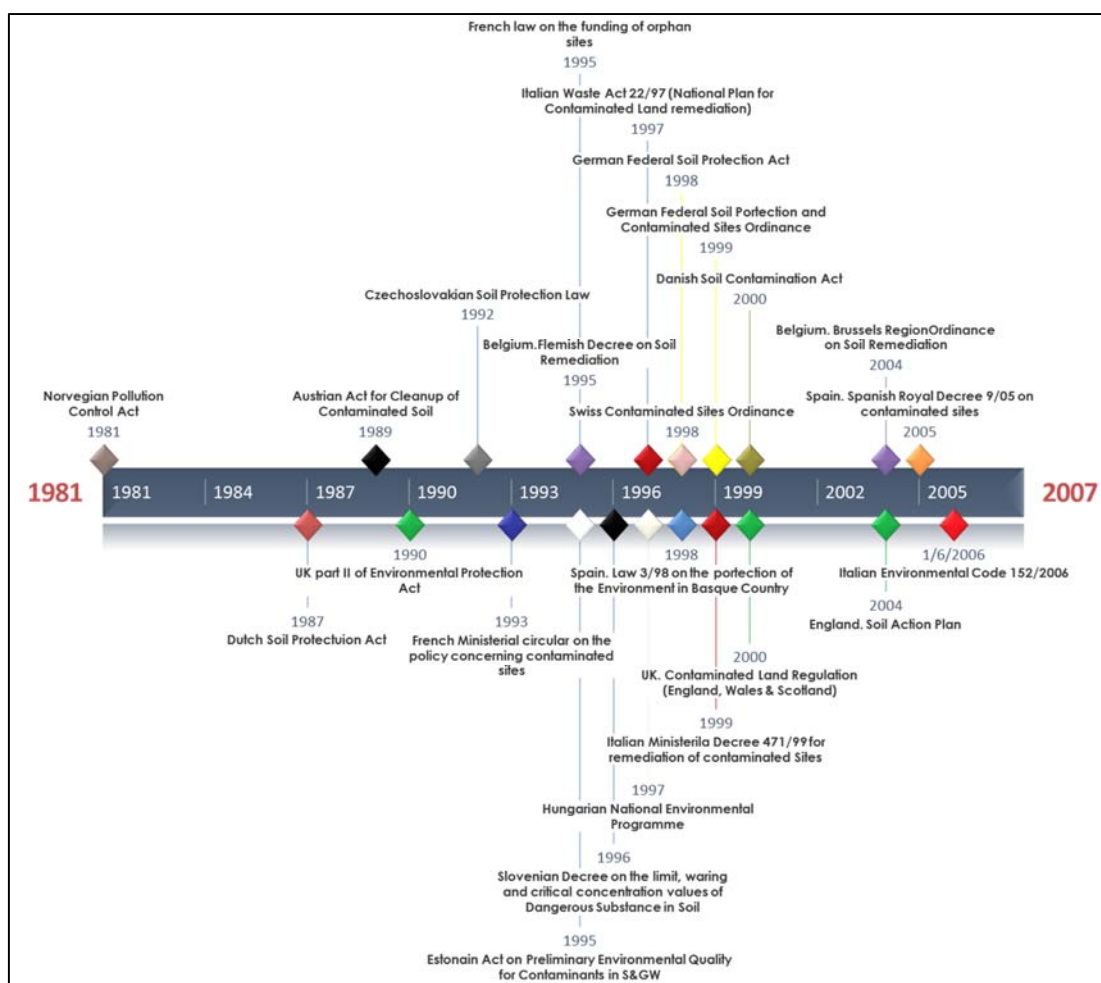


Figura 4. Timeline delle principali normative a protezione dei suoli in Europa (modificato da Rodriguez et al., 2009).

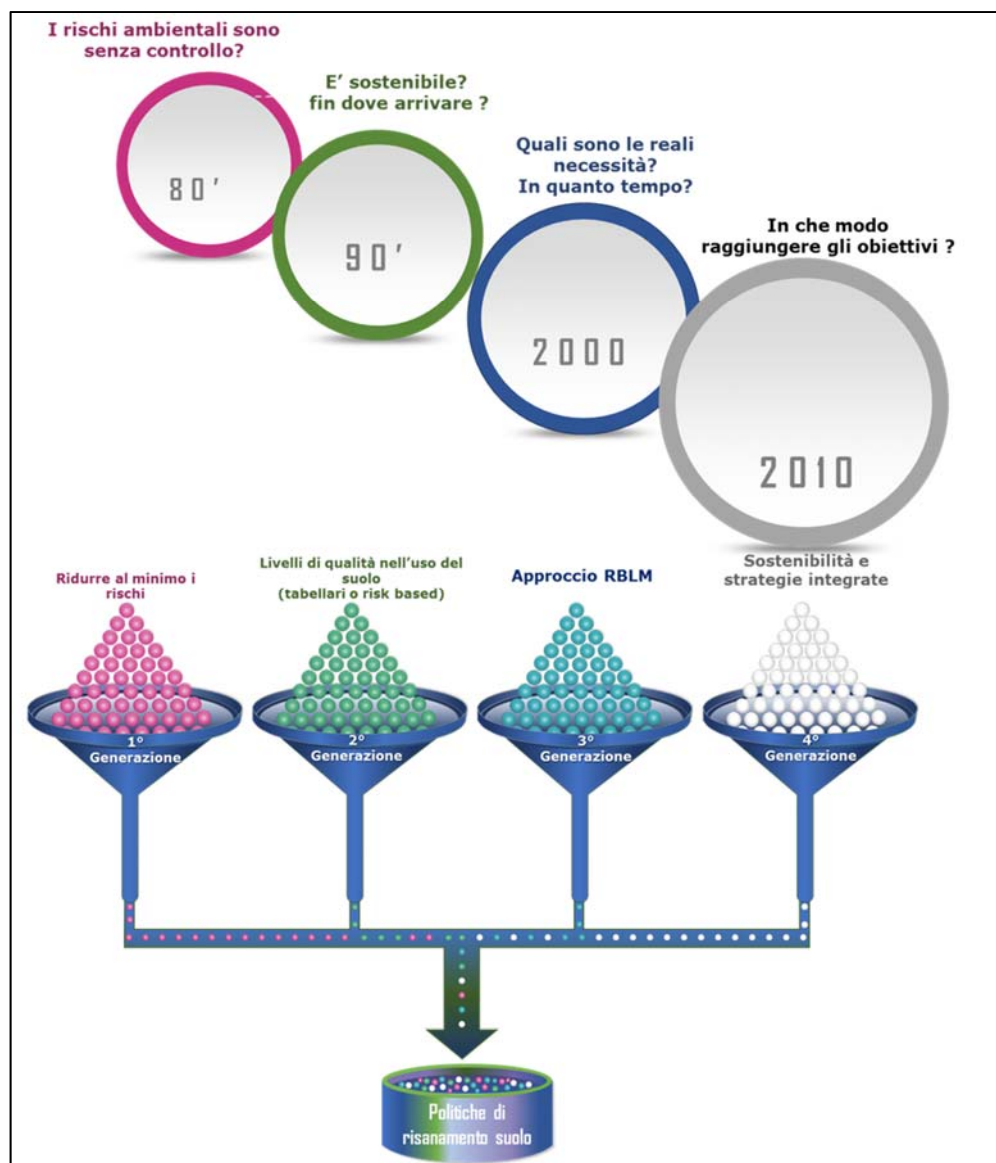


Figura 5. Le quattro generazioni di politiche di risanamento dei suoli (Modificato da Döberl e Müller, 2013).

3.3.1 Anni '80: Assenza di rischi e approccio sistematico tabellare

Le prime normative *ad hoc* dedicate alla tutela ed al risanamento del suolo furono emanate nel corso degli anni '80, quando, a seguito di alcuni incidenti rilevanti (Seveso - 1976, Love Canal - 1978, Lekkerkerk - 1979, Bophal - 1984, Exxon Valdez - 1989), le problematiche poste dai siti contaminati emersero in tutta la loro portata. La logica delle normative che risalgono a questo periodo (Figura 5) è fortemente incardinata intorno al concetto di suolo contaminato, di controllo e di assenza del rischio (*"no tolerance for risk"*), con l'obiettivo di ripristinare la risorsa integralmente e, nello specifico, restituirla a possibilità multiple di riutilizzo. Sussistendo condizioni economiche di crescita o almeno di stabilità, in cui solo all'orizzonte si affacciavano le prime avvisaglie di "scarsità" delle risorse, il concetto di sostenibilità non aveva ancora alcuna applicazione, poiché, almeno sulla carta, ogni intervento di risanamento era di per sé considerato sostenibile.

Tuttavia, nel quadro generale si riconoscono già dalle prime battute due filosofie differenti: una improntata alla protezione del suolo nell'esercizio delle attività antropiche - adottata da Francia ed Inghilterra - e legata ai regimi autorizzativi di particolari attività inquinanti, e una di salvaguardia dei suoli in relazione al concetto di "multiuso" dei medesimi, implementata da Olanda, Belgio e dall'Italia stessa. Il primo ruota intorno all'esercizio delle attività e adotta la politica degli effetti/impatti sul terreno attraverso l'analisi dei rischi di esposizione e l'utilizzo di valori limite, mentre il secondo segue l'approccio multiuso del suolo attraverso la definizione di soglie generiche (Guidance note 59/83; Rodrigues et al., 2009). Poiché il superamento di detti limiti implica necessariamente la nozione di contaminazione, qualcuno ha definito efficacemente questo tipo di approccio come *booleano*, cioè incentrato sulla logica binaria dello 0/1.

Gli elenchi di siti contaminati redatti sulla base di questi parametri furono destinati ad assai rapido incremento, ma, in parallelo, apparve evidente anche l'impossibilità di finanziare il recupero integrale multifunzionale di una considerevole parte di territorio, che, di conseguenza, era destinata a restare inutilizzata. Secondo le Autorità olandesi (Cino, 2006; Molenaar et al., 2015), ad esempio, il censimento dei siti contaminati (Figura 6) nei primi anni '80 contava 4200 siti senza alcuna previsione di costi, mentre qualche anno più tardi, verso la fine del decennio, il medesimo elenco includeva 175.000-205.000 siti con costi previsti attorno 45 miliardi di euro.

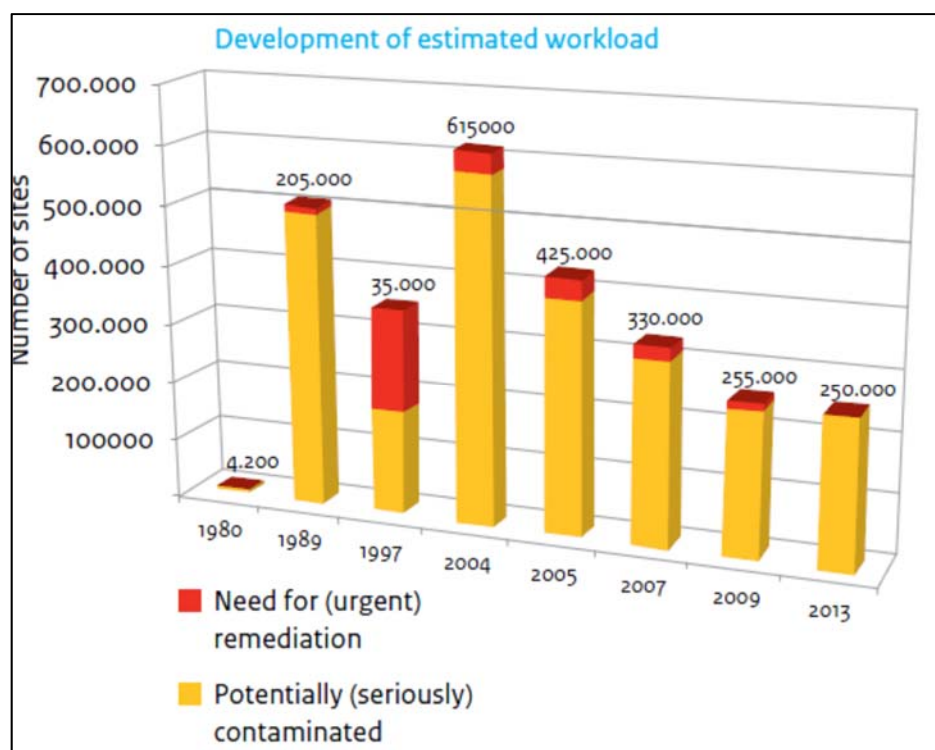


Figura 6: Sviluppo degli interventi di bonifica necessari negli anni in Olanda (Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment, 2014).

3.3.2 Anni '90: qualità associata all'utilizzo e approccio funzionale

Gli elementi chiave dell'evoluzione della politica e della normativa sui suoli nei 20 anni successivi, 1990-2010, sono stati la definizione del valore soglia di contaminazione, ossia del valore di

concentrazione al di sopra del quale un sito è definito contaminato e la definizione del valore soglia di intervento ossia del valore di contaminazione al di sopra del quale è necessario effettuare un intervento di risanamento. Il primo valore infatti, ha fatto accrescere enormemente la dimensione sociale e areale del problema portando ad un numero ingestibile di siti contaminati, mentre il secondo ha comportato l'incremento assai rilevante del budget necessario per risanarli.

Le politiche degli anni '90 hanno affrontato il problema dell'accresciuta vastità e numerosità di siti contaminati così definiti, per i quali le soluzioni progettate a norma di legge avevano portato ad una generale stagnazione. Per sbloccare la paralisi generata dall'ambizione d'uso multifunzionale, la politica del risanamento fu aggiornata passando alla destinazione funzionale, cioè specifica per l'utilizzo e combinata con lo sviluppo particolare dell'area (dalla *multifunctional remediation* alla *functional remediation*). L'approccio funzionale fu basato sull'utilizzo dei modelli di **analisi di rischio**, per cui fu istituita per legge la possibilità di ricorrere a valutazioni sito-specifiche, tarate sull'utilizzo del suolo.

Stati pionieri in tal senso furono l'Olanda e l'Inghilterra, mentre a livello Comunitario furono condotte le prime valutazioni sulle metodiche applicative del *Risk Assessment* (CARACAS; Ferguson, 1999), sia applicato alla sfera umana che all'ecosistema.

3.3.3 Anni 2000: Risk Based Land Management (RBLM)

Già verso la fine degli anni '90 la politica dei paesi Europei più all'avanguardia (in particolare l'Olanda) mostra di avere compreso che è necessario un ulteriore aggiornamento della visione d'insieme e delle impostazioni, in quanto i passi in avanti condotti non avevano ottenuto i risultati attesi. Le politiche ancora troppo focalizzate sul suolo e sulle passività ambientali avevano preoccupato i mercati per i costi esorbitanti e per gli effetti reali sulle proprietà, determinando, tra l'altro, l'immobilità del mercato immobiliare ed il riutilizzo degli spazi urbani. Era necessario orientarsi verso logiche più mirate al risultato, integrate con altre realtà e improntate al pragmatismo (*market oriented thinking*): il concetto di risanamento fu ulteriormente legato alla funzione d'uso (*fitness for use*), privilegiando il controllo sul lungo periodo e finalizzandolo alla riduzione progressiva della contaminazione (*long term care*). Il risanamento fu legato al risvolgimento con il coinvolgimento di altri gruppi di interesse, sviluppatori, imprenditori, investitori pubblici e privati, per cui la presenza di siti contaminati fu considerata non solo un problema ma anche un'opportunità di investimento.

L'approccio nel corso di questo decennio volge dunque al cambiamento: la gestione del sito contaminato è integrata con altri punti di vista, come la pianificazione territoriale, la gestione delle acque, gli aspetti socio-economici (approccio olistico). Le prospettive di riutilizzo del suolo assumono un ruolo fondamentale, sempre più centrale, nel rispetto di valutazioni del rischio a scala ecologica e per la salute umana secondo vasti orizzonti temporali. Tali concetti sono stati evidenziati e sistematizzati dal Progetto europeo CLARINET nel cosiddetto modello di gestione del territorio basato sul controllo del rischio (*Risk Based Land Management*). CLARINET è stato il progetto europeo che più diffusamente ha affrontato la tematica dei siti caratterizzati da contaminazione storica.

I concetti di flessibilità legata alla sito-specificità, ancorché nati negli anni '90, sono giunti dunque a maturazione dopo il 2000 (Nathanail et al., 2008), quando è emersa non solo l'importanza della valutazione dei rischi (*Risk Assessment*), ma anche quella di gestione dei medesimi (*Risk*

Management): una volta accertata la sussistenza dei rischi, la politica ambientale determina gli strumenti per gestirli sulla base del bilanciamento tra elementi sociali, economici, sanitari e ambientali (concetto che diventerà il noto acronimo PPP: "*People, Profit, Planet*"). Nella gestione delle aree contaminate, infatti, hanno assunto rilevanza non solo gli aspetti attuali (l'area è contaminata) ma anche quelli progettuali in termini di pianificazione e di sviluppo futuro, sposando pienamente la filosofia della sostenibilità, per cui la destinazione d'uso in prospettiva è la chiave di lettura delle soluzioni davvero "sostenibili" (P. Nathanail et al., 2007). Da una parte, quindi, le soluzioni sono guidate non più dalle sole dinamiche ambientali in senso stretto, ma anche dalla visione per il futuro, che si concretizza nella definizione di approcci multidisciplinari e di strumenti multicriterio che combinano elementi ambientali, economici e sociali (Rizzo et al., 2013).

Se tale ottica viene definita nella fase di gestione del rischio, un ulteriore approfondimento si osserva anche nel campo dei rischi specifici, con l'inclusione nella valutazione, accanto agli aspetti legati alla fruibilità del sito per le persone, anche della valorizzazione dell'ecosistema mediante una valutazione del rischio ecologico (Swartjes et al., 2008), mettendo in luce gli aspetti positivi, con **particolare riferimento alla sua naturale capacità di recupero come elemento attivo nel risanamento** (*Natural Attenuation, Natural Recovering*).

3.3.4 La quarta generazione della legislazione: l'era dei *net benefits* e della sostenibilità

La prima e più completa definizione del principio di sostenibilità associato al concetto di risanamento è stata formulata dal gruppo di lavoro europeo NICOLE (*Network for Industrially Contaminated Land in Europe*): "*sustainable remediation is a framework in order to embed balance decision making in the selection of the strategy to address land and/or water contamination as an integral part of sustainable land use*" (SAGTA 2008, Sinke 2009).

Secondo questo nuovo punto di vista, la totale rimozione della contaminazione *tout court* non è più l'obiettivo principale sovraordinato a tutti gli altri "indicatori" (es. accettabilità sociale, aspetti economici, energetici, locali), anzi potrebbe risultare persino dannosa nel caso in cui generasse su detti indicatori maggiori impatti che benefici, rientrando così nella cosiddetta **unsustainable region** (Figura 7). In sostanza sono tante le informazioni che concorrono alla definizione della problematica nella poliedricità dei suoi aspetti: non si deve quindi solo considerare l'aspetto chimico (contaminazione della matrice), ma anche i profili non strettamente ambientali.

Molti importanti paesi europei – in particolare Olanda, Inghilterra, Germania, Francia, Finlandia, Austria – negli ultimi 10 anni hanno messo in agenda l'aggiornamento della prassi e della normativa in materia di siti contaminati nella direzione della sostenibilità, dimostrando di saper bilanciare efficacemente le politiche e le leggi ambientali, i risultati della ricerca nazionale e della cooperazione internazionale e, infine, il pragmatismo nelle scelte, ovvero la capacità di modificare le impostazioni teoriche sulla base dei risultati ottenuti dall'applicazione in campo delle regole (Figura 8).

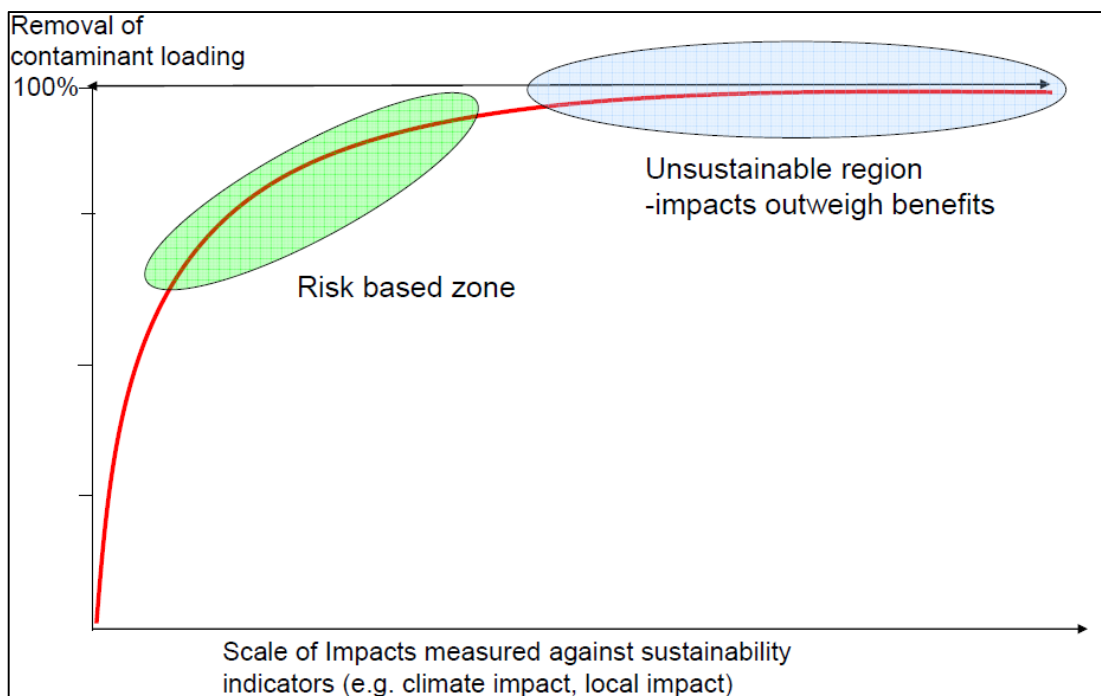


Figura 7. Descrizione della regione di insostenibilità degli interventi (Sinke 2009).

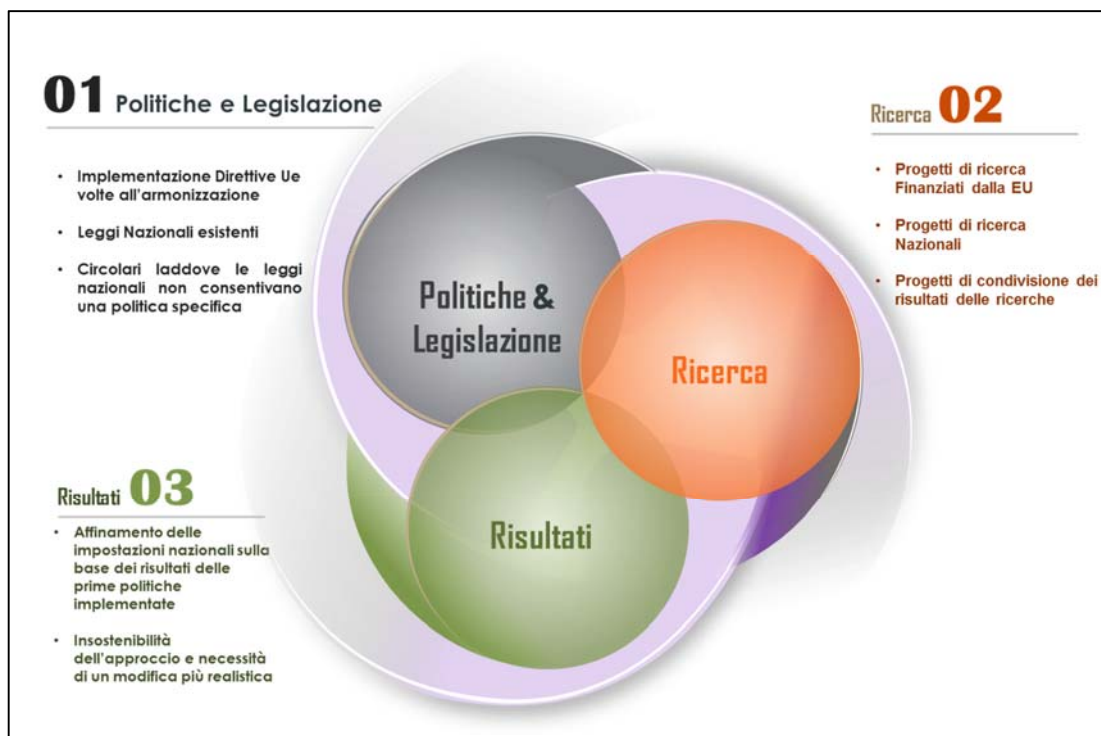


Figura 8. Bilanciamento delle tre forze che concorrono al formulare il concetto di sostenibilità.

Costituiscono esempi rilevanti in tal senso:

- l'introduzione della sostenibilità nella gestione dei suoli nella politica finlandese di gestione delle contaminazioni che rappresenta una delle prime normative di quarta generazione (Figura 9);

- l'inserimento a livello normativo nella legislazione austriaca di un'analisi costi-efficacia attraverso uno strumento denominato mCEA (Wepner-Nabko, 2015) ed impostato sui principi di sostenibilità su tre livelli (**Figura 10**, Ecology, Local development, Project stability - Kasamas 2013);
- l'approccio olandese di riutilizzo dei suoli (discusso nel Paragrafo 3.8) e di gestione delle contaminazioni delle acque sotterranee attraverso un approccio integrato d'area esportato anche in Germania;
- l'impegno della politica inglese sulla sostenibilità, che oltre ad aver dato vita ad uno degli schemi di gestione della sostenibilità nel risanamento dei suoli più completi attraverso il *network* SuRF UK e Claire, ha introdotto nella *policy* esistente un richiamo significativo alla sostenibilità nelle scelte di risanamento e nella valutazione della gestione dei rischi. La guida tecnica inglese per la gestione dei rischi nei siti contaminati ("*Contaminated Land Report 11: Model procedures for the management of land contamination*" - CLR11, EA & DEFRA, 2004) fa infatti riferimento in tutte le fasi previste (analisi dei rischi - *Risk Assessment*; Valutazione delle opzioni di intervento - *Option Appraisal*; Implementazione della strategia di intervento - *Implementation of the Remediation Strategy*) alla necessità di una bonifica che sia "sostenibile" (**Figura 11**).

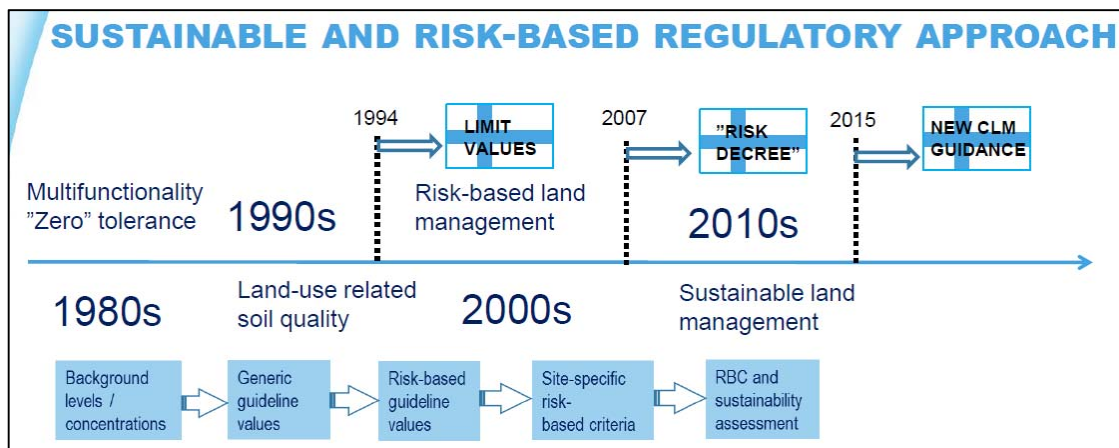


Figura 9: Esempio di politica dei suoli di 4 generazione (Reinikainen, 2015).

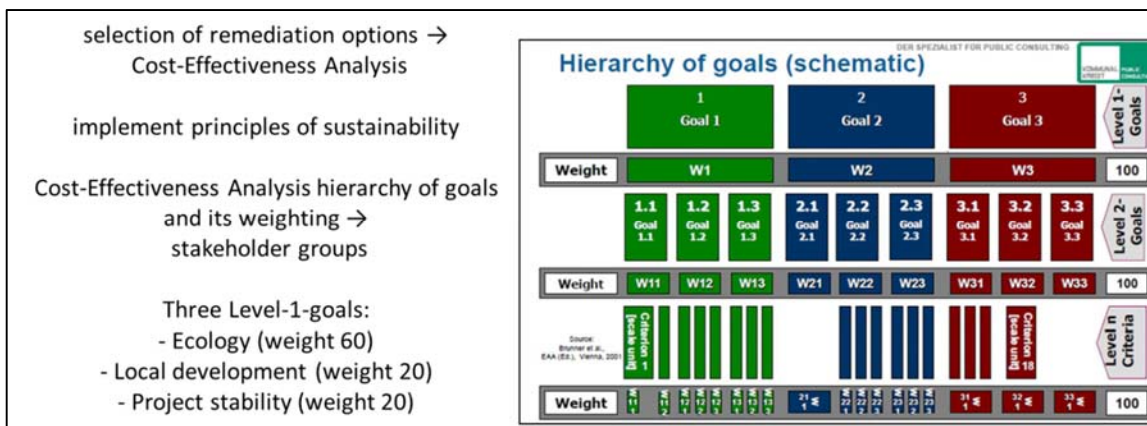


Figura 10: Esempio di applicazione di valutazioni sulla sostenibilità degli interventi nella politica dei suoli Austriaca (Kasamas, 2013).

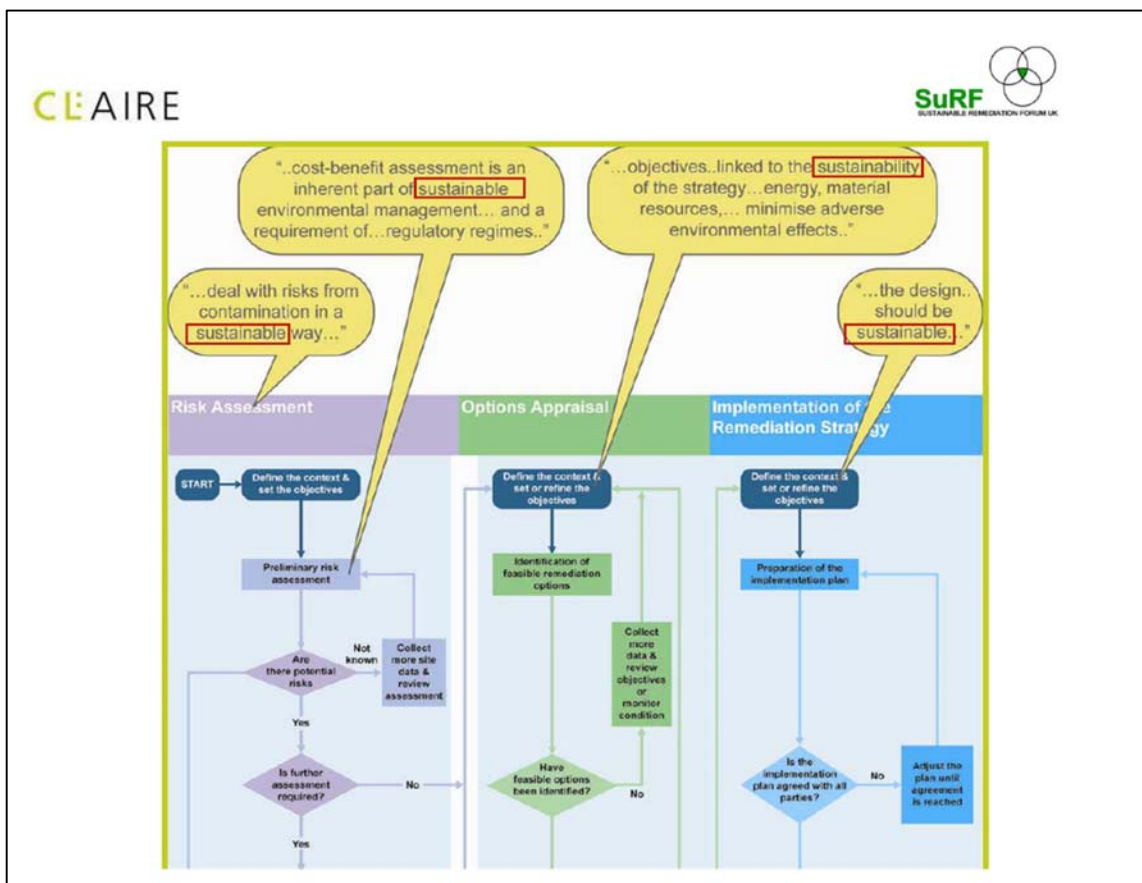


Figura 11: Dettaglio con evidenziato il richiamo alla sostenibilità nella procedura inglese di valutazione di gestione dei terreni contaminati CLR11 (SuRF-UK adattato da EA & DEFRA, 2004).

Secondo quanto testimoniano i rapporti redatti da questi paesi (Reinikainen, 2013 e 2015; Co Molenaar et al., 2015; Wepner-Banko, 2015) sull'argomento, la sostenibilità è caratterizzata da:

- **approcci integrati** e massimizzazione dei **benefici netti** del risanamento: gli obiettivi della gestione sostenibile sono molteplici e non focalizzati solo sul risanamento del suolo,

anzi sono generati dal bilanciamento tra considerazioni ambientali, valutazioni economiche e valori sociali;

- **orientamento pragmatico e funzionale:** le politiche di gestione dei siti privilegiano scelte improntate sul riutilizzo del suolo e sullo sviluppo complessivo del territorio, per esempio adottando soluzioni che incidano positivamente sul bilancio energetico;
- **ranking** dei casi al fine di ottimizzare le risorse evitando interventi nella pratica non necessari: i censimenti dei siti contaminati sono “pesati” con la definizione delle priorità dell’intervento, concentrando razionalmente il carico di lavoro prima di tutto sui siti che esibiscono un rischio inaccettabile per la salute umana;
- passaggio da sistemi decisionali rigidi a **strumenti** di supporto **consistenti, flessibili e trasparenti con previsioni realistiche:** per selezionare, se necessario, le logiche ed i metodi più appropriati si utilizzano analisi costi/benefici e analisi del rischio non “ultra conservative”, bensì sito-specifiche, approfondite, scientificamente difendibili e basate sulla **gradualità** delle valutazioni e degli interventi, già a partire dalla determinazione di valori soglia multipli basati su differenti livelli di rischio (il cosiddetto *traffic light model*). Secondo questo modello non esiste un solo valore di riferimento (parametro tabellare), ma soglie di attenzione e soglie di intervento (**Figura 12**). Il superamento delle soglie di attenzione non implica necessariamente il risanamento, bensì l’aprirsi di una fase di ulteriore investigazione e di controllo. Inoltre, l’approccio dell’Analisi di Rischio tende ad abbandonare il modello deterministico a favore di quello probabilistico: nel primo caso fa testo il superamento della concentrazione media (o massima) del parametro, mentre nel secondo è restituita al decisore una probabilità di superamento poiché associata alla variabilità e all’incertezza del dato analitico.
- **coinvolgimento di più soggetti** portatori di interesse: la gestione del risanamento si allarga a tutti i soggetti che possono trarne benefici, dunque investitori, aziende, gruppi di interesse.

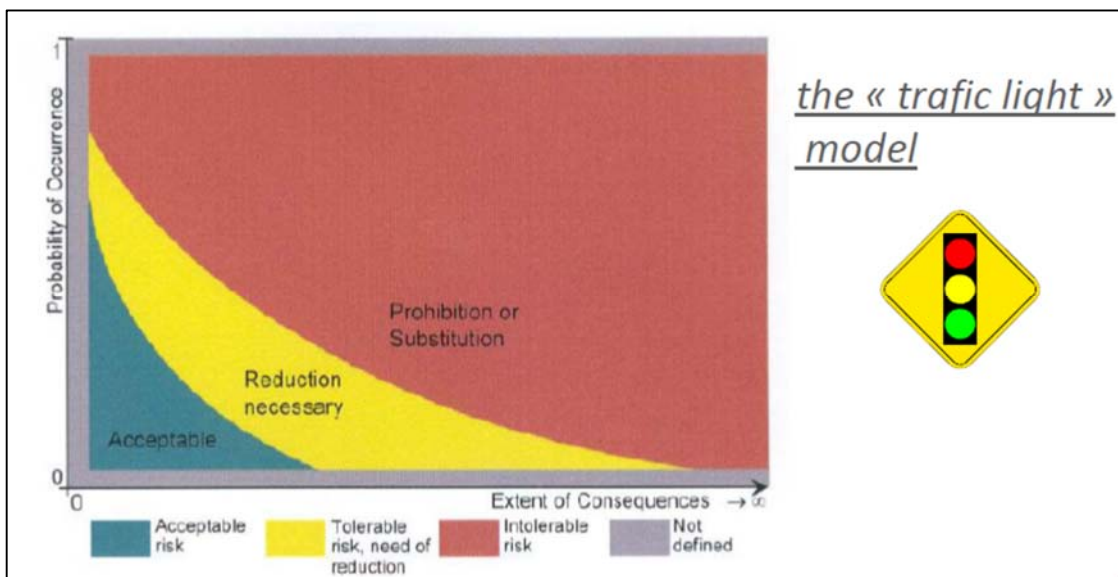


Figura 12: Il modello a semaforo per la gestione dei rischi (Halen et al., 2009).

In aggiunta, si è osservato che anche molte delle recenti Direttive Europee in materia ambientale (ad esempio la Direttiva Quadro sulle Acque o la Environmental Liability Directive) testimoniano uno sforzo collettivo che tende ad armonizzare le soluzioni puntando su scelte condivise e sostenibili (Bewley, 2014).

3.4 Il contributo della ricerca scientifica: il network europeo supportato dalla UE

L'evoluzione delle politiche ambientali europee ispirate ai principi della sostenibilità è stata promossa, oltre che dalle iniziative locali, anche dall'attività di finanziamento dell'Unione Europea a favore dei progetti di ricerca e di studio di soluzioni innovative ed efficaci in materia di siti contaminati e di *brownfields*. Molti di questi progetti hanno poi dato vita ad una rete di conoscenza e ricerca transnazionale, che ha contribuito a identificare i problemi a livello europeo e ad influenzare quel processo di armonizzazione che a livello normativo, come si è visto, non ha trovato una completa realizzazione.

L'elenco dei progetti è molto vasto. Gli elementi maggiormente caratterizzanti possono essere inquadrati secondo una doppia chiave di lettura: in base alle tematiche affrontate (Figura 13) e in relazione allo sviluppo complessivo delle politiche dei suoli Europee descritte nella sezione precedente (Figura 14).

La ricerca ha dunque influenzato le politiche di gestione dei suoli ma, al tempo stesso, ne è stata influenzata nel cercare le linee di indirizzo. In tal senso, i progetti che più hanno influito sugli approcci attualmente implementati nelle normative europee sono senza dubbio CARACAS (Figura 15), NICOLE (Figura 16), CLARINET (Figura 17), CABERNET (Figura 18).

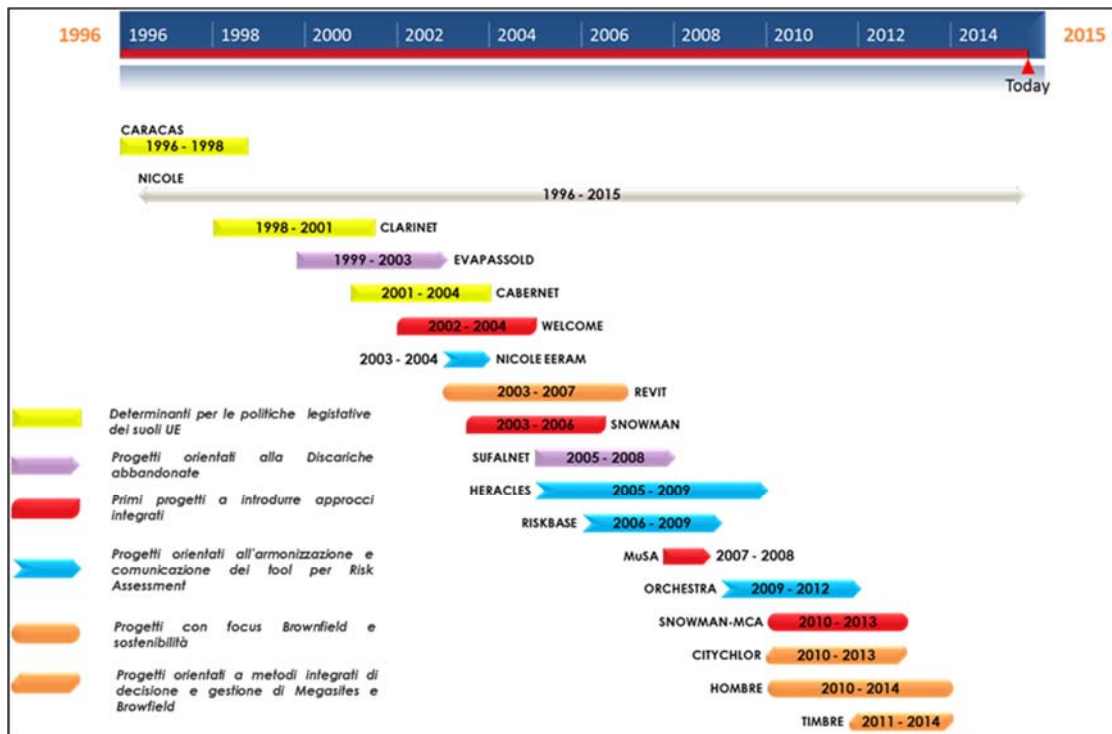


Figura 13: Progetti europei classificati per tematica

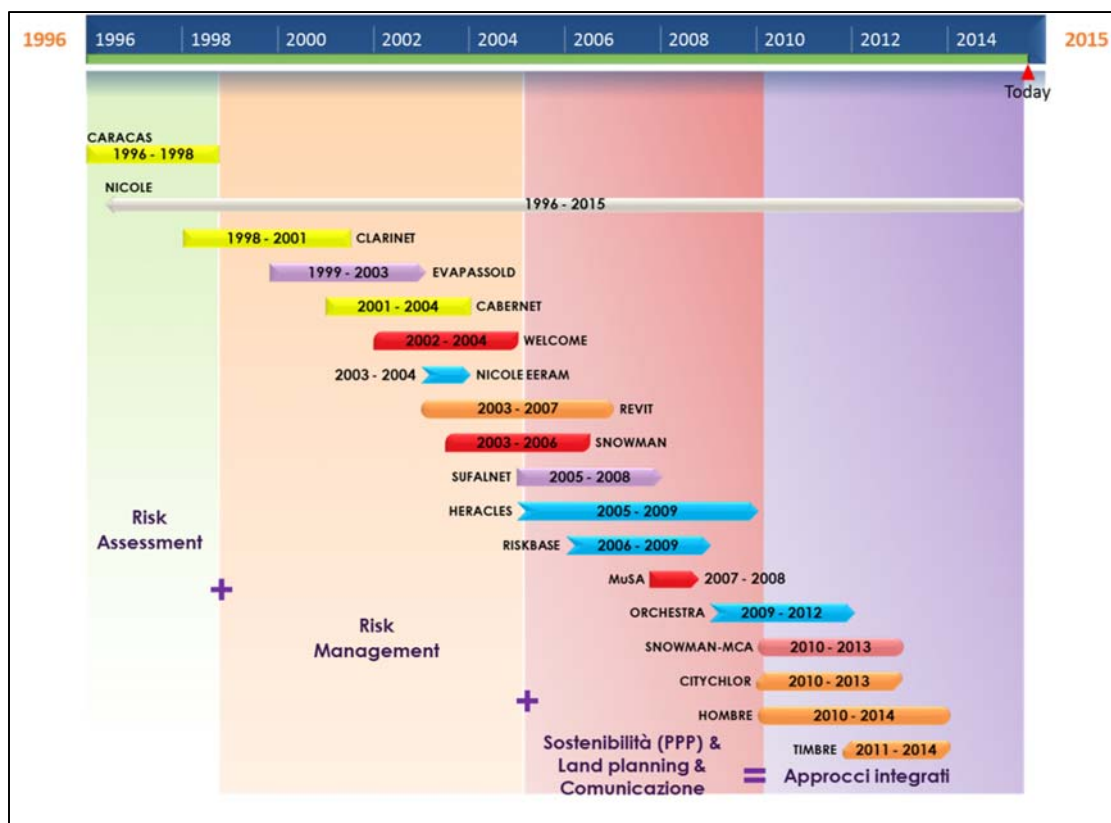


Figura 14: Progetti europei classificati sulla base della filosofia d'indirizzo.

3.4.1 CARACAS - Concerted Action on Risk Assessment on Contaminated Sites in the EU

Il progetto CARACAS del 1996 è il primo studio di grande rilevanza dedicato all'Analisi del Rischio applicata alla tematica dei siti contaminati, finalizzato alla valutazione dello stato dell'arte delle metodiche di *Risk Assessment* in Europa e alla loro prima armonizzazione. E' stato il progetto Europeo sui suoli che per primo ha gettato le basi per una cooperazione transnazionale con lo scopo di risolvere il concreto problema dell'aumento esponenziale del numero di siti contaminati e di creare una base teorica condivisa sui reali rischi e sulle effettive priorità. La ricerca si è basata sul contributo di 45 esperti provenienti da 16 diversi paesi Europei e suddivisi in 7 gruppi di lavoro: *Tossicologia Umana, Analisi del Rischio ecologico, Trasporto dei contaminanti, Indagini di campo e analisi, Modelli, Valori di riferimento, Metodiche di Analisi del Rischio*. Gli obiettivi del progetto, riassunti in Figura 15, da una parte hanno portato alla pubblicazione di linee guida (Ferguson et al., 1998) finalizzate all'armonizzazione del *Risk Assessment* in Europa - problema tuttora aperto a distanza di 15 anni, come sottolineato dalla Corte dei Conti Europea - e dall'altra sono stati propedeutici e funzionali alla creazione di ulteriori iniziative, progetti, reti di cooperazione in materia di Analisi del Rischio e gestione della tematica siti contaminati (Ferguson, 1999). Ad esempio, eredi diretti di CARACAS sono i *network* europei NICOLE e CLARINET, i quali condividono le due linee di ricerca prioritarie: "fitness for use" e "the nature of contaminate land".

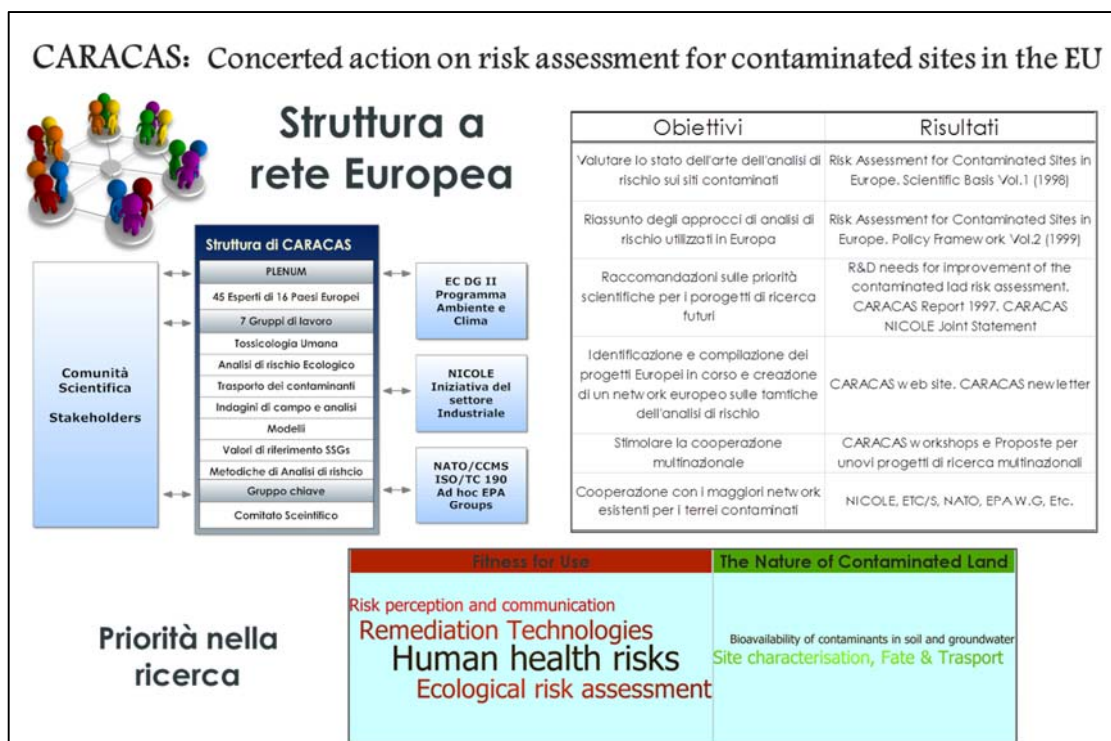


Figura 15. Sintesi degli elementi chiave del progetto europeo CARACAS.

3.4.2 NICOLE - Network for Industrially Contaminated Land in Europe

NICOLE ha ereditato da CARACAS la modalità "a rete" ed è diventato il focus e il *think tank* sui terreni contaminati del settore industriale. Si possono distinguere due momenti. Quello iniziale, attivo fino al 2002, è stato finanziato dalla comunità Europea (Ferguson and Kasamas, 1999); NICOLE è stato strutturato in 4 gruppi di lavoro legati alla quantificazione del rischio (Figura 16): biodisponibilità, flusso e trasporto dei contaminanti, metodi di screening a basso costo, attenuazione naturale, tecniche innovative di risanamento e confronto delle tecnologie consolidate, gestione e comunicazione del rischio.

Nella fase successiva, dal 2002, NICOLE è evoluto in uno dei più riusciti casi di ricerca distribuita, insieme con il *Common Forum on Contaminated Land in Europe* (2004), con lo scopo di:

- fornire una piattaforma per lo scambio di conoscenze ed esperienze finalizzato all'avvio e al successivo sviluppo di progetti di ricerca e studio internazionali;
- istituire tavoli di discussione sulle politiche, sulla ricerca e sui concetti tecnici e di gestione che riguardano i siti contaminati;
- consentire lo scambio di esperienze tra gli *stakeholders*, sfruttando in particolare l'esperienza maturata da altri *network* internazionali.

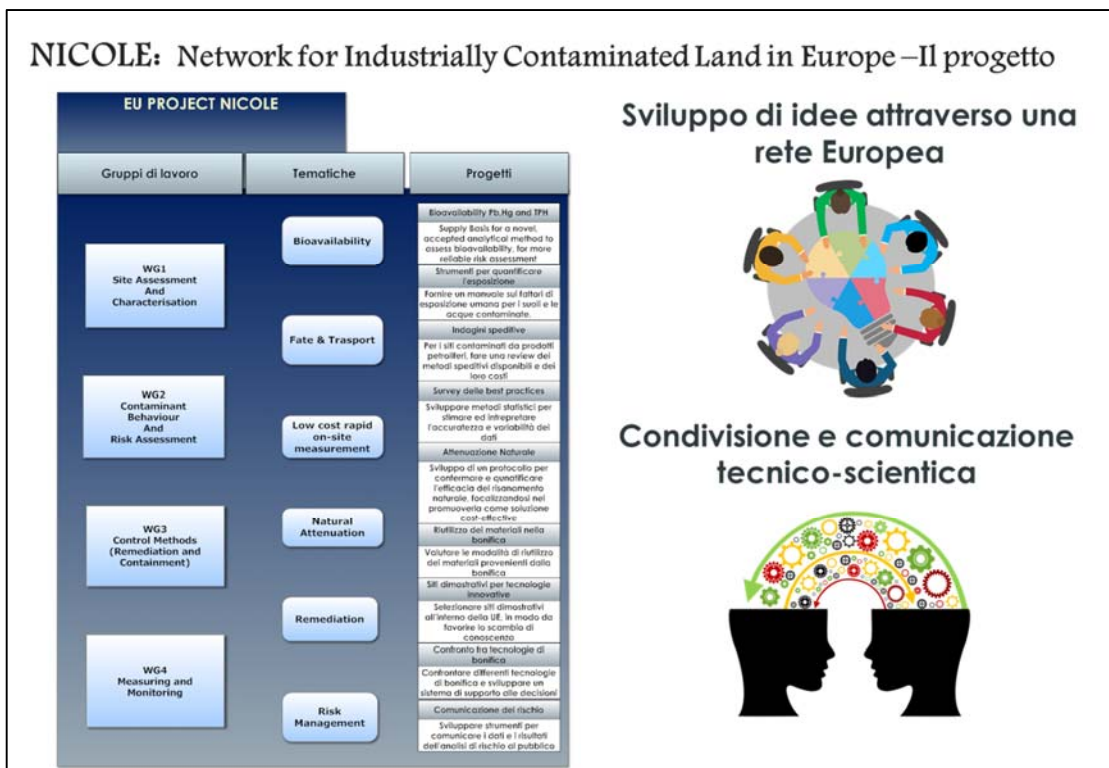


Figura 16: Sintesi degli elementi chiave del progetto europeo NICOLE.

Il network ha lavorato a 360 gradi su tutte le tematiche inerenti i suoli, producendo nel corso degli anni *Working reports*, *Position papers* e report tematici su diversi argomenti di interesse generale e particolare per il settore industriale. NICOLE è fra i primi a produrre una base tecnica solida consistente nello sviluppo di una strategia del risanamento impostata sulla gestione dei rischi (*Risk Based Land Management -RBLM*) sviluppata parallelamente in CLARINET e nel proporre un tavolo di discussione sulla sostenibilità degli interventi (NICOLE, 2002). Tali argomenti hanno avuto ulteriore sostegno dopo il 2005 (SAGTA, 2008; NICOLE, 2009), trovando le prime applicazioni pratiche significative solo dopo il 2010 con particolare insistenza sulle contaminazioni storiche (*"Road Map to sustainable remediation"* (NICOLE, 2010) e *"How to implement sustainable remediation in a contaminated land management project?"* (NICOLE, 2012)). Il network NICOLE, coadiuvato poi da altre reti (COMMON FORUM, ICCL, SNOWMAN ecc.), ha inoltre contribuito a diffondere la consapevolezza che, ai fini della sostenibilità, la gestione del territorio contaminato deve equilibrare fattori sociali, ambientali ed economici, in tal modo influenzando le politiche ambientali di quarta generazione.

Attraverso progetti specifici (ad esempio: NICOLE ERAM), lo sforzo aggiuntivo di NICOLE è stato, poi, mettere in luce che esistono forzanti reali che sbilanciano il processo di risanamento e che quindi è fondamentale comprendere per raggiungere gli obiettivi prefissati, mettendo a punto gli strumenti adeguati al controllo di tali fattori (Figura 17).

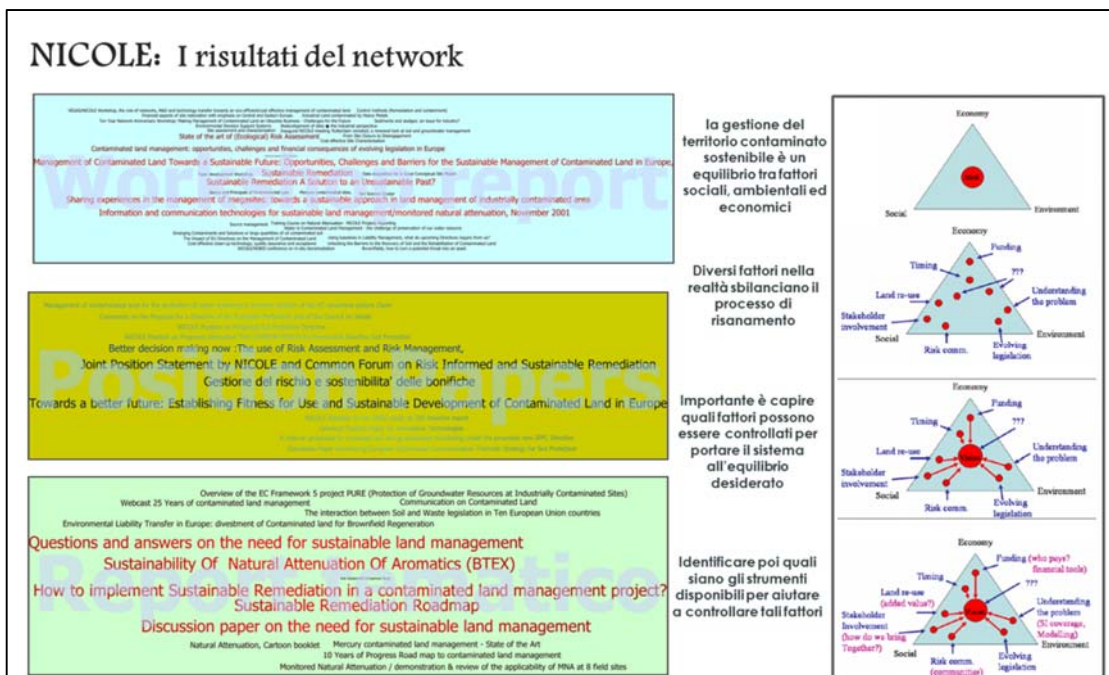


Figura 17. Sintesi dei risultati prodotto dal network NICOLE, sostenibilità e RBLM in evidenza

3.4.3 CLARINET - Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies

CLARINET è nato con lo scopo di affrontare una tematica specifica (*brownfields regeneration*), ma il suo risultato più rilevante rimane la definizione di un *framework* e di un approccio generale per il risanamento. Basato sul contributo di esperti provenienti da 16 diversi Paesi europei e coordinato dall'Agenzia Austriaca Federale dell'Ambiente, CLARINET ha infatti avuto il merito di analizzare, sviluppare e strutturare l'intero processo decisionale e gestionale orientato al riutilizzo (*rehabilitation*) dei siti contaminati, integrando, sulla traccia di NICOLE, profili multidisciplinari, tecnologici, sociali ed economici (Figura 18).

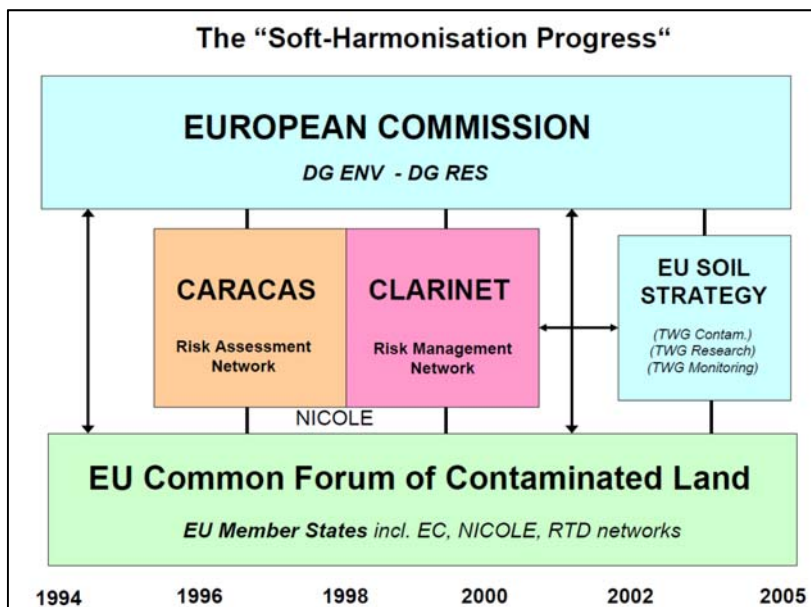


Figura 18: Processo di armonizzazione "dolce" attraverso progetti e reti Europei sui suoli (Kasamas, 2005).

Non è un caso, dunque, che CLARINET sia stato uno tra i primi progetti europei ad affrontare la tematica dei siti con **contaminazione storica**. Il *network* CLARINET, nel documento “*Sustainable management of Contaminated Land: an Overview*” (2002), definisce esplicitamente i casi di contaminazioni storica come una problematica chiave a causa della complessità della contaminazione e dei relativi processi di gestione. **Il documento citato chiarisce come necessariamente debba essere effettuata una distinzione tra nuova contaminazione e contaminazione storica**: mentre le nuove politiche ambientali sono indirizzate alla prevenzione di nuove contaminazioni, in caso di contaminazione storica l’approccio deve essere strategico e integrato, basato principalmente sulla valutazione e gestione del rischio (nei termini maggiormente dettagliati più avanti), considerando, in particolare, le implicazioni economiche e sociali associate e gli impatti comunque connessi alla loro bonifica.

Nel documento sopra citato, gli autori hanno sviluppato le ragioni per le quali risulta necessario un **approccio “olistico”** protettivo e di pianificazione territoriale, nell’individuazione delle possibili soluzioni di gestione del sito contaminato; in dettaglio, gli autori anticipano i fondamenti dell’approccio sostenibile nel risanamento dei terreni, cioè **soddisfare i bisogni delle generazioni presenti senza compromettere le possibilità delle generazioni future**.

Secondo CLARINET, infatti, nell’affrontare alcune problematiche dei siti caratterizzati da contaminazione storica è necessario riconoscere che ci sono ostacoli sostanziali di tipo tecnico ed economico nell’effettuare un completo risanamento; in tali casi, CLARINET raccomanda di utilizzare la valutazione del rischio a supporto dei processi decisionali. Ad esempio, in riferimento alla contaminazione delle acque sotterranee:

*The aim in a preventive policy is to remove or control all sources of contamination that could affect groundwater. **This can be an impossibly expensive and unfeasible undertaken in certain cases.** Some European countries have therefore developed different approaches for “new” and “old” pollution (prevent “new” pollution, remediate “old” pollution).[...]*

Various methods for groundwater cleanup are well documented now. In recent time, the discussion has increasingly focussed on extensive biological methods and Monitored Natural Attenuation (MNA). The use of MNA encourages a better understanding of processes, and can be a reasonable strategy for some of the problems.

It is essential to recognise the substantial obstacles to complete clean-up of historical pollution in groundwater, both from a technical and an economic viewpoint. The remediation of historical groundwater pollution should be addressed in a similar way to that being accepted throughout Europe for land and soil, i.e. a risk-based approach.

FONTE: CLARINET Sustainable management of Contaminated Land: an Overview, 2002

Gli autori ritengono che, al fine di individuare una soluzione sostenibile, sia quindi necessario avere un approccio olistico che consideri sia la necessità di tutelare l’ambiente che le necessità di sviluppo; solo così è possibile considerare le conseguenze di ogni specifica azione in relazione alla dimensione ambientale, economica, sociale e culturale. Come indicato nel diagramma di **Figura**

19, la decisione “sostenibile” la convergenza della tutela dell’ambiente (*environmental needs*) e degli imperativi socio-economici del risviluppo (*social & economic needs*).



Figura 19: Sintesi degli elementi chiave del progetto europeo CLARINET.

Lo strumento proposto da CLARINET in sinergia con altre reti (come CARACAS, NICOLE, NATO/CCMS, Ad Hoc International Working Group on Contaminated Land, EU Common Forum on Contaminated Land, EC DG Research, European Environment Agency, US-EPA) per la gestione delle problematiche ambientali secondo il concetto fondamentale sopra descritto è il cosiddetto “**RISK BASED LAND MANAGEMENT – RBLM**”, uno dei cardini dei modelli di gestione sostenibile.

Come riportato in **Figura 19**, le colonne portanti del “*Risk Based Land Management, RBLM*” sono (CLARINET, 2002):

- “**idoneità all’uso (*fitness for use*)**”, ossia l’adeguatezza dell’intervento in relazione all’uso delle aree: richiede che vi sia una riduzione dei rischi per l’uomo e per l’ambiente, ad un livello ritenuto accettabile dalle persone coinvolte;
- “**la protezione dell’ambiente (*protection of the environment*)**”, ossia il grado di protezione dell’ambiente: prevede che vengano considerati gli effetti sull’ambiente a prescindere dall’uso dell’area, che vengano ridotti o prevenuti gli impatti negativi e che venga conservata, o se possibile incrementata, la qualità e quantità delle risorse naturali;
- “**cura a lungo termine (*long-term care*)**”, ossia la manutenzione e gestione a lungo termine, richiesta nel caso in cui rimanga una contaminazione residuale nel terreno.

La struttura dei processi decisionali prevede di integrare due elementi chiave (CLARINET, 2002):

- 1) **il quadro temporale** (*the time frame*) – ovvero è necessaria una valutazione dei rischi e delle priorità tenendo conto dei tempi di realizzazione degli interventi, dei tempi di “recepimento” dei benefici dalla matrice interessata e degli effetti a lungo termine di detti benefici, raffrontando in tal senso più ipotesi progettuali teoricamente applicabili;
- 2) **la valutazione delle diverse soluzioni tecnico/progettuali** (*the choice of solution*) - ovvero è necessaria una valutazione in concreto delle diverse possibili opzioni tecniche e progettuali in considerazione dei benefici complessivi, dei costi, degli effetti ambientali collaterali, e del valore economico delle aree, delle condizioni al contorno delle stesse e degli *stakeholders* locali.

Questi due elementi devono essere valutati sia a livello sito-specifico che a livello strategico.

Tenendo in considerazione i due elementi sopra riportati, il processo decisionale deve indirizzare le seguenti tematiche:

- riduzione del rischio;
- requisiti connessi al riutilizzo del suolo;
- utilizzo delle capacità naturali di risposta delle risorse (suolo e acque);
- i costi di realizzazione dell'intervento;
- il coinvolgimento delle parti interessate;
- la valutazione delle incertezze e di altri vincoli esistenti.

La filosofia promossa da CLARINET sarà introdotta a livello normativo nelle politiche di gestione di diversi paesi come Inghilterra ed Olanda; sarà condivisa ufficialmente nel 2004 anche dall'Agenzia Ambientale Europea (*European Environmental Agency*) e dal gruppo di lavoro tecnico del Centro di Ricerca Europeo sulla definizione della strategia europea sui suoli (*Joint Research Center, JRC*) che nel documento “*Reports of the Technical Working Groups – established under the thematic strategy for soil protection – Volume IV –Contamination and Land Management*” ribadisce l'importanza del concetto RBLM definito per primo nel progetto CLARINET soprattutto per affrontare situazioni di contaminazione storica (Van Camp et al., 2004).

“Historical contamination is the contamination that has taken place in the past; **future contamination** is the contamination that does not exist at this moment, but may take place in the future (e.g. after some text with global principles is accepted, i.e. after a specific, to be agreed cut-off date). A site with “future contamination” is in fact a site where the preventive measures fail. [...]

From a technical viewpoint, problems from historical contamination are often more difficult to manage than contamination which might result from new activities, as the contamination has had more time to migrate to the groundwater or to neighbouring parcels.

Tackling historical contamination should be done using a “strategic approach”. Management of the contamination itself should be based on the RBLM-concept.”

“The management of contaminated land must follow the concept of Risk Based Land Management (as studied in the Clarinet-report) applied on a case by case approach.

FONTE: Technical Working Group, Volume 4, in Van-Camp et al. (2004). Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection. EUR 21319 EN/4, 872 pp. European Environment Agency – European Commission

3.4.4 CABERNET - Concerted Action on Brownfield and Economic Regeneration Network

Il progetto CABERNET, avviato nel 2002 e conclusosi come progetto dell'Unione Europea nel 2005, ha seguito il medesimo iter di NICOLE, ossia si è trasformato, in forma auto-finanziata, in un *network* multidisciplinare tuttora attivo, finalizzato all'identificazione di soluzioni pratiche per la gestione dei *brownfields*. CABERNET, supportato da NICOLE, sviluppa i concetti introdotti da CLARINET sulla strategia integrata di gestione del rischio per il riutilizzo delle aree che per eccellenza rappresentano "contaminazioni storiche", cioè i *brownfields* nelle varie accezioni e definizioni, **Figura 20**.

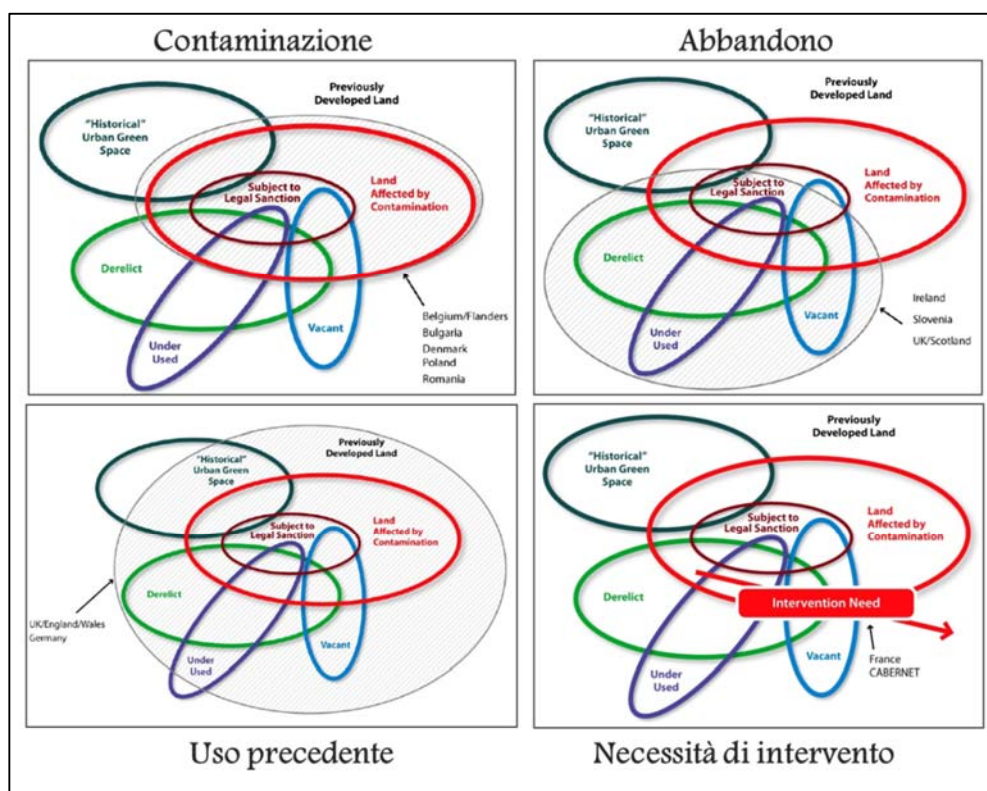


Figura 20: Relazioni fra le differenti definizioni di Brownfield nei vari paesi e quella adottata da CABERNET (NICOLE, 2011).

CABERNET è uno dei primi progetti a fornire una risposta tecnica alla linea strategica definita dall'RBLM: CLARINET infatti con l'RBLM ha identificato **cosa serve**, ma non ha risolto il problema di **come farlo** (Nathanail, 2013). CABERNET promuove dunque l'utilizzo del RBLM ma al tempo stesso lamenta la variabilità con cui l'approccio viene recepito a livello Europeo (Nathanail, 2008b) ed **identifica nella diversità di approccio, nella mancanza di competenze specifiche, di strumenti e di formazione i fattori che inibiscono lo sviluppo di tale strategia**. Si focalizza sui *brownfields* in quanto palestra per eccellenza delle "contaminazioni storiche".

Innanzitutto è formulata una definizione di *brownfield* che omogeneizza le molte accezioni presenti nei singoli stati e caratterizza il termine attraverso il concetto di **necessità di un intervento** finalizzato al suo riutilizzo (NICOLE, 2011): “*brownfields are sites that: have been affected by the former uses of the site and surrounding land; are derelict and underused; may have or perceived contamination problems; are mainly in developed urban areas; and require intervention to bring them back to beneficial use*”.

I risultati più importanti del progetto sono alcuni strumenti di analisi e valutazione delle problematiche che possono essere sintetizzati, come riportato in **Figura 21**, in 5 modelli diversi:

1. *Bath model*: modello di gestione dei *brownfields* che fornisce strumenti di indirizzo delle politiche regionali o nazionali, tra cui un modo per comprendere, pragmaticamente, se il tasso con cui si generano contaminazioni che poi diventano “storiche” è più elevato della capacità di risanarle.
2. *A-B-C model*: modello che ha assunto molta rilevanza e che è stato molto citato in quanto costituisce la base per classificare una contaminazione “storica” in termini di potenziale economico. Per la prima volta il modello classifica le contaminazioni storiche in base alla necessità di investimenti e alla capacità di risviluppo. Queste ultime possono essere di tre tipi: risviluppo naturale - esclusivamente privato (A), potenziale risviluppo con accordo misto pubblico-privato (B), risviluppo difficile, possibile solo con intervento pubblico (C). Questo modello verrà aggiornato da NICOLE nel 2006 (NICOLE, 2011) includendo anche un aspetto dei costi originariamente non presente, quelli legati all’inquinatore (*Polluter Pays Principle*, **Figura 22**).
3. *Football model*: decisamente meno fortunato del modello precedente, non verrà applicato nella pratica. L’unico merito è avere sottolineato che è necessario dotarsi di strumenti che possano schematizzare e quantificare gli interessi di tutte le parti coinvolte, tematica che sarà poi trattata in maniera più esaustiva da progetti coevi o successivi (REVIT, SNOWMAN-MCA, CITYCHLOR, HOMBRE).
4. *Land puzzle model*: modello che affronta la necessità di inserire il processo di risanamento all’interno di una logica di pianificazione urbana complessiva. Sebbene poco utilizzato, è uno fra i primi modelli che affronta questo tema sotto il profilo inerente i terreni contaminati, sul quale si concentrerà anche il progetto Europeo REVIT.
5. *Interaction Matrix*: strumento messo a punto per definire l’influenza di una componente di progetto sulle altre. Si introduce un concetto che diventerà fondamentale con lo sviluppo dell’approccio sostenibile: **pesare più componenti progettuali in maniera trasparente**. Questo sforzo iniziale sarà poi ripreso nel progetto HOMBRE dai medesimi partner coinvolti in CABERNET e porterà allo sviluppo dello strumento BR2 in HOMBRE.

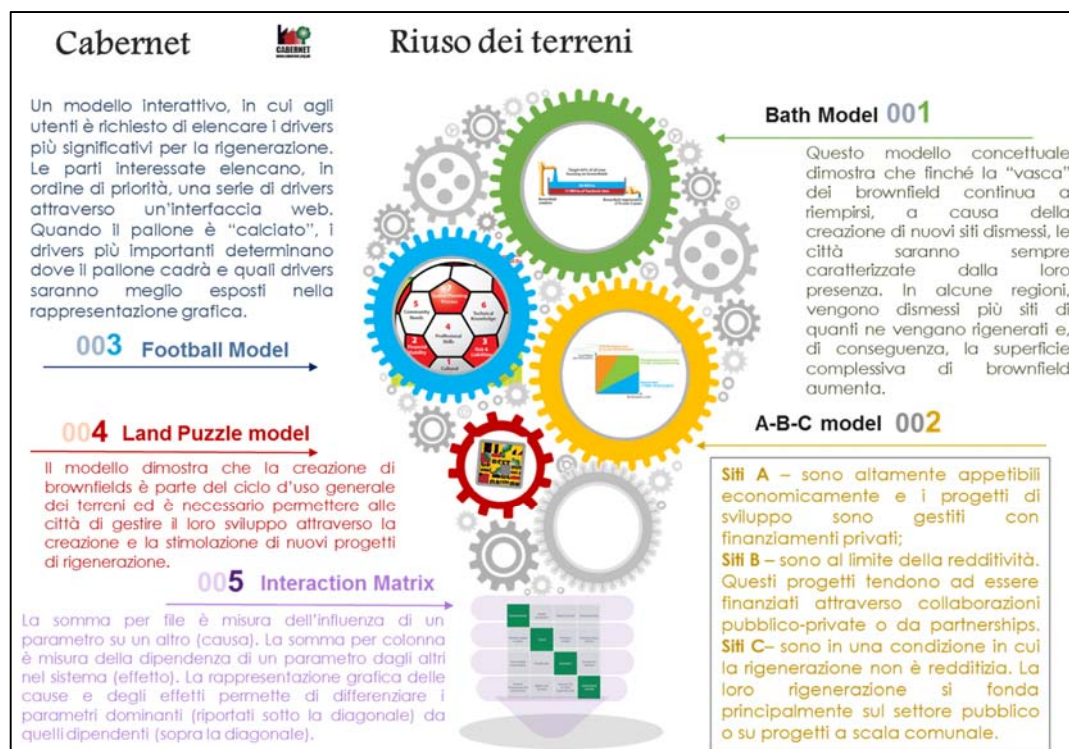


Figura 21: Sintesi degli elementi chiave del progetto europeo CABERNET.

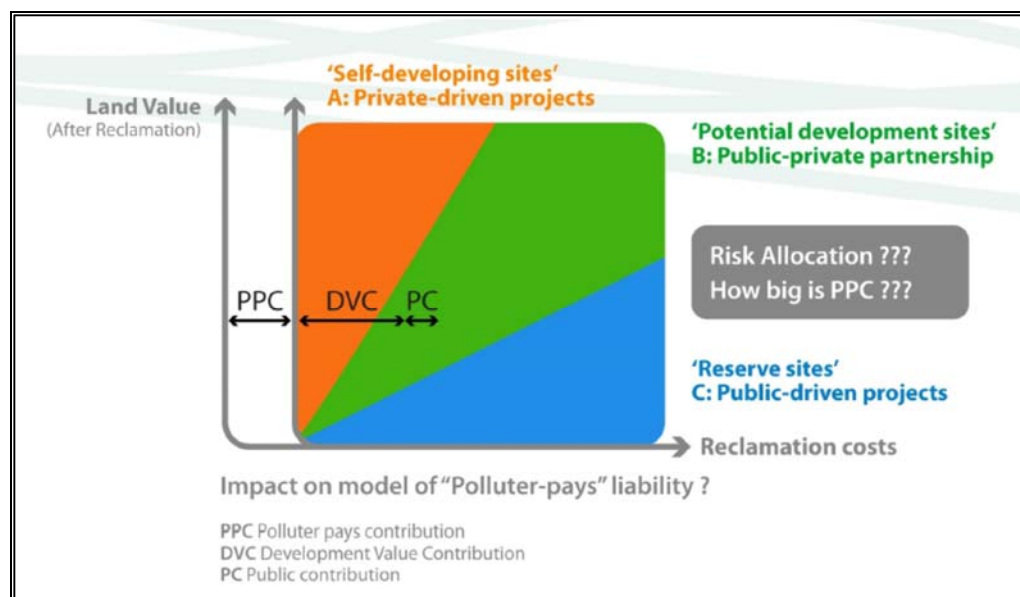


Figura 22: Modifica del modello ABC di CABERNET condotta da NICOLE nel 2006 (NICOLE, 2011).

3.4.5 WELCOME – Water Environment, Landscape Management at contaminated Megasites

Questo progetto ha avuto, tra i vari obiettivi, anche quello di fornire strumenti applicativi per colmare il vuoto fra la strategia RBLM e l'effettiva applicazione a livello nazionale. WELCOME si focalizza sui "megasiti" e per la prima volta, ne fornisce una definizione (Rijnaarts, H. and C. Wolfgang, 2003):

- Megasito: *“Un’area contaminata che non ha una soluzione semplice, per cui la pianificazione e la gestione è diventata complessa per una o più delle seguenti caratteristiche:*
 - *un’area vasta di contaminazione o di potenziale impatto (scala di km²) con:*
 - o *più proprietari;*
 - o *più soggetti interessati (proprietari, Autorità, NGO, vari portatori di interesse);*
 - o *più fruitori finali.*
 - *costi insostenibili per un risanamento completo a causa di vincoli politici, sociali o tecnici con le tempistiche previste dalle attuali politiche sui suoli”.*

Il progetto ha sviluppato un approccio graduale (Großmann et al., 2005; Marsman et al., 2005; Malina et al., 2006; Weiss, 2006; Grotenhuis et al., 2008; Wycisk, 2013), che utilizza la situazione di contaminazione iniziale come punto di partenza: un’Analisi di Rischio che prende in considerazione il sistema acqua-suolo e la fattibilità tecnica ed economica delle azioni di bonifica, obbliga i soggetti responsabili al rispetto della bonifica dei suoli, ma gestisce la contaminazione delle acque sotterranee in maniera areale unitaria secondo una logica sostenibile per il sistema complessivo. WELCOME, inoltre, è stato tra i primi progetti a promuovere l’attenuazione naturale come tecnologia per il risanamento degli acquiferi contaminati su larga scala (Rugner et. al. 2004, Heidrich et. Al. 2005).

L’obiettivo principale di tale progetto (**Figura 23**) è stato, quindi, la creazione di uno strumento analitico in grado di fornire ai gestori ambientali un sistema per la gestione integrata (*“Integrated Management System - IMS”*) della contaminazione dei terreni e delle acque di falda in tali siti, utilizzando la strategia RBLM applicata a problematiche reali: contaminazioni storiche molto estese, più soggetti presenti responsabili della contaminazioni e non, insostenibilità tecnica ed economica degli interventi. Secondo le evidenze emerse da WELCOME, il modello RBLM teorico funziona solo in casi semplici, mentre nei casi complessi richiede strumenti nuovi e un passaggio naturale di adeguamento della legislazione dei singoli paesi ai principi del diritto comunitario - chi inquina paga primo fra tutti. L’aspetto innovativo del progetto consiste nel definire un approccio “integrato” e nell’introdurre il concetto di intervento di gestione e riduzione del rischio **per macro aree**.

Un caso applicativo di tale metodologia (Bitterfeld) è descritto nel Capitolo 3.

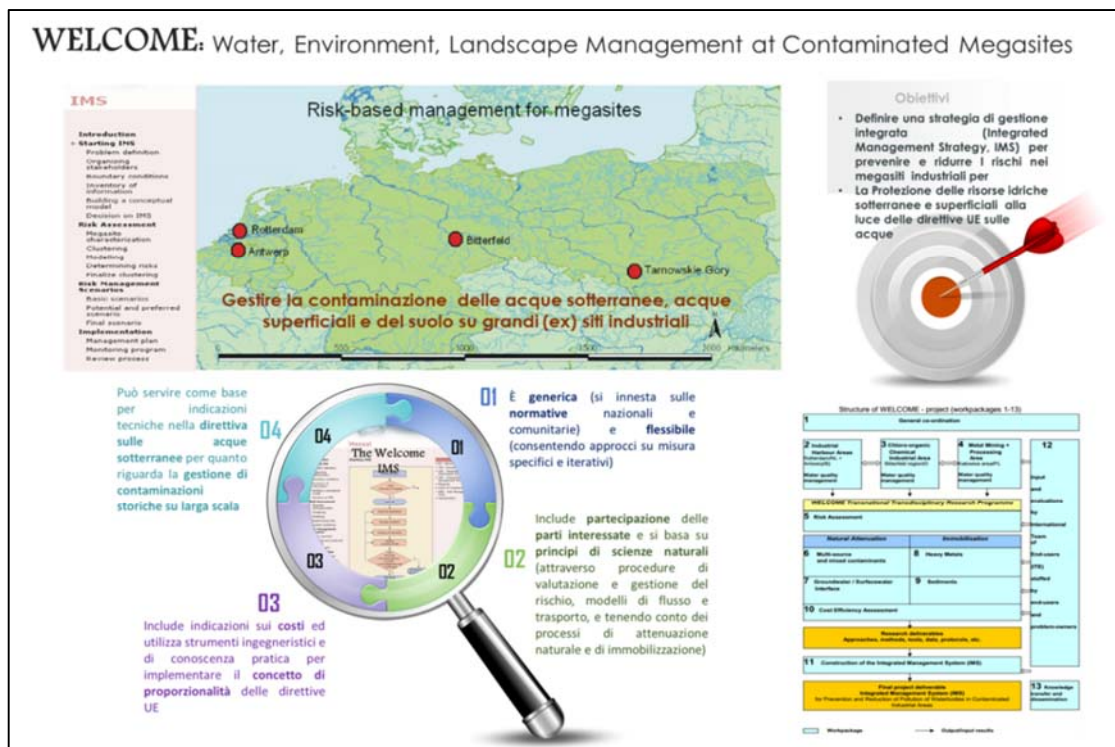


Figura 23: Sintesi degli elementi chiave del progetto europeo WELCOME.

Tale filosofia ha ispirato alcuni studi finalizzati alla classificazione delle strategie di intervento in tre approcci possibili (Groenewold, 2013): *case-oriented approach*, *cluster-oriented approach*, *regional-oriented approach*. Il progetto, nato in Olanda, avrà poi forte influenza nella modificazione delle politiche di gestione delle contaminazioni: nel 2012 sono state introdotte modifiche nel *Soil Protection Act* Olandese (acronimo Wbb) con lo scopo di applicare un approccio *regional-oriented* alla contaminazione delle acque sotterranee (Wbb art. 55c, Wbb art. 55d, Wbb art. 55e, Wbb art. 55f, Wbb art. 55g, Wbb art. 55h, Wbb art. 55i).

Validi strumenti tecnici a supporto di questo approccio generale sono stati poi forniti attraverso altri progetti Europei, quali INCORE (INCORE 2003) e MAGIC (*Management of Groundwater at Industrially Contaminated Areas*, MAGIC 2008).

3.4.6 SUFALNET – Sustainable use of former and abandoned landfills

Il progetto europeo **SUFALNET** e la sua prosecuzione **SUFALNET4EU** (Figura 24) propongono l'utilizzo di strategie di gestione basate sulla valutazione dei rischi "**Risk Based Land Management**" **RBLM** anche per le discariche chiuse (Sufalnet, 2009; Nathanail, 2011), definendo tale approccio come fondamentale per pianificare le azioni future e per determinare la necessità di eventuali interventi e misure "aftercare" (post chiusura): "as mentioned above, the issues of risk and risk management are central to sustainable landfill management. **SufalNet has adopted the concept of risk-based land management (RBLM) as a key approach throughout its work. RBLM can be used in a site-specific context and to prioritize aftercare measures when several sites are considered at a regional level**".

Inoltre, per assicurare che il risviluppo dei siti contaminati (nel caso specifico di SUFALNET, ex siti adibiti a discarica o comunque a stoccaggio rifiuti) avvenga in modo sostenibile, in fase decisionale

devono **essere considerate non solo le specifiche componenti ambientali associate alla presenza di rifiuti, ma anche gli aspetti economici e sociali associati alla bonifica**. In tal senso, **l'integrazione del concetto di sostenibilità nel processo di gestione e lo sviluppo delle discariche rappresenta un cambiamento rivoluzionario per molti stakeholders** (Figura 24). Il progetto ha interessato un gran numero di discariche chiuse (26) in diversi paesi europei (SUFALNET4EU, 2012).

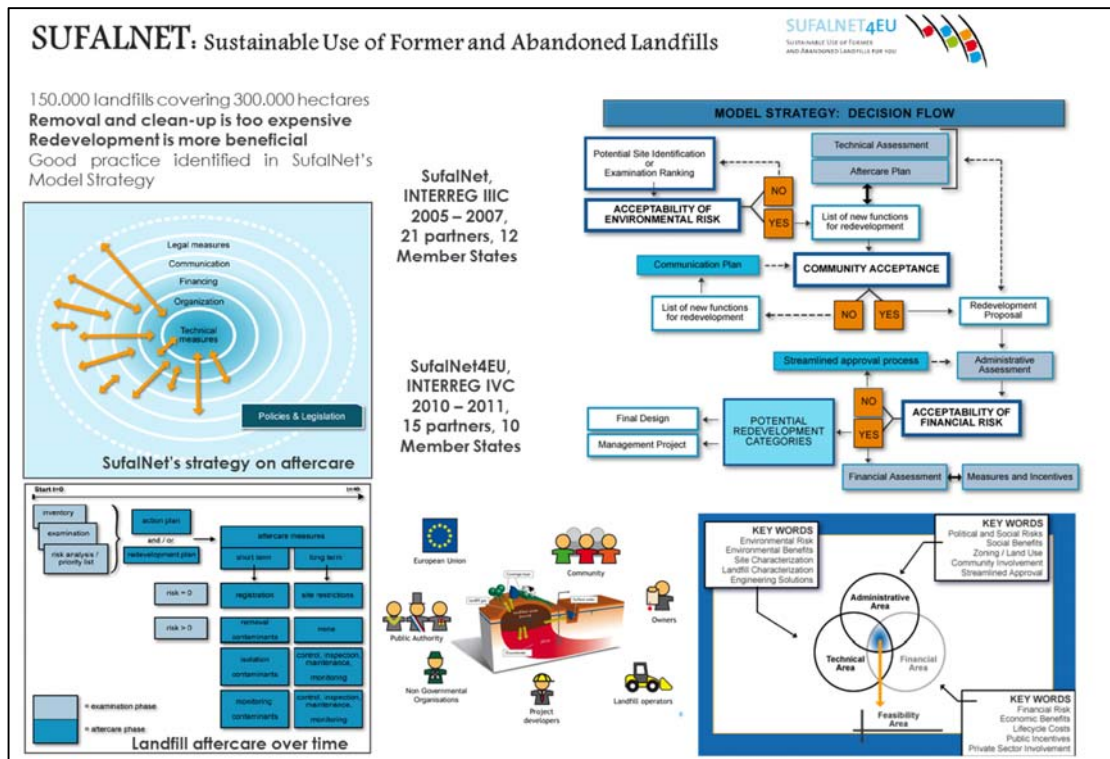


Figura 24: Sintesi degli elementi chiave del progetto europeo SUFALNET (Beijnen, 2010).

3.4.7 HERACLES – Human Health and Ecological Risk Assessment for Contaminated Lands in EU Member States

Oltre a fornire strumenti nuovi per indirizzare il risanamento verso un sistema *Risk Based* e di gestione del rischio, i filoni di ricerca europei si sono posti l'obiettivo – solo parzialmente raggiunto – di risolvere il problema della disomogeneità fra i singoli Paesi per i due elementi chiave nelle procedure di risanamento dei terreni, cioè **il livello d'inclusione nella definizione di sito contaminato ed il livello che determina la necessità di intervento** (si veda il Paragrafo 2.1).

Il progetto HERACLES del Joint Research Center – JRC - (Carlon, 2005; Carlon, 2010) ha avuto l'obiettivo di definire e sviluppare riferimenti comuni per l'implementazione dell'analisi di rischio ecologica e sanitaria per i terreni contaminati (*"Development of common references for human and ecological risk assessment for contaminated land"*, Figura 25), condividendo l'impegno con il network NICOLE, che negli stessi anni ha promosso il progetto EERAM (*Evaluation of European Risk Assessment Models*, NICOLE, 2004; Walden et al., 2005). Entrambi i progetti hanno mostrato (Provoost et al., 2006; Carlon, 2007; Provoost et al., 2008; Swartjes et al., 2009) come vi sia un problema Europeo di omogeneizzazione sia in termini di livello di inclusione del sito nelle liste delle aree "contaminate" o "potenzialmente contaminate" (valori di screening, Figura 26), sia di soglia

di intervento calcolata dai modelli utilizzati nei singoli paesi (Walden et al., 2005); il problema, come rilevato dalla Corte dei Conti (Darmendrail, 2013), permane tuttora. E' necessario lavorare non per uno strumento comune, ma per strumenti nazionali che forniscano risultati coerenti, tali per cui ciò che in Italia pone un rischio inaccettabile a parità di condizioni deve porre il medesimo rischio in Germania.

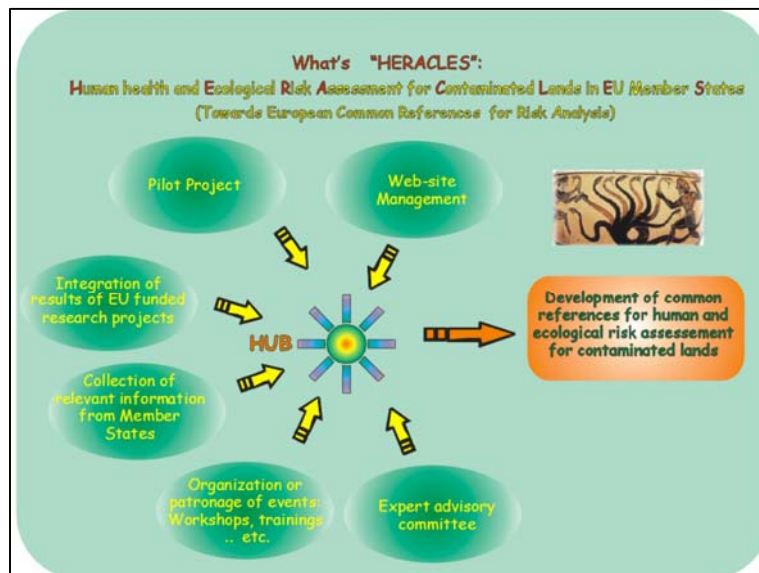


Figura 25: Obiettivi e struttura del progetto HERACLES del JRC (Carlón, 2005).

mg/kg d.w.	AUT	BEL(F)	BEL(W)	CZH	FIN	DEU	ITA	LIT	NOR	NDL	POL	SWE	USA	max	min
Arsenic	50	110	300	70	50	50	20	10	2	55	20-55	15	22	300	2
Cadmium	10	6	30	20	10	20	2	3	3	12	4-10	0.002	37	37	0.002
Cromium (total)	250	300	520	500	200	400	150	100	25	380	150-380	120	100000	100000	25
Copper	600	400	290	600	150			100	100	190	100-200	100	3100	3100	100
Mercury	10	15	56	10	1	20	1	1.5	1	10	2-10	1	23	56	1
Lead	500	700	700	300	200	400	100	100	60	530	100-200	80	400	700	60
Nickel	140	470	300	250	100	140	150	75	50	210	50-210	35	1600	1600	35
Zinc	-	1000	710	2500	250	-	-	300	100	720	300-720	350		2500	100
Trichloroethylene		1.4				-	1		-	60	0.01-10	5	5	60	1
Benzene		0.5	0.4	2	0.2	-	0.1	0.5	-	1	0.1-50	-	0.08	2	0.2
Benzo(a)pyrene	5	0.5	4.4	0.8	2	4	0.1	0.1	-	*	0.03-40	-	0.09	5	0.1

Figura 26: Differenze nei valori soglia di ingresso per alcuni contaminanti nelle normative nazionali (Carlón 2010).

3.4.8 SNOWMAN– Sustainable management of soil and groundwater under the pressure of pollution and contamination (2004-2014)

Se HERACLES ha l'obiettivo di uniformare gli strumenti disponibili, SNOWMAN cerca di armonizzare gli sforzi di ricerca a livello Europeo creando un network (Figura 27) che promuova a 360° nuovi progetti di ricerca per i suoli orientati alla sostenibilità (Vermeulen et al., 2006; J. Vermeulen e Veen, 2009; Bulck, 2013) e che sia indipendente da NICOLE, a carattere prettamente industriale, o da altre reti a carattere politico-istituzionali (Common Forum e ICCL) o specifico come CABERNET.

Fra i progetti più interessanti promossi dalla rete SNOWMAN si evidenziano:

- SNOWMAN-Musa, "MuSA - Integrating Multiple Scale Impact Assessment on Ecosystems for Contaminated site management – Final Research Report", 2007-2008 (Figura 28).
- SNOWMAN-MCA, "Multi-criteria analysis of remediation alternatives to access their overall impact and cost/benefit, with focus on soil function (ecosystem services and goods) and sustainability" (Figura 29).

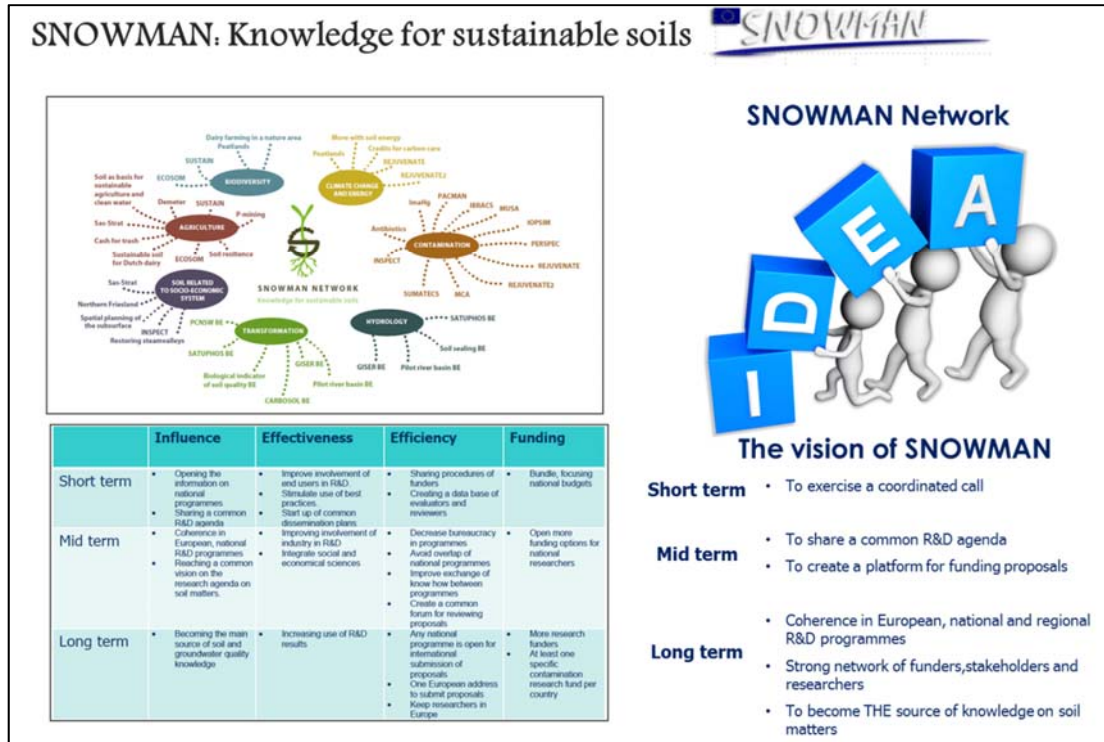


Figura 27: Descrizione della rete di conoscenza sui suoli SNOWMAN (Frauenstein, 2009).

A partire dal 2005 la ricerca si focalizza sugli strumenti necessari per adeguare ai progetti reali il concetto teorico della sostenibilità. Il primo progetto (Payet, 2009) ha l'obiettivo di comprendere se gli strumenti che si utilizzano comunemente per quantificare la sostenibilità nei processi produttivi (LCA - *Life Cycle Assessment*) possano essere utilizzati nel processo decisionale del risanamento dei terreni contaminati, da soli o integrati con strumenti già esistenti quali l'analisi di rischio ecologica (ERA - *Ecological Risk Assessment*). I risultati del progetto hanno mostrato che i due strumenti (LCA, ERA) sono difficilmente integrabili **in quanto agiscono su scale temporali e spaziali ed a livelli di organizzazione dei sistemi biologici differenti** (Figura 28). Tuttavia, i risultati di entrambi, utilizzati separatamente e con una taratura dei dati di input e dei modelli previsionali, forniscono risultati coerenti.

Il secondo progetto, nato più tardi, appoggia in pieno la filosofia delle bonifiche sostenibili e ha come obiettivo lo sviluppo di una procedura per un'analisi multicriterio che possa essere applicata in modo pragmatico nella valutazione della sostenibilità delle alternative di bonifica (Volchko *et al.*, 2014), attraverso due strumenti: il primo è SF_BOX, che fornisce una gerarchia fra le funzioni del suolo, il secondo è SCORE (Volchko, 2014) che implementa operativamente l'MCA nella selezione delle tecnologie (Rosén *et al.*, 2011).

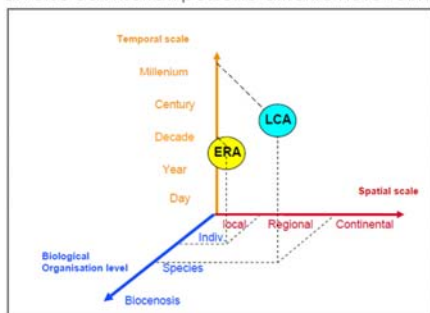
SNOWMAN-MUSA: Integrating Multiple Scale Impact Assessment on Ecosystems for Contaminated site management

Obiettivo:

L'obiettivo principale del progetto è quello di **costruire uno strumento di supporto decisionale** che riunisce **valutazione del rischio ambientale (ERA)** e **Life Cycle Assessment (LCA)** per la gestione terreni contaminati.

Risultati:

L'LCA e l'ERA possono essere utilizzati in parallelo per la scelta della strategia più appropriata gestione del territorio. Tuttavia, anche se entrambi gli approcci possono affrontare l'impatto sugli ecosistemi e sulla salute umana, le basi metodologiche sono molto diverse ed i risultati possono differire notevolmente.



Il progetto MUSA ha evidenziato alcune evidenti discrepanze tra LCA ed ERA a livello concettuale e anche in termini di dati di input. Tuttavia, entrambi gli strumenti di supporto alle decisioni affrontano obiettivi analoghi e possono fornire risultati coerenti.

In termini di prospettive, i temi prioritari sono

- (1) un maggior cura nel definire la variabilità della composizione del terreno per lo sviluppo di modelli più accurati e
- (2) gli organismi bersaglio e gli indicatori di biodiversità utilizzati nella LCA devono essere considerati in parallelo con la diversità degli organismi in sito o zona per garantire una valutazione coerente a scala locale, regionale e continentale.

Figura 28: Sintesi degli elementi chiave del progetto europeo SNOWMAN-MUSA.

SNOWMAN-MCA: "Multi-criteria analysis (MCA) of remediation alternatives to access their overall impact and cost/benefit, with focus on soil function (services and goods) and sustainability"

Obiettivo

Sviluppare una procedura per analisi multicriterio (MCA), che può essere applicata in modo pratico per la **valutazione della sostenibilità delle alternative di bonifica**

Nello specifico poi:

Incorporare **effetti sulle funzioni del suolo** per valutare la sostenibilità in un MCA.

Formulare **un prototipo per condurre l' MCA** applicata praticamente nel processo di bonifica per individuare alternative di bonifica sostenibile..

Risultati

- Una gerarchia tra le funzioni del suolo, i processi del suolo, i servizi del suolo ed i servizi ecosistemici, fornendo un insieme di funzioni del suolo legate a criteri e sub criteri ecologici, socio-culturali ed economici da utilizzare nel processo decisionale MCA.
- Un insieme minimo di dati (MDS) di indicatori di qualità del suolo per la valutazione della sua funzione, e uno strumento software (SF-BOX) per il calcolo delle variazioni della qualità del suolo in base alla proposta di MDS.
- Un approccio strutturato e trasparente per integrare gli aspetti funzionali del suolo e l'uso del suolo nella valutazione della sostenibilità delle alternative di bonifica utilizzando MCA.

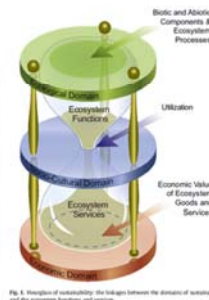
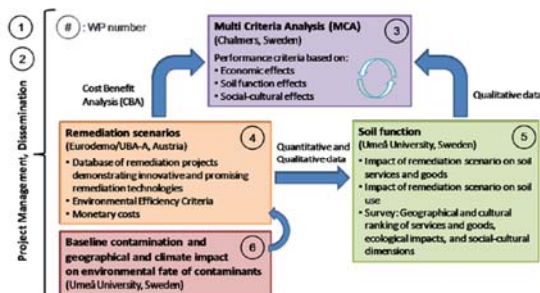


Figura 29: Sintesi degli elementi chiave del progetto europeo SNOWMAN-MCA (Bergknut, 2011).

3.4.9 HOMBRE– Holistic Management of Brownfield Regeneration; TIMBRE – Tailored improvement of brownfield regeneration in Europe

Esiste, poi, un filone recente che ancora non ha riscontro normativo, il quale sintetizza le tematiche sviluppate integrandole in relazione ad elementi socio-economici e programmatici, quali il coinvolgimento degli *stakeholders*. Tali progetti - i più rilevanti dei quali sono HOMBRE, REVIT e TIMBRE - hanno, tuttavia, il merito di mantenere elevato il livello di comunicazione sul riuso dei siti, e di condividere soluzioni progettuali multidisciplinari a livello europeo come base fondamentale per un approccio sostenibile partecipato. Figli della crisi economica europea che dopo il 2008 ha spuntato le ali all'economia immobiliare (Limasset et al., 2014), si tratta di una seconda generazione di progetti, i quali si focalizzano sul riuso dei *brownfields*, identificando nell'approccio integrato e sostenibile la chiave di volta per arrivare ad un ciclo di vita delle aree dismesse che le porti nel lungo termine ad azzerarsi (Figura 30).

Dal momento, poi, che la sostenibilità deve conciliare più aspetti, gli strumenti principali su cui far ricerca diventano **le tecniche di scelta e di supporto alle decisioni e la selezione degli indicatori** da utilizzare nella selezione delle tecnologie (Bardos e Menger, 2013). HOMBRE sviluppa una matrice delle opportunità di risviluppo e il sistema BR2 (Ashmore, 2014).

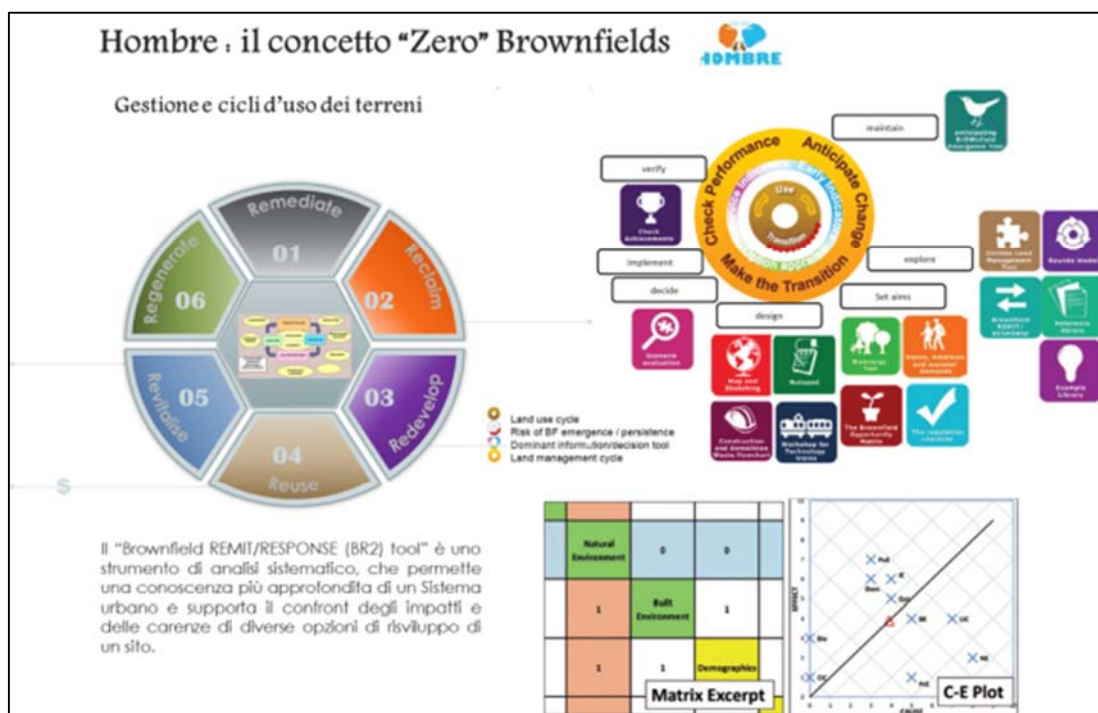


Figura 30: Sintesi degli elementi chiave del progetto europeo HOMBRE (Duijne, 2014).

TIMBRE (Figura 31) si focalizza invece su un sistema di supporto alle decisioni (Rizzo et al., 2013) che guidi nelle scelte finalizzate alla riqualifica del sito e due strumenti gestionali:

- un *Site Assessment Tool* (Agostini et al., 2012; Morio, 2014), il cui scopo principale è stimolare sin dalle prime fasi del processo decisionale tutti i soggetti coinvolti, mostrando per ogni scenario i possibili benefici e conseguenze. Il sistema si basa su una valutazione olistica di tre componenti: i costi di risanamento, i benefici economici sulla base di valori di mercato e sulla sostenibilità dello scenario in un determinato orizzonte temporale.

- un *Priorisation Tool* (Klusáček, 2013), che è stato progettato per i soggetti portatori di interesse (autorità statali e regionali, agenzie di sviluppo regionale, urbanisti, agenzie di finanziamento, etc.) responsabili di territori ampi (città, distretti, regioni o stati), o per i *cluster* costituiti da aree industriali dismesse. Tale strumento gestionale è stato sviluppato per identificare quali siti dovrebbero essere preferibilmente dismessi ed eventualmente risanati e per dare una priorità per il risanamento. Le metodologie di definizione delle priorità esistenti sono generalmente basate su principi di analisi decisionale multi criterio (MCDA), valutando i siti in base a criteri di selezione (detti anche fattori, indicatori, variabili, ecc.). Le selezioni di fattori da applicare sulla base delle metodologie esistenti sono molto simili tra loro: TIMBRE ne ha classificati 10 come importanti, di cui 5 prioritari. Tutte le metodologie esistenti per la definizione delle priorità hanno tentato di applicare i principi dello sviluppo sostenibile e di "crescita intelligente" nella selezione dei fattori, valutando i siti dal punto di vista dello sviluppo economico e potenziali rischi ambientali e di vivibilità sociale.

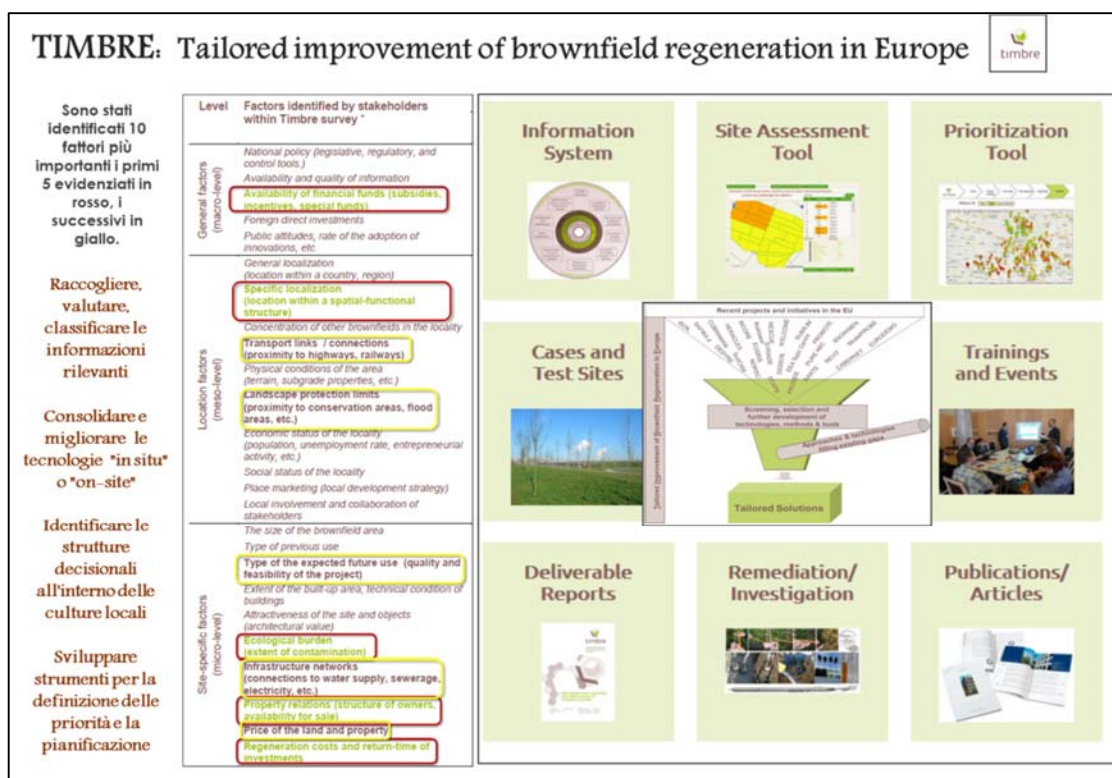


Figura 31: Sintesi degli elementi chiave del progetto europeo TIMBRE (Bartke et al., 2012).

3.4.10 CITYCHLOR – Integrated approach for urban development

CityChlor è un progetto di cooperazione internazionale co-finanziato dall' "INTERREG IVB North-West Europe (NWE)", uno strumento finanziario dell' "European Union's Cohesion Policy". Nasce da partner Nord Europei insieme con la Francia ed eredita le tematiche affrontate da WELCOME, aggiornandole nell'ottica della sostenibilità. Esso ha avuto l'obiettivo di integrare i concetti della sostenibilità nella pianificazione territoriale.

Si caratterizza e ha un ruolo rilevante per alcuni aspetti relativi alla strategia generale, in quanto:

- **l'approccio deve essere integrato** (CITYCHLOR, 2010; Roovers, 2013) e coinvolgere tutti gli *stakeholders*; pone l'attenzione anche su quegli aspetti che vanno oltre le questioni puramente tecniche della bonifica, ma che sono comunque rilevanti per fronteggiare i problemi derivanti dalla presenza di contaminazioni da sorgenti clorurati in ambiente urbano (ad esempio, aspetti socio-economici come lo sviluppo urbano, l'ambiente, gli attori coinvolti - attivi e passivi - e il contesto);
- **l'approccio deve essere orientato alle reali necessità dell'area**, rendendo possibile la bonifica, il monitoraggio e il controllo dei *plume* di contaminazione nel suolo e nelle acque di falda in un'area di interesse (CITYCHLOR, 2012 e 2013; Schnakenburg, 2013; Vries, 2013), intesa non solo come la zona direttamente colpita dalla contaminazione stessa, ma come spazio rappresentativo di un intero *brownfield*, di una città o di un'intera area naturale, costituito da tutti i suoi compartimenti (suolo, acque di falda, soil gas, aria indoor etc).

Il progetto CITYCHLOR ha il merito di aver sollevato in maniera lucida il problema della comunicazione (CITYCHLOR 2013b, Verhoeven 2013), intesa non solo come rapporto fra decisori e parti interessate, ma anche come "diversità di linguaggi" tra elementi di per sé appartenenti a mondi diversi: l'aspetto ambientale, l'aspetto sociale e l'aspetto economico ([Figura 32](#)).

In conclusione, il progetto ha identificato dieci diversi fattori di successo per uno sviluppo urbano sostenibile, quali:

- la comunicazione, fattore centrale e collante tra tutti gli altri elementi;
- identificazione e inclusione degli attori;
- costruzione di un nuovo business;
- ricerca di obiettivi comuni;
- decisioni e accordi condivisi;
- gestione efficace del processo;
- gestione delle conoscenze e delle innovazioni tecnologiche;
- progettazione a lungo termine, considerando un *timeframe* più lungo;
- organizzazione del coinvolgimento degli Enti e tipologia di organizzazione;
- rispetto delle norme.

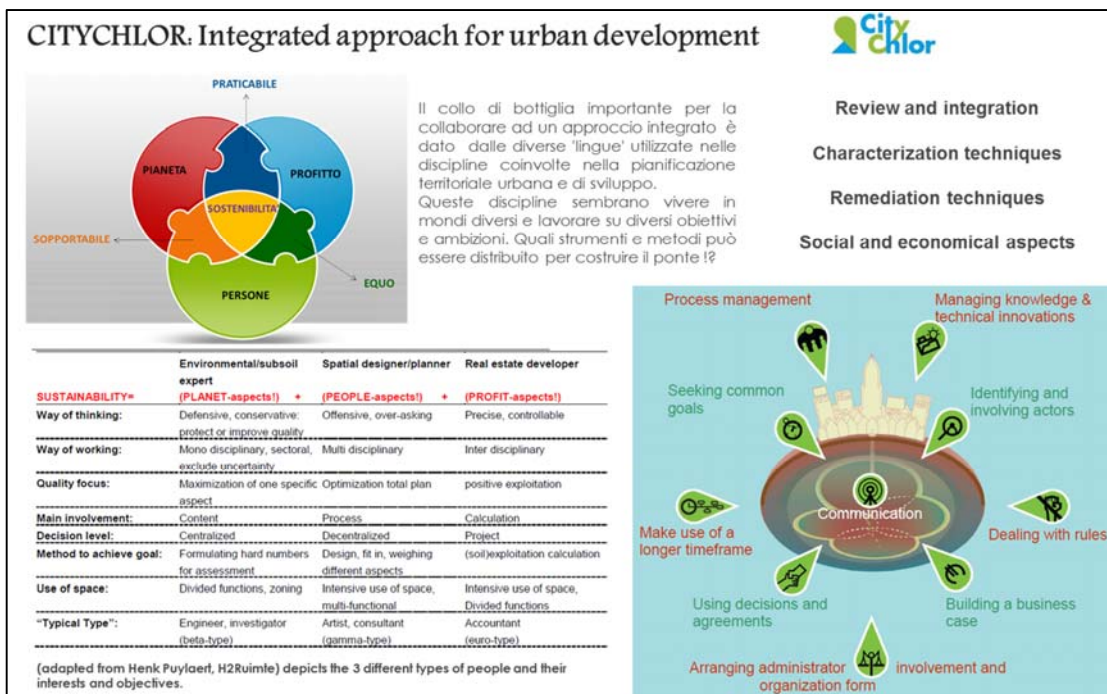


Figura 32: Sintesi degli elementi chiave del progetto europeo CITYCHLOR.

3.4.11 SUBR:IM – Sustainable Urban Brownfield Regeneration: Integrated Management; UPSOIL – Sustainable soil upgrading by developing cost effective, biogeochemical remediation approaches; SuRF UK – Sustainable Remediation Forum UK

Mentre CITICHLOR, HOMBRE e TIMBRE lavorano solo marginalmente sulla sostenibilità delle “tecnologie in senso stretto”, altri progetti invece si focalizzano prevalentemente su tale aspetto. Nell’approccio alla sostenibilità è, infatti, determinante la selezione di una tecnica che pesi le tre componenti che portano all’equilibrio – come sottolineato anche dal *network* NICOLE (NICOLE, 2012; Figura 33).

SUBR:IM ha anticipato gli altri progetti in tal senso e ha osservato che, per una progettazione sostenibile delle bonifiche, sarebbe utile una valutazione dei reali impatti delle diverse tecnologie di bonifica. Ha quindi sviluppato e utilizzato una nuova metodologia volta a identificare dove sorgano particolari effetti tecnici ed ambientali, al fine di adattarne per tempo il processo decisionale.



Figura 33: Strumenti utilizzati nel valutare la sostenibilità degli interventi (NICOLE, 2012).

Tale metodologia si basa su quattro criteri generali:

- i benefici futuri devono superare i costi di bonifica, compresi quelli misurati in termini non finanziari;
- è necessario verificare che le azioni di bonifica comportino un impatto minore rispetto a quello causato dalla contaminazione presente nel terreno;
- l'impatto ambientale di realizzazione del processo di bonifica (che include gli impatti di tutti i processi coinvolti tra cui, ad esempio, il trasporto, le emissioni in aria, il consumo energetico, l'uso di materiali secondari, i rifiuti prodotti, l'uso diretto delle risorse naturali e l'impatto dei materiali utilizzati) **deve essere quantificabile** e, di conseguenza, ridotto;
- la scala temporale su cui si verificano le conseguenze ambientali, e quindi il rischio per le generazioni successive, va valutata nel processo decisionale.

La gamma di tecnologie potenzialmente utilizzabili per la bonifica è vasta e, pertanto, qualsiasi valutazione degli effetti di tali tecniche deve essere in grado di considerare un'altrettanto ampia gamma di potenziali impatti che potrebbero sorgere a seguito della loro attuazione. È stata sviluppata una metodologia che incorpora un'analisi multi-criterio (MCA) e un'analisi dettagliata dell'impatto (DIA); entrambe hanno un approccio basato sull'analisi del ciclo di vita.

UPSOIL, invece, è ispirato al pragmatismo olandese che, come mostrato in [Figura 34](#), ha saputo sollevarsi dalla crisi della fine degli anni ottanta, in cui le tecniche di risanamento convenzionali si accompagnavano a tempi lunghissimi e costi altrettanto elevati, attraverso modifiche radicali della *policy* verso approcci *Risk Based*. Tale percorso ha portato alla ricerca di tecniche sempre meno invasive, quali quelle in sito e quelle che sfruttano i fenomeni naturali (MNA) con una riduzione anche delle tempistiche d'intervento.

Due esempi applicativi di tale filosofia sono riportati nell'analisi di casi reali: la discarica di Volgermeerpolder e la discarica di Kanaalpolder (Capitolo 3).

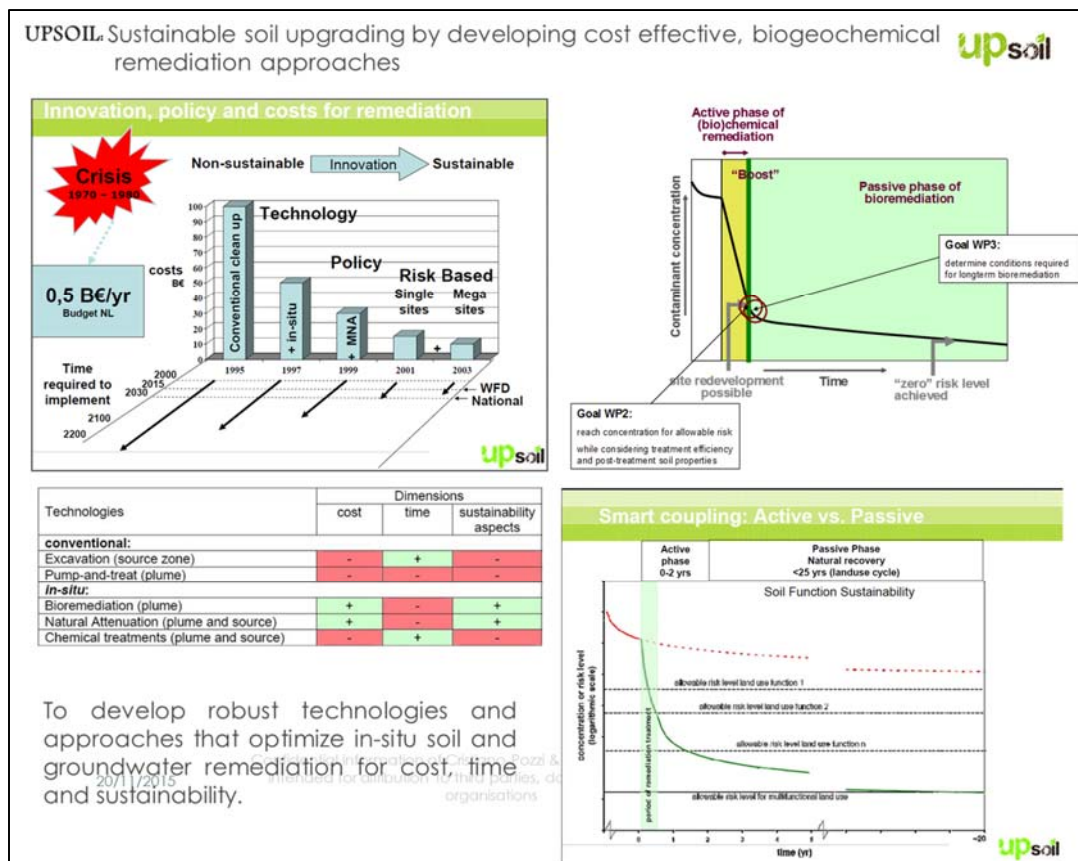


Figura 34: Elementi caratterizzanti il progetto europeo UPSOIL (Hartog, 2009).

Infine, lo sforzo maggiore nell'identificare una procedura applicativa della logica sostenibile al risanamento dei suoli è stato condotto dai *Sustainable Remediation Forum* in USA e in UK (SURF USA e SURF UK), che, supportati da CL:AIRE (Contaminated Land Applications in Real Environments), fra il 2010 e il 2014 hanno dato forma all'approccio sostenibile nei progetti reali. Dapprima hanno fornito un'ossatura generale (SURF UK, 2010; Figura 35), che ancora oggi sembra essere fra le più chiare e complete disponibili, poi hanno completato una disamina accurata dei singoli indicatori (Bardos, 2010) e delle tecniche di quantificazione (SuRF, 2014), condotta in parallelo anche da NICOLE (NICOLE, 2012).

L'aspetto più interessante di queste ultime iniziative non è tanto legato alla messa a punto di tecniche e di indicatori, ma nell'aver compreso che esistono **due macrolivelli di implementazione delle decisioni sulla sostenibilità**, come evidenziato nel documento di SURF UK "A Framework for Assessing the Sustainability of Soil and Groundwater Remediation" (Figura 36):

- una fase pianificatoria a scala regionale-provinciale o locale;
- una fase progettuale di selezione delle tecnologie.

Infine, gioca un ruolo importante anche il **confine di valutazione inteso come limite spaziale e temporale di applicabilità degli strumenti**, elemento che diventa in alcuni casi determinante e può cambiare la prospettiva dell'intervento.

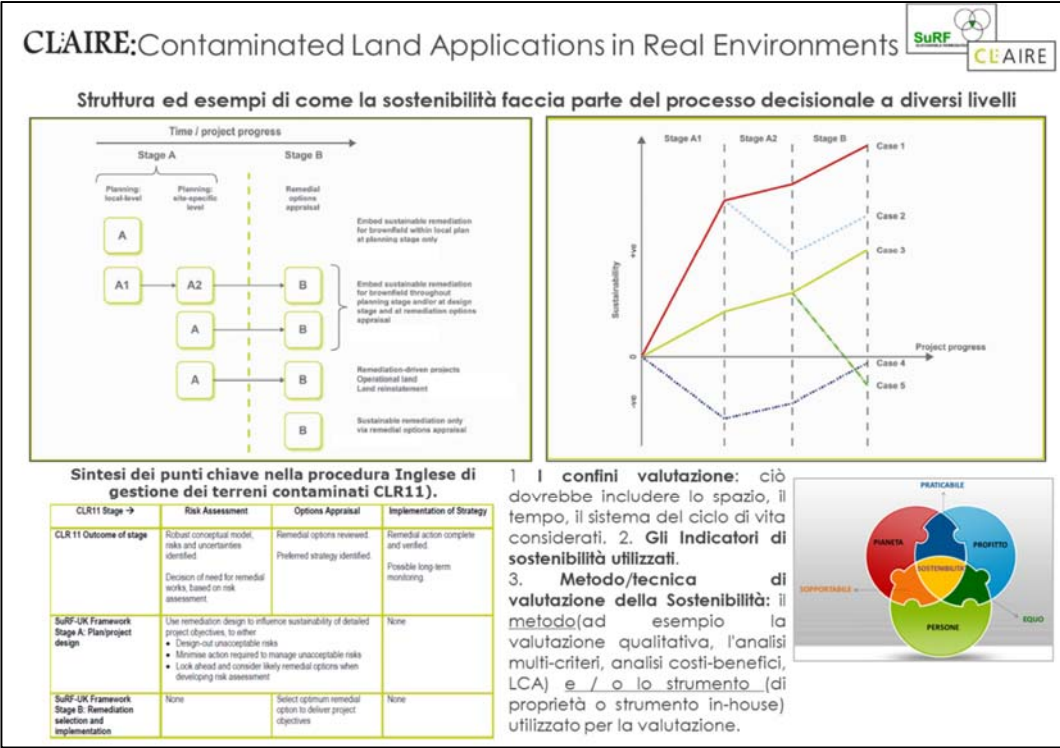


Figura 35: Sintesi degli aspetti chiave dell'approccio alla sostenibilità proposto da SuRF UK nel network CL:AIRE.

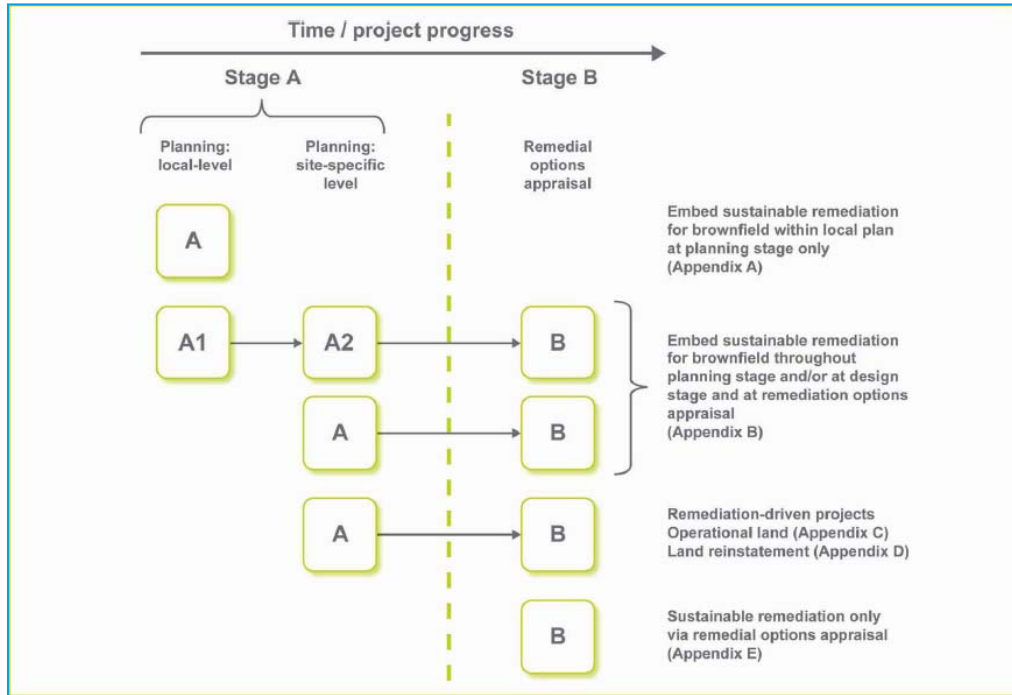


Figura 36: Dettaglio sulle varie fasi in cui può intervenire un approccio sostenibile al progetto (SuRF UK, 2010).

4. INTERVENTI SOSTENIBILI PER IL RISANAMENTO DELLE CONTAMINAZIONI STORICHE – CASI APPLICATIVI

Nel seguito viene riportata una disamina di importanti casi europei nel quale il risanamento della contaminazione storica è stato impostato in applicazione dei principi di sostenibilità. I casi sono inoltre descritti con maggior dettaglio in **Allegato 1**.

4.1 L'area di Georgswerder nel centro di Amburgo (Germania)

L'area di Georgswerder nel centro di Amburgo costituisce un esempio di approccio pragmatico al risanamento dei siti caratterizzati da contaminazione storica e di un'efficace gestione degli interventi mirata alla riduzione dei rischi.

L'area sorge nella valle del Fiume Elba, si estende su una superficie di 45 ettari ed è uno dei vecchi siti di conferimento rifiuti più grandi della Germania. Originariamente dal 1948 al 1979 sono stati smaltiti 14 milioni di m³ di rifiuti urbani, demolizioni e rifiuti industriali. In particolare dal 1967 al 1974 furono scaricati al suo interno circa 200.000 m³ di rifiuti industriali da industria petrolchimica, di cui 150.000 m³ liquidi e stoccati in dieci bacini. Successivamente i bacini furono riempiti di rifiuti urbani per consentire l'assorbimento dei liquami industriali. Il sito, in base alle informazioni disponibili, è stato chiuso nel 1979 ed è stato sottoposto al regime di bonifica dei siti contaminati.

Nel 1983 le autorità di Amburgo hanno dichiarato la bonifica del sito in emergenza, in seguito all'evidenza di emissioni di gas che danneggiavano la vegetazione ed al ritrovamento di diossine nel percolato (Götz, 1984; Först et al., 1988). Cionondimeno, **l'approccio di bonifica è stato impostato sin dall'inizio in un'ottica di sostenibilità, di valutazione dei rischi e di monitoraggio**. Dalle informazioni disponibili non risulta che sia mai stata considerata l'ipotesi di smaltire il contenuto in altra discarica.

La logica di risanamento (Sokollek et al., 2003), orientata al pragmatismo, è stata impostata alla riduzione degli effetti della contaminazione sull'ecosistema attraverso:

- un sistema di copertura della discarica multi-strato;
- un sistema di estrazione dei gas;
- un sistema di raccolta periferica del percolato e un sistema di estrazione addizionale verticale del percolato in due dei dieci bacini contenenti rifiuti liquidi, completato da un impianto di depurazione *multi-step*;
- un sistema di bonifica delle acque sotterranee.

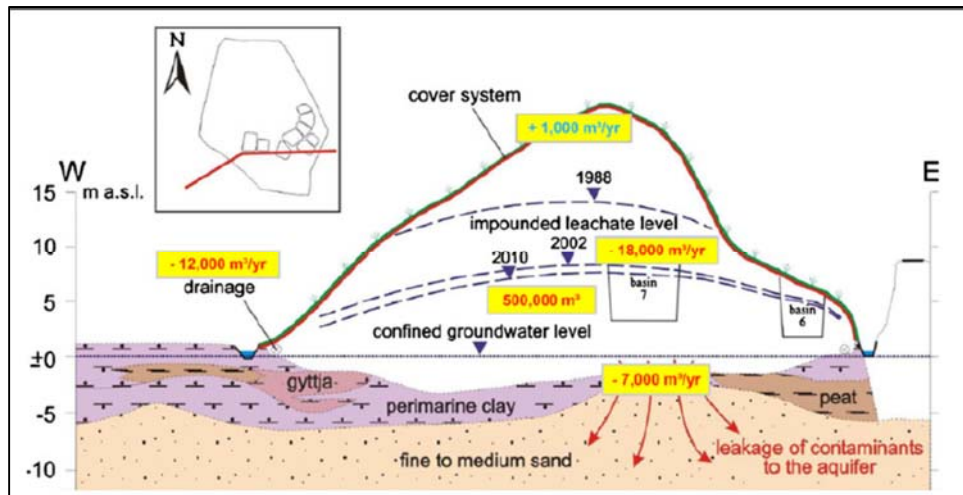


Figura 37: Profilo della discarica di Georgswerder con i livelli del percolato dal 1988 to 2010 (Götz et al., 2013).

Il sistema completo di recupero del percolato è a regime dal 1995. Il pompaggio e la bonifica delle acque sotterranee sono stati avviati nel 1997.

Uno degli aspetti chiave che ha determinato il successo di tale soluzione è la collaborazione attiva fra tutti i soggetti coinvolti a livello nazionale, nonché una particolare strategia di comunicazione del problema a livello internazionale - che caratterizza buona parte dei più complessi progetti tedeschi - secondo la quale un problema tecnico-legale complesso deve essere ricondotto all'alveo della ricerca scientifica. Infatti, le soluzioni proposte per la discarica di Amburgo, in particolare sul bilancio idrogeologico per la produzione del percolato, hanno coinvolto sforzi di ricerca ingenti ed i risultati prodotti sono stati un punto di riferimento per le discariche in Europa.

Neppure al perdurare della contaminazione in falda nel 2001, sono state proposte soluzioni radicali. A fronte dei nuovi requisiti definiti dalla Decisione 2003/33/CE, che stabilisce i criteri di conferimento in discarica, è stata programmata solamente l'intensificazione della raccolta del percolato dai bacini di rifiuti liquidi (Götz et al., 2013).

L'approccio adottato, basato sulla logica del controllo e anticipatore delle filosofie di gestione del rischio (RBLM) anche attraverso una corretta comunicazione dei rischi reali, ha consentito di risanare una condizione estremamente complessa e potenzialmente pericolosa e ha addirittura trasformato un'area compromessa in vera e propria risorsa. Attualmente, infatti, l'area, essendo sopraelevata, è stata convertita a parco eolico ed è considerata esempio di approvvigionamento di energia pulita e rinnovabile a livello mondiale (IBA 2013). Infine, in merito alla fattibilità di siffatti interventi, va ipotizzato che, se le aree in oggetto - discariche chiuse - non fossero assimilabili, ai sensi della normativa tedesca, a siti storici contaminati, il controllo del rispetto delle prescrizioni delle Direttive UE verosimilmente sarebbe risultato vincolante.

4.2 Il sito di Halle Lochau (Germania)

Il sito di smaltimento rifiuti di Halle Lochau costituisce un esempio di come le contaminazioni storiche siano difficili da risanare a posteriori. In questo caso, la soluzione proposta per mettere in sicurezza l'area di Halle Lochau, a fronte della chiusura imposta per il recepimento della Direttiva UE 1999/31/CE sulle discariche di rifiuti, ha richiesto una specifica ricerca e sperimentazione sul

campo, onde non arrecare un peggioramento delle condizioni ambientali rispetto alla condizione pre-chiusura.

Il sito di Halle Lochau è ubicato in una ex miniera a cielo aperto a circa 5 km a Sud Est di Halle, una città di 238.000 abitanti della Germania Est. La discarica comprende il cosiddetto Ostschlauch (parte orientale) su un'area di 296 ha (Rapthel, 2007).

La vecchia miniera a cielo aperto è frutto dell'attività mineraria per estrazione della lignite condotta dal 1901 al 1969. Il sito di Halle Lochau nel 1973 è stato autorizzato per lo smaltimento di rifiuti domestici, nell'area indicata in **Figura 38**. Lo smaltimento iniziò nel 1976 e fino al 1990 approssimativamente 5-6 milioni di tonnellate di rifiuti di ogni tipo sono stati smaltiti nella discarica, soprattutto domestici e da demolizione di edifici. Dal 1990-1991 lo smaltimento dei rifiuti domestici e da attività commerciali è stato suddiviso in due aree: i domestici nell'area Nord e i commerciali nell'area Sud. Nell'area Ovest è stato predisposto un settore speciale per l'amianto. Alla fine del 2004 l'area di scarico era di 81,5 ha e il volume della discarica di 17 milioni di m³. L'altezza supera i 20 m.

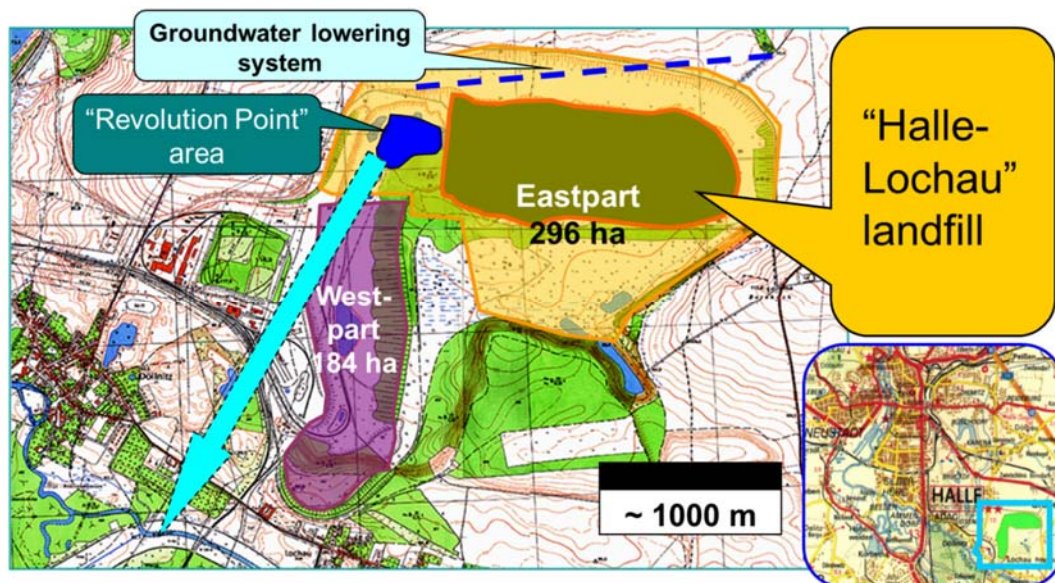


Figura 38: Posizione della discarica "Halle Lochau" (Rapthel, 2007).

Uno degli aspetti caratteristici della discarica è il suo regime autorizzativo. Dopo la riunificazione, le Autorità Abfallwirtschaft GmbH Halle Lochau diedero, in data 24 dicembre 1990, la notifica per il prosieguo delle attività di smaltimento nella discarica di Halle Lochau, secondo l'Unification Treaty Act. L'ufficio minerario di Halle confermò l'esistenza di una licenza autorizzativa per la discarica. E' quindi evidente come, nel passaggio dalla Ex-DDR alla Germania nella Comunità Europea, non vi sia stato un controllo dei requisiti di autorizzazione, ma solo una presa d'atto, pur essendo in vigore all'epoca le direttive 75/442/CEE, 76/403/CEE, 78/319 CEE. Anche dopo la direttiva 99/31/CEE, nel 2001 le autorità Governative di Halle emisero una **speciale licenza per il conferimento di rifiuti non trattati** fino al maggio 2005.

Prendendo poi atto che la Legislazione Europea stabilisce che le discariche al di sotto del livello delle acque debbano essere chiuse entro il 2009, i regolamenti tedeschi anticiparono il termine al 2005. Tuttavia la legge non prevede misure di protezione ambientali speciali per la chiusura e il controllo post chiusura delle discariche al di sotto del livello delle acque. La criticità nasce quindi

dalla dismissione del sistema di aggottamento delle acque sotterranee, retaggio del periodo minerario. Se fermato, al momento della chiusura della discarica si formerebbe infatti al suo interno, nell'area di miniera, un lago con una profondità media di 50 m. Una parte di discarica sarebbe quindi allagata (**Figura 39**).

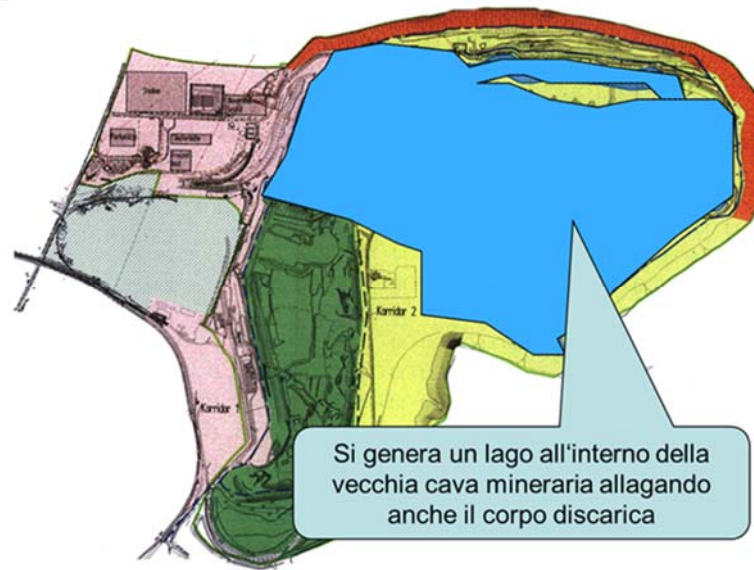


Figura 39: Allagamento della discarica "Halle Lochau" (Rapthel, 2007) in seguito alla chiusura.

Era quindi sostenibile mantenere un aggottamento permanente all'infinito? Nel tentativo di rispondere a tale domanda, è sorta l'esigenza di trovare una soluzione compatibile con le normative, protettiva dell'ambiente e sostenibile sul lungo termine.

Su tali basi fu intrapreso un progetto di ricerca per verificare quale soluzione consentisse di generare il minor impatto possibile, seppur inevitabile. Furono proposte sei soluzioni (scenari) che prevedevano il riempimento della parte restante della discarica in lotti differenti e parziali allagamenti del corpo rifiuti. Dal punto di vista complessivo, la più sostenibile delle soluzioni fu identificata nella formazione di un lago nell'area del *Revolution Point*, allagando parzialmente la discarica e colmandola con ceneri di carbone.

La discarica quindi è un **esempio concreto di come le eredità del passato, gestite e pensate con ottiche differenti, obblighino a pensare soluzioni che siano sostenibili e che talvolta richiedano elasticità** e un'interpretazione estesa del principio di proporzionalità, contenuti nelle stesse direttive Europee.

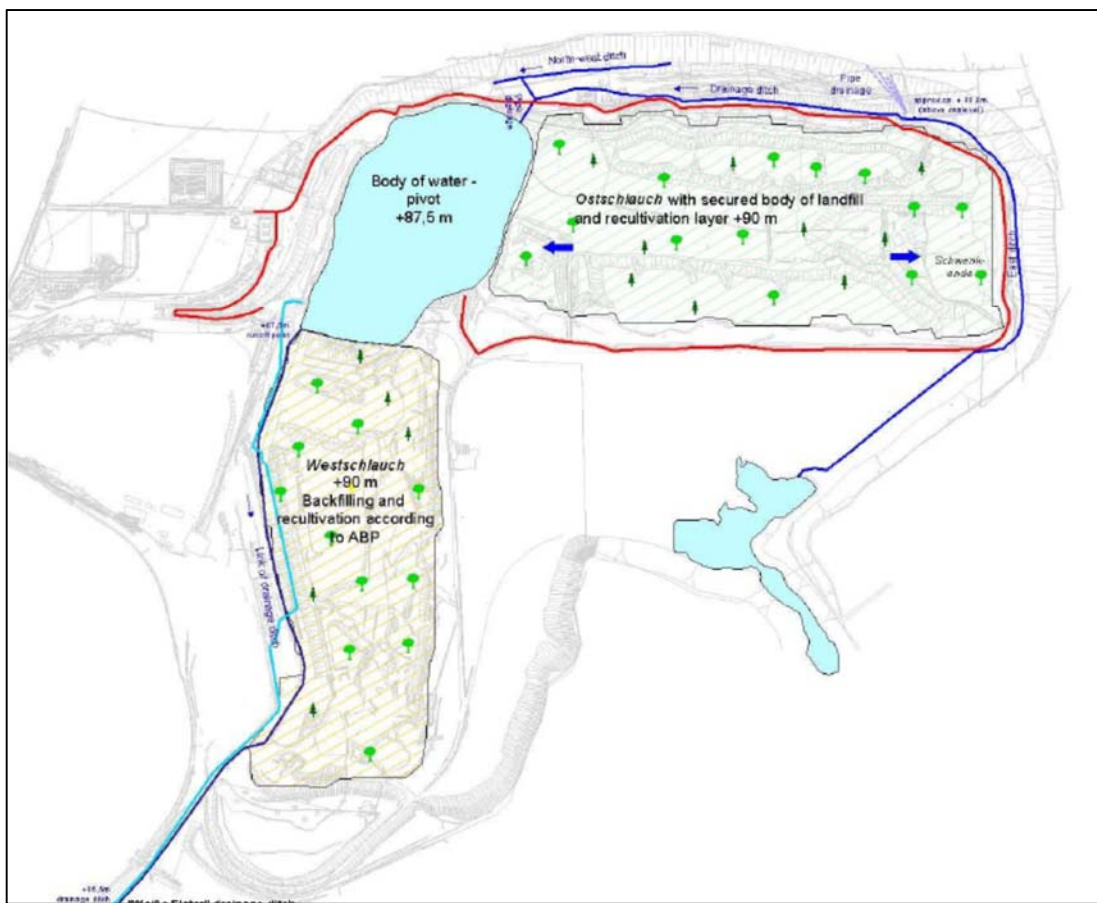


Figura 40: Configurazione finale proposta per la discarica Halle Lochau (Rapthel, 2007), in seguito alla chiusura.

4.3 La discarica di Brofiscin (Regno Unito)

Il Regno Unito, pur essendo fra i primi ad aver adottato politiche di risanamento e di gestione dei rischi derivanti dalle contaminazioni del sottosuolo, non ha mai adottato un approccio specifico alle contaminazioni storiche. Il metodo utilizzato si è sempre basato sulla verifica del collegamento effettivo fra contaminazione e recettore finale: solo dopo aver verificato che tale percorso è effettivamente attivo vengono valutati il rischio e le eventuali misure correttive. L'approccio agli interventi, poi, è sempre stato sito-specifico e comprensivo di tutti gli impatti potenziali, compresi quelli derivanti dagli interventi stessi di risanamento.

Il sito di smaltimento rifiuti di Brofiscin è noto alle cronache per essere uno dei siti più contaminati nel Regno Unito. Appare interessante in questo caso la gestione mirata al controllo dei rischi, anche in una condizione potenzialmente molto critica, che in altri paesi avrebbe causato l'insorgere dell'opinione pubblica ed il ricorso a misure drastiche. Qui, al contrario, **sebbene il soggetto responsabile fosse noto, le autorità hanno adottato un approccio di basso profilo, premendo per una bonifica volontaria: la cultura del rischio e la comunicazione hanno infatti consentito di transitare solo in un secondo momento da soluzioni provvisorie ad una soluzione conclusiva a carico del soggetto inquinatore.**

La cava di Brofiscin si trova a Nord-Ovest di Cardiff e a Nord di Groesfaen nel Galles del Sud (Figura 41). Il sito è delimitato a Sud Ovest, Sud e Sud-Est da abitazioni residenziali e terreni agricoli e si estende su una superficie di circa 1,5 ettari.

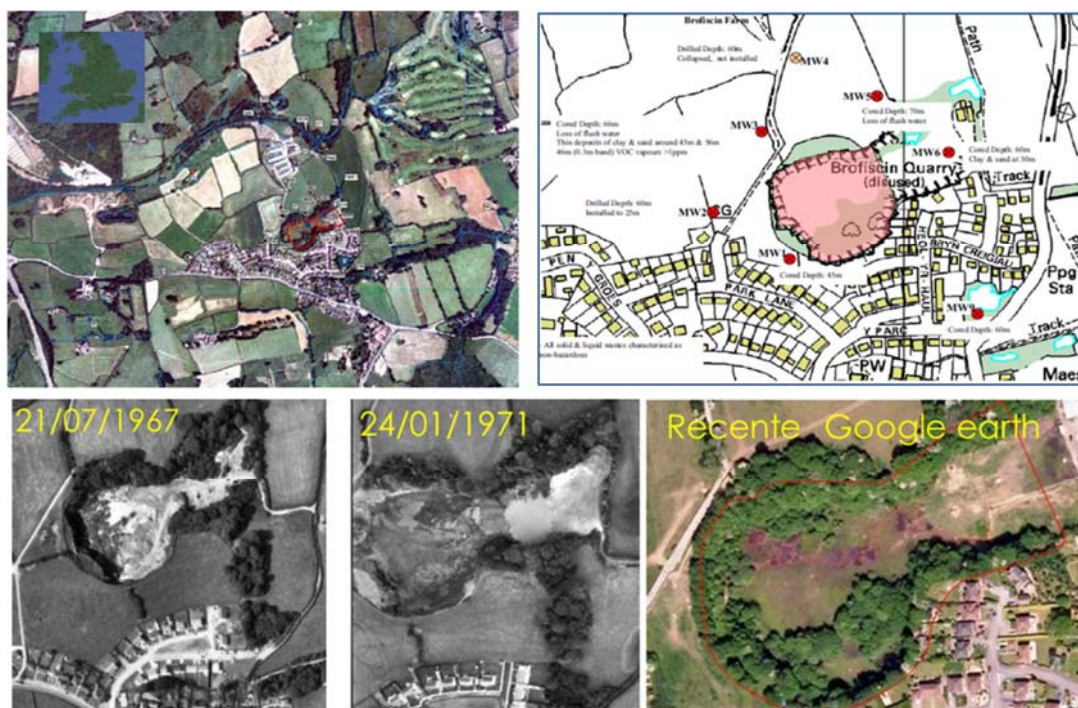


Figura 41: Localizzazione della discarica di Brofiscin (Praamstra et al., 2014; Sinke, 2013),

Il sito è stato realizzato nella depressione generata dall'escavo del calcare; **nel 1965-1970 vi sono stati smaltiti rifiuti industriali, compresi rifiuti liquidi in fusti**. Tale utilizzo è avvenuto con il consenso e la pianificazione delle autorità locali, che prescissero che i rifiuti venissero depositati nella parte occidentale della cava ad una altezza non superiore al livello del piano principale della cava stessa.

La cava è stata riempita con rifiuti fino ad un livello di 13 m al di sotto della cresta sulla parete più elevata della cava originale (Stanley et al., 2013). Lo sviluppo residenziale in prossimità della cava è stata concesso con autorizzazione urbanistica nel settembre 1987.

L'adozione nel Galles del Regolamento inglese sui terreni contaminati avvenuta nel 2001 - che prevede ispezioni, valutazione del rischio e di eventuali misure di bonifica - ha innescato una serie di controlli e valutazioni sullo stato di fatto. Sono state quindi effettuate indagini specifiche mirate a completare e sviluppare il Modello Concettuale del sito e a condurre un'Analisi di Rischio sito specifica. Nel marzo 2005, la cava è stata definita "terreno contaminato" ai sensi della Parte II del *Protection Act* inglese del 1990 e l'agenzia ambientale del Galles è stata individuata soggetto preposto a garantire il risanamento dell'area ed il recupero dei costi dagli inquinatori.

Sulla base dei registri reperiti sono stati conferiti alla cava circa 70.000 m³ di rifiuti di vario genere (Figura 42):

- rifiuti costituiti da Metalli, additivi petroliferi e PCBs;
- rifiuti liquidi che hanno portato alla formazione in falda di prodotto in fase separata sia surnatante (LNAPL) che sottonatante (DNAPL);
- fusti ammalorati con presenza di fuoriuscite.

Successivamente ad eventi meteorici intensi, sono stati misurati nelle acque valori di concentrazione per i composti organici volatili (VOC) da 2 a 3 mg/l con picchi fino a 6 mg/l. Le analisi condotte sul

prodotto in fase separata hanno mostrato concentrazioni elevate di PCB (770 mg/kg), VOC (12570 mg/kg) e Benzene (1100 mg/kg).

Secondo la normativa inglese, per verificare la necessità di un intervento bisogna dimostrare in concreto una connessione fra sorgente, vie di esposizione e potenziali recettori finali. Nel caso il percorso sia completo e sussista un rischio, devono essere adottate misure di risanamento. E' stata pertanto condotta un'Analisi di Rischio ed una valutazione delle opzioni di risanamento che ha concluso che (Parsons Brinckerhoff Ltd, 2011):

- in virtù della **quantità di rifiuti depositata** (circa 70.000 m³);
- degli **impatti sull'aria e sulle acque** che potrebbero ripetersi **in caso di rimozione**;
- e del fatto che le sostanze sono penetrate nel substrato attorno alla cava,

la rimozione della massa di rifiuti non è un'opzione percorribile. E' invece raccomandato un approccio integrato nella definizione degli interventi, nonché l'introduzione di misure di mitigazione dei rischi interni ed esterni alla discarica, individuati nel 2011.

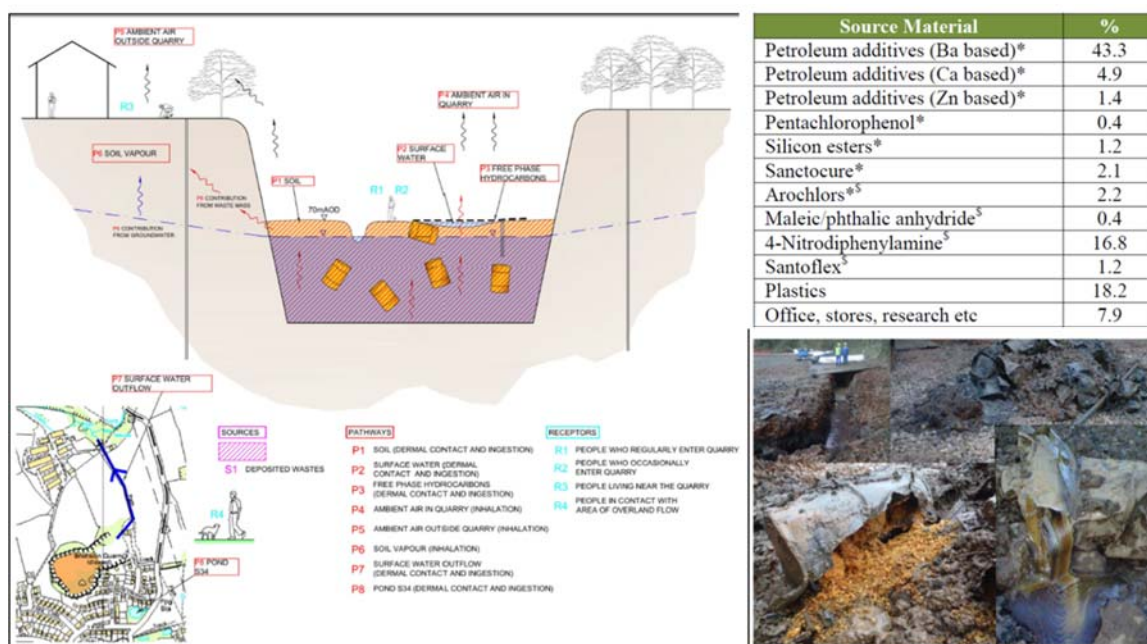


Figura 42: Modello concettuale e rifiuti nella discarica di Brofiscin (Parsons Brinckerhoff Ltd, 2011; Stanley et al., 2013).

Il sistema progettato prevede un telo superficiale HDPE (Figura 43) per evitare l'infiltrazione e ridurre il percolato, e una barriera attiva, per la captazione dei vapori, controllati e trattati in pozzetti di sfiato perimetrali. Entrambi gli interventi sono orientati all'interruzione dei percorsi di esposizione. E' previsto un piano di controllo della qualità delle acque sotterranee e superficiali sia dal punto di vista chimico che ecotossicologico.

Pertanto le misure di monitoraggio in aria condotte durante i lavori di scavo per la copertura hanno mostrato come le preoccupazioni di aggravio dei rischi in caso di scavo dei rifiuti fossero reali: vi è stato infatti un effettivo aumento delle concentrazioni di composti organici volatili (VOC) durante le attività di installazione delle coperture e delle trincee laddove erano presenti fusti in superficie.

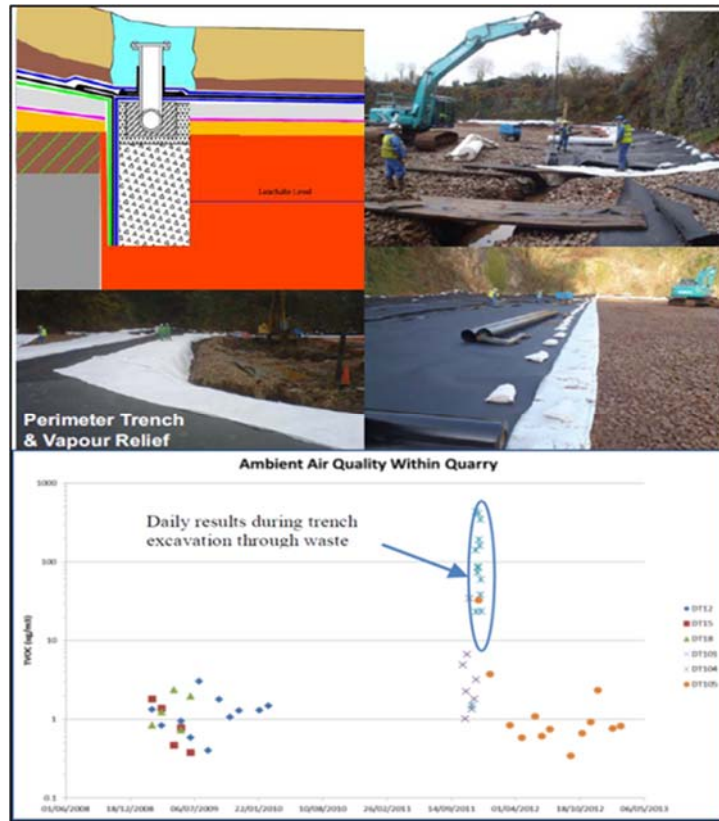


Figura 43: Interventi di rimozione rifiuti e realizzazione della trincea di captazione vapori (Stanley et al., 2015).

4.4 La discarica di Volgermeerpolder (Olanda)

Le politiche ambientali in Olanda, nell'arco di 30 anni, hanno saputo modificarsi sostanzialmente in relazione ai risultati ottenuti, testimoniando così un approccio pragmatico alle problematiche di risanamento. Il sito di Volgermeerpolder (Figura 44) è un esempio concreto di tale mutamento.

Volgermeerpolder è un ex sito di smaltimento rifiuti esteso per 105 ha e profonda 8 m ubicata a 5 km a Nord di Amsterdam. Nato dalla depressione generata dalle attività di escavo della torba per fini energetici condotte dai primi del '900 al 1955, nel periodo 1956-1979 fu destinato allo smaltimento dei rifiuti solidi urbani di Amsterdam. In aggiunta, in quegli anni fu sversata anche una gran quantità di rifiuti industriali, fra cui molti - compreso il noto Agente Orange - provenienti dalla produzione di pesticidi (Langevoort et al., 2013; Clemens et al., 2009; Weststrate et al., 1988).

Nel 1970 la popolazione locale iniziò a denunciare numerosi incendi occorsi nell'area e nel 1980 un operatore scoprì nella discarica un numero ingente di fusti abbandonati. La città di Amsterdam fu quindi obbligata a chiuderla nel 1981.

Si stima che nella discarica siano stati abbancati da tre a sei milioni di metri cubi di rifiuti urbani ed industriali. I fusti in superficie sono stati rimossi ma si ritiene che nella discarica ve ne fossero circa 30.000 contenenti Benzene, Monoclorobenzene, Agente Orange, Diossine.

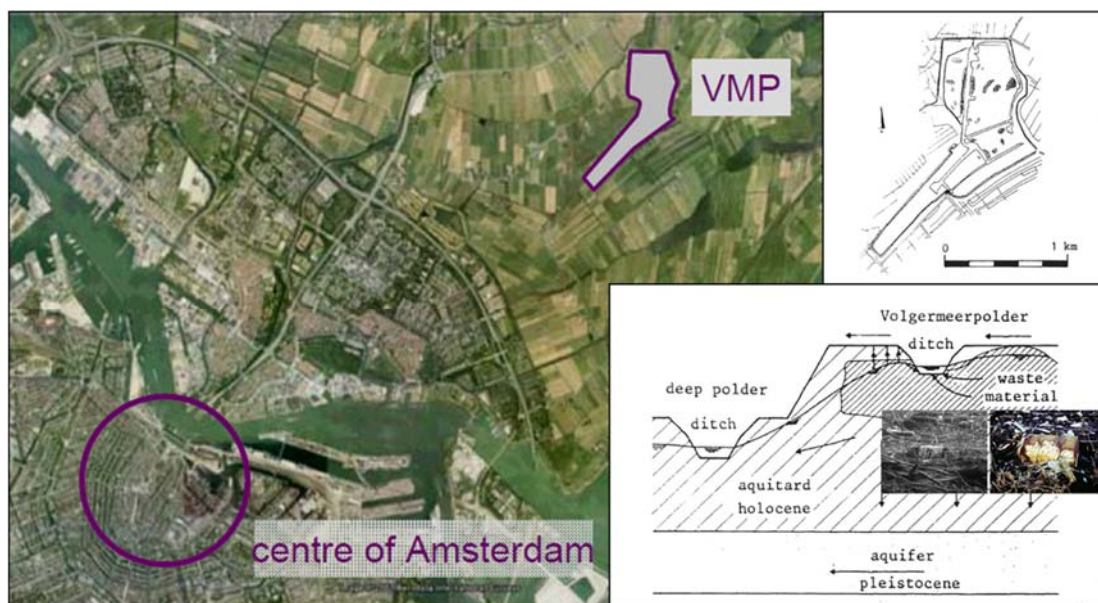


Figura 44: Discarica di Volgermeerpolder (Clemens et al., 2009, Weststrate et al., 1988).

Sebbene l'opinione pubblica premesse per la rimozione totale del materiale e sebbene a tal proposito fosse stato avviato un contenzioso (Weststrate et al., 1988), sin dal principio l'approccio seguito dalle autorità nel gestire il risanamento è stato basato sulla valutazione dei rischi reali. Lo studio condotto dal Netherlands Organisation for Applied Scientific Research, TNO (Weststrate et al., 1988; Heida et al., 1989) nell'ambito dei procedimenti giudiziari con l'obiettivo di valutare i rischi, gli interventi idonei ed i costi di intervento, ha identificato le seguenti misure da implementare:

- la copertura superficiale per evitare il contatto diretto;
- l'isolamento idrogeologico laterale ed un monitoraggio costante all'esterno.

Dopo questa prima fase di valutazione, seguita da un periodo di stallo, nel 1999-2000 in virtù dei cambiamenti sopravvenuti nella legislazione Olandese, in cui **nuovi concetti come la gestione del rischio (RBLM) e l'attenuazione naturale divennero vere e proprie strategie di intervento**, il risanamento dell'area conobbe un nuovo stimolo.

La rilettura dei dati disponibili nel nuovo contesto legislativo ha messo in evidenza che le acque sotterranee al perimetro della discarica, monitorate per un periodo di oltre 30 anni, non mostravano una contaminazione rilevante in quanto lo strato continuo di torba che circonda la discarica agiva come una barriera naturale impermeabile, bloccando la migrazione dei contaminanti organici. La discarica di Volgermeerpolder poteva dunque essere risanata senza un completo isolamento, quali, ad esempio, la **cinturazione laterale e/o il tappo di fondo**, ma sarebbe stata sufficiente la copertura superficiale. È stato sviluppato il cosiddetto progetto 'Eco-variant' (Clemens et al., 2009) con i seguenti obiettivi specifici: (1) prevenzione dei rischi da contatto, (2) prevenzione e controllo dei rifiuti sversati e (3) creazione delle condizioni per lo sviluppo di una zona umida naturale. Il progetto definitivo nel 2001 prevedeva:

- **la raccolta dei rifiuti esterni alla discarica (155.000 m³) e la ricollocazione al suo interno;**
- **la copertura superficiale con diverse superfici sigillanti** (Figura 45 - Dijcker et al., 2011):

- a. uno strato di HDPE;
- b. un sistema di zone stagnanti umide che favorisse un equilibrio naturale in superficie, consentendo una completa rinaturalizzazione dell'area;

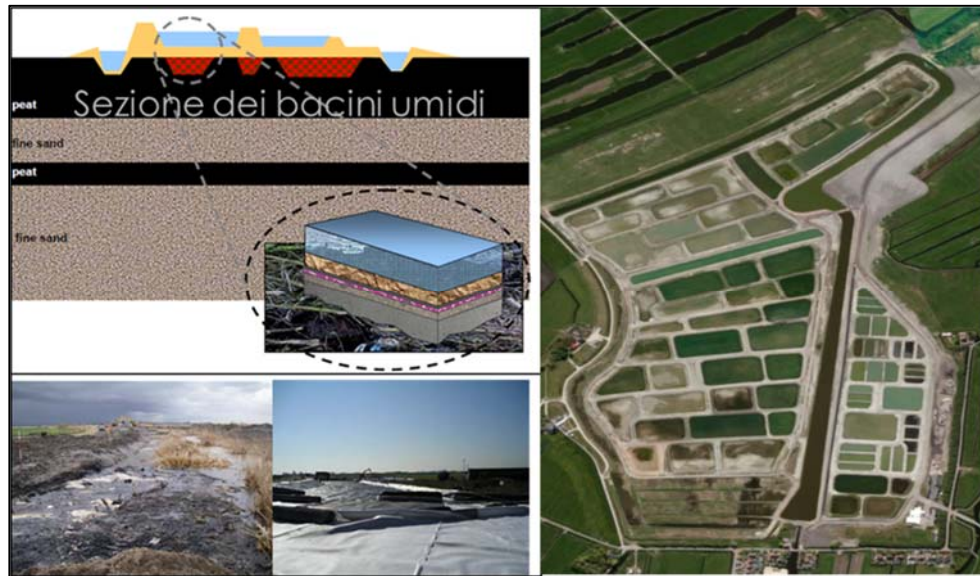


Figura 45: Sistema di copertura realizzato nell'ex sito di smaltimento rifiuti di Volgermeerpolder (Clemens et al., 2009).

- per le acque sotterranee si è applicato il solo monitoraggio delle concentrazioni creando una zona di buffer di 50 metri attorno alla discarica con 350 pozzi di controllo a differenti profondità. Tale sistema consentiva di valutare con largo anticipo l'efficienza del sistema progettato.

In sostanza, le soluzioni attuate per la discarica di Volgermeerpolder testimoniano esattamente il passaggio in concreto da un intervento con politiche di prima generazione ad un intervento di quarta generazione. Ciò è stato possibile grazie ad un approccio corretto nella gestione dei rischi, ed è inoltre stato agevolato dal fatto che i rifiuti sono stati casualmente sepolti in un'area favorevole dal punto di vista ambientale a causa dello strato continuo impermeabile di torba.

4.5 Il sito di Kanaalpolder (Olanda)

La discarica di Volgermeerpolder non rappresenta un caso isolato in Olanda anzi l'approccio "di quarta generazione" è stato adottato sovente. La discarica di Kanaalpolder (Figura 46) ne è un altro esempio, ancor più particolare perché assunto in presenza di un pennacchio esterno di contaminazione. Questo caso è interessante non solo per la soluzione proposta per la discarica in sé, ma anche per l'adozione di un **concetto esteso di misure di risanamento che considera i meccanismi naturali di trasformazione come vere e proprie tecnologie di bonifica.**

Il sito di Kanaalpolder (Sinke, 2013) è situato vicino a Philippine in Olanda e ha un'estensione di circa 6 ettari. In attività dal 1967 al 1977, vi sono stati depositati dai 400.000 ai 500.000 m³ di rifiuti industriali. La discarica presenta prevalentemente contaminazione da Idrocarburi Aromatici

(BTEX), Idrocarburi in genere, Solventi Clorurati e composti Solforati quali Mercaptani (Praamstra *et al.*, 2014).

Come molte discariche realizzate in quel periodo, Kanaalpolder non è dotata di confinamento al fondo. Nel tempo pertanto è sorto un problema di migrazione del percolato nelle acque sotterranee e superficiali con la formazione di un largo pennacchio ed un aumento dei rischi per le aree esterne.



Figura 46: Posizione del sito di Kanaalpolder e pennacchio di contaminazione (Praamstra *et al.*, 2014).

La soluzione proposta si è incentrata sull'utilizzo delle componenti di **attenuazione naturale** (Figura 47) assistite con una barriera naturale all'interfaccia con lo scambio delle acque con il canale. La natura agisce come un sistema attivo:

- la pioggia si infiltra e genera percolato che si biodegrada per via anaerobica;
- si ha una filtrazione attraverso il terreno sabbioso e poi un adsorbimento sul filtro posato di torba all'interno del canale;
- il finissaggio avviene attraverso la degradazione aerobica e fotochimica in un canale circolare.

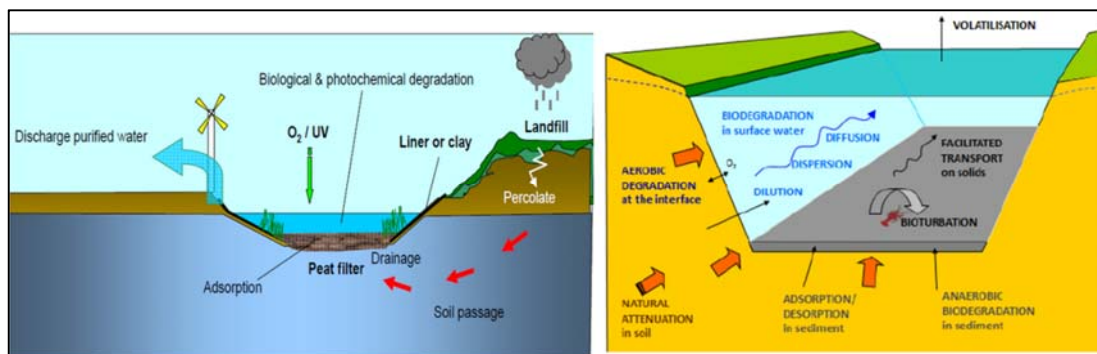


Figura 47: Meccanismi naturali di degradazione dei contaminanti (Praamstra *et al.*, 2014; Sinke, 2013).

4.6 Il risanamento del megasito di Bitterfeld (Germania)

Il presente caso illustra il risanamento di un cosiddetto megasito, evidenziando come la sostenibilità degli interventi nasca dalla consapevolezza dell'impossibilità di ottenere un risanamento integrale e dalla necessità di individuare un obiettivo comune. Non da ultimo, è evidente che il processo decisionale deve essere supportato da strumenti innovativi, trasparenti e che consentano un risparmio dei costi sotto il profilo delle migliori tecnologie disponibili.

Dopo la riunificazione delle due Germanie nel 1990, fu condotto un censimento globale dei siti industriali contaminati dell'ex Germania dell'Est dal quale risultò un elevato numero di casi di contaminazione del suolo e delle acque sotterranee; 22 siti industriali contaminati (compreso Bitterfeld) furono designati come "Ecological Large-Scale Projects" (**Figura 48**), anche detti comunemente "Megsites" per la gravità e le dimensioni degli effetti sull'ambiente.

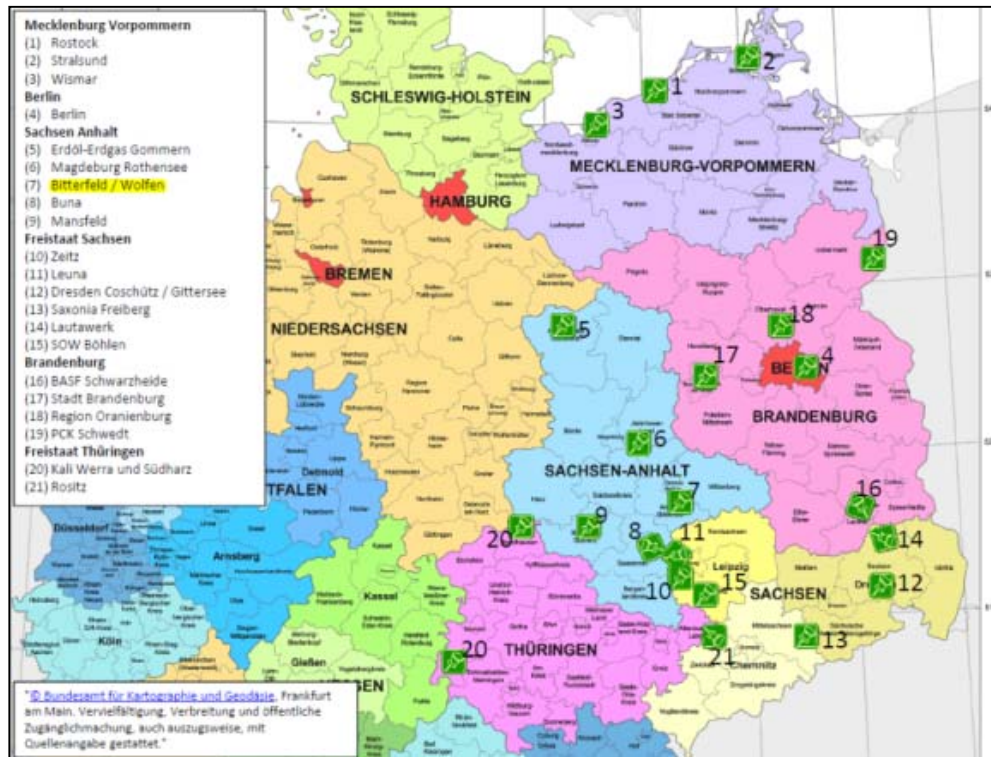


Figura 48: Ecological Large-Scale Projects nella ex DDR.

Bitterfeld ha rappresentato uno dei primi siti industriali al mondo. La produzione industriale di sostanze chimiche clorate, che costituisce la più significativa sorgente di contaminazione, è iniziata alla fine del XIX secolo con l'elettrolisi Cloroalcalina (Cloro Soda). Nella parte Nord-orientale di Bitterfeld, durante gli anni della Repubblica Democratica Tedesca, parecchie ex miniere di lignite a cielo aperto sono state usate come discariche per i rifiuti dell'industria chimica. Dal punto di vista idrogeologico (Wycisk et al., 2006), queste discariche erano situate in una regione già gravemente compromessa nell'acquifero a causa delle attività minerarie di estrazione del carbone; inoltre, non sono state chiuse completamente. Ad esempio, la discarica abbandonata "Antonie" contiene circa sei milioni di tonnellate di residui industriali di vario tipo, inclusi rifiuti della produzione di pesticidi, come Lindano (gamma HCH) ed isomeri del DDT (Wycisk et al., 2013, **Figura 49**).

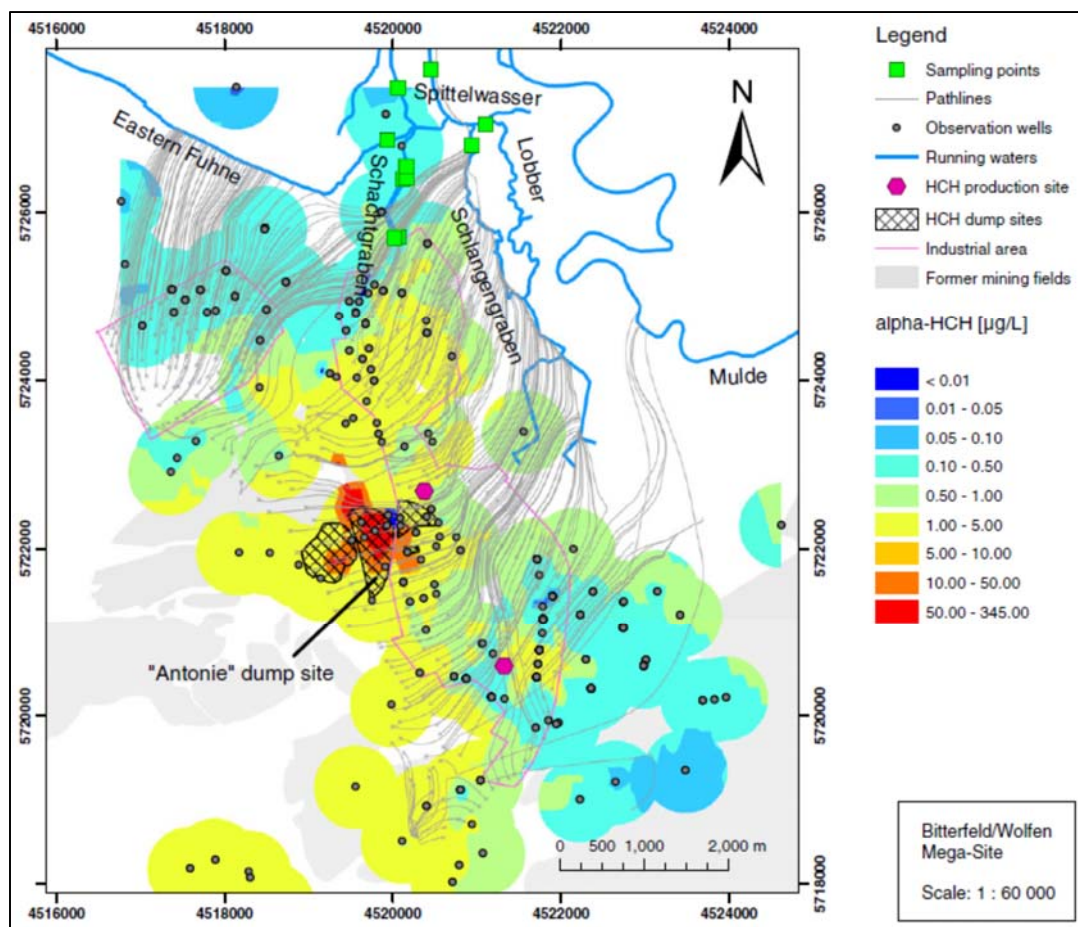


Figura 49: Distribuzione dell' α -HCH all'interno dell'acquifero terziario inferiore nel megasito Bitterfeld/Wolfenregion (Wycisk et al., 2013).

La falda è stata impattata direttamente e prevalentemente da Idrocarburi Alifatici Clorurati e Aromatici. Più di 100 milioni di metri cubi di acque sotterranee sono stati contaminati da numerose sostanze inquinanti e pertanto esse stesse costituiscono una sorgente di contaminazione (Malina et al., 2006).

Bitterfeld è, per complessità, un caso internazionale ed è rientrato anche nel progetto europeo WELCOME come caso studio.

Sulla base delle disposizioni legislative tedesche (*Soil Protection Act*) inizialmente fu considerata la completa decontaminazione dei suoli e delle acque (Großmann et al., 2005). La mancanza di fondi e di mezzi tecnici causarono però il blocco del sito per diversi anni e solo dopo lunghi sforzi fu possibile convincere le autorità che soprattutto per la contaminazione delle acque la situazione sarebbe rimasta invariata per decenni. Alla metà degli anni Novanta fu quindi proposto un approccio che separasse la decontaminazione dei suoli da quella delle acque sotterranee e furono poste le basi per il futuro approccio integrato sviluppato all'inizio degli anni 2000, couduvato dal progetto di ricerca WELCOME.

Siccome la bonifica completa del megasito non era realizzabile né tecnicamente né economicamente in tempi ragionevoli (Weiss et al., 2006), in accordo ai requisiti di legge posti dal WFD, fu applicato un approccio integrato *risk-based* nominato "*Integrated Management Strategy*" (IMS) L'approccio integrato si basa su due pilastri concettuali:

- a. per quanto riguarda il recettore acque sotterranee, per un periodo di tempo la contaminazione deve essere considerata accettabile anche se superiore ai limiti fissati dalla EU-WFD. In tal modo la contaminazione della falda può essere gestita entro un'area definita, la cosiddetta "*Risk Management Zone*" ispirata alla filosofia di CLARINET (RBLM) comprendendo al suo interno l'estensione esistente o attesa della contaminazione. L'ulteriore propagarsi della contaminazione entro questi confini deve essere prevenuta da misure appropriate sulla base del principio "*Stand Still*". Tuttavia, sul lungo termine, la tendenza deve essere invertita e deve essere ripristinato lo stato qualitativo buono.
- b. per quanto riguarda i recettori di superficie, deve essere condotta un'analisi di rischio (*Risk Assessment*) per verificare se questi sono impattati dalle acque sotterranee contaminate. In tal caso, devono essere pianificate e realizzate opportune misure di riduzione del rischio.

La strategia di intervento "*Integrated Management Strategy*" (IMS), è stata oggetto del progetto europeo WELCOME (Figura 50). Tale strategia integra più elementi, articolati in una procedura a fasi sequenziali (Figura 51):

- **identificazione del limite di estensione della problematica (*Regional Boundary*) che consentisse di determinare una Zona di Gestione dei Rischi (*Risk Management Zone*);**
- **definizione di cluster omogenei per caratteristiche (idrogeologia, contaminazione, esposizione);**
- **definizione di un concetto di gestione del territorio che definisca l'approccio complessivo RBLM;**
- **definizione di scenari di intervento che consentano di formulare indicatori specifici e che portino a comprendere se la soluzione identificata sia sostenibile.**

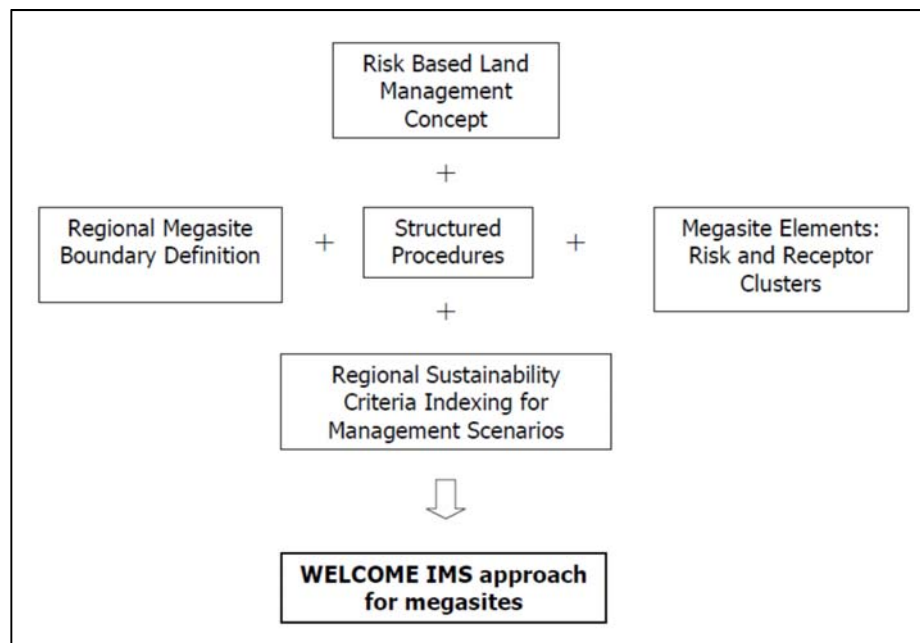


Figura 50: Approccio di strategia integrata proposto nel progetto WELCOME (H.Rijnaarts and C. Wolfgang, 2002).

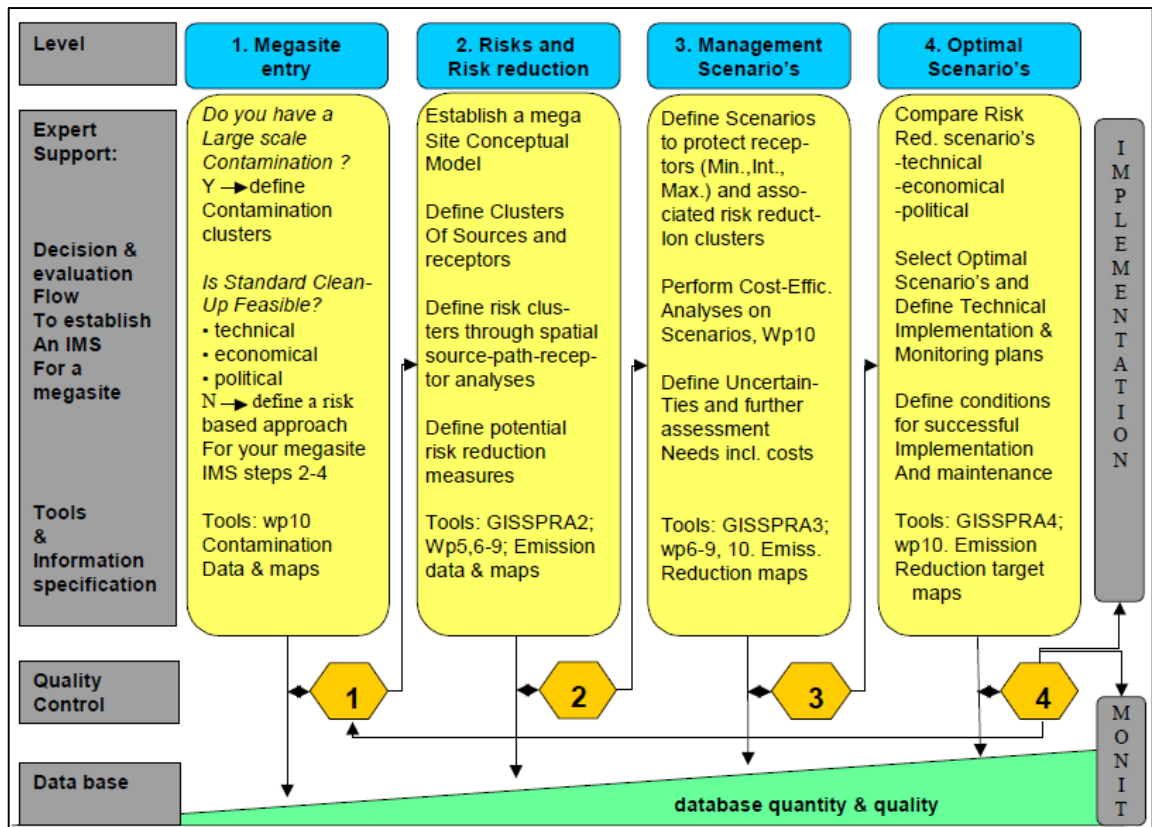


Figura 51: Le quattro fasi della strategia IMS (H. Rijnaarts and C. Wolfgang, 2002).

Nel caso specifico di Bitterfeld, la selezione delle tecnologie applicabili è stata supportata da un altro progetto di ricerca nazionale (SAFIRA), che aveva come obiettivo la verifica di tecniche non invasive per il contenimento della contaminazione, come le barriere reattive e l'attenuazione naturale. Inoltre, a seguito della valutazione del rischio definito sulla base di una modellizzazione in cluster basati su modelli di flusso e trasporto delle acque, sono risultate necessarie alcune misure di sicurezza e di riduzione del rischio.

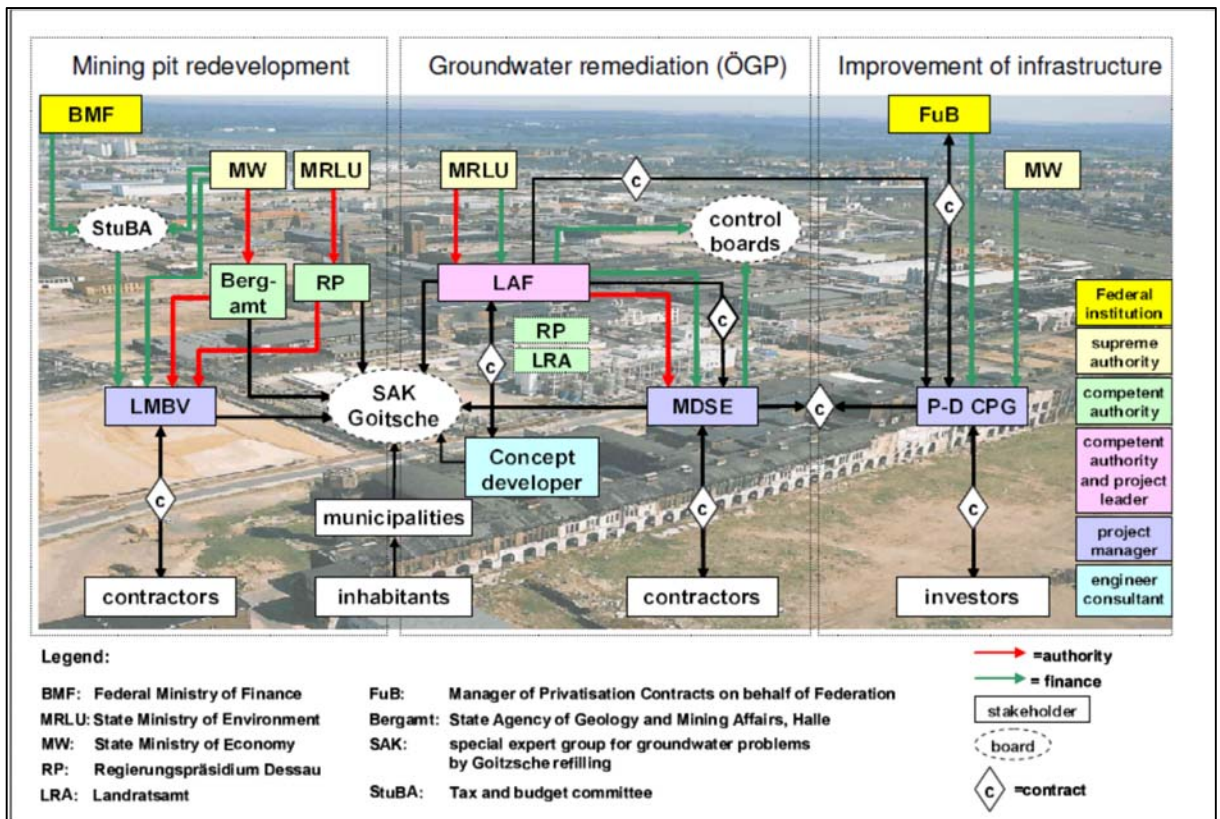


Figura 52: Organizzazione degli stakeholder nel caso del megasito di Bitterfeld (Großmann et al., 2005).

Ciò che emerge dal caso di Bitterfeld è come sia possibile, prendendo atto che una soluzione radicale è impercorribile, comporre un sistema di relazioni fra gli *stakeholders* per giungere ad una soluzione concertata ed organizzata del problema (Figura 52), integrando in maniera pratica nel processo di gestione dei rischi i risultati della ricerca.

4.7 La regione della Ruhr

La regione della Ruhr costituisce senza dubbio l'esempio più eclatante di come la bonifica di un'area industriale dismessa e pesantemente inquinata sia solo il primo passo verso la riqualificazione della stessa, non solo a da un punto di vista ambientale ma anche per quanto concerne lo sviluppo di una nuova economia pienamente sostenibile.

Per uscire da tale situazione critica e del tutto insostenibile, negli ultimi venti anni la Ruhr è stata oggetto del più grande progetto di riconversione di tutta Europa, che ha permesso di passare da un'economia fondata sull'industria pesante a un'economia fondata sulla cultura, attraverso tre azioni principali:

1. il miglioramento del clima sociale e dell'offerta culturale, rilanciando le attività di studio e di ricerca;
2. la riqualificazione dell'ambiente fisico con una serie di bonifiche delle aree inquinate, l'estensione delle aree verdi e la pulizia delle acque, per migliorare la qualità della vita delle persone che vivono e lavorano nell'area e rendendo quest'ultima molto più attrattiva anche a livello turistico;

3. il cambiamento della specializzazione produttiva della Ruhr, puntando su imprese piccole e medie, ma altamente qualificate.

Queste azioni hanno portato, negli anni, alla riqualificazione del tessuto urbano, al miglioramento dei servizi, al risanamento dei corsi d'acqua, alla sistemazione a verde pubblico delle aree abbandonate dall'industria, alla trasformazione dei cumuli di nero carbone in colline verdi, alla realizzazione di centinaia di chilometri di piste ciclabili, strutture sportive, musei, teatri, spazi espositivi, centri commerciali, scuole, università, recuperando in pieno gli antichi tassi di occupazione.

Complessivamente, più di sei miliardi di euro sono stati spesi (dal 1991 ad oggi) per le operazioni di risanamento e di riabilitazione dell'area della Ruhr, cifra che sarebbe stata decisamente superiore se lo stato di degrado in cui versava la regione fosse rimasto intoccato, contribuendo quindi a peggiorare ulteriormente le già critiche condizioni ambientali, economiche e sociali dell'area. Il finanziamento pubblico copriva peraltro il 40% della spesa inizialmente preventivata ed era concesso a tasso nullo, mentre il restante 60% sarebbe stato coperto dagli investitori privati.

Negli anni '80 la regione si presentava in uno stato di massimo degrado: il paesaggio creatosi era un insieme di colline di scorie industriali, tracciati ferroviari abbandonati e fabbriche dismesse e le condizioni ambientali si erano deteriorate sino a livelli che oggi sarebbero del tutto inaccettabili, in seguito alla diffusione di un avanzato stato di inquinamento dell'aria, delle acque e dei terreni.

In Germania non esiste un quadro normativo dedicato nello specifico ai *brownfields*.

La normativa di riferimento per le bonifiche dei siti contaminati è il "*Federal Soil Protection Act*", che contiene le disposizioni per la riabilitazione, definisce standards uniformi per l'analisi di rischio e le bonifiche e richiede la predisposizione di un piano e un contratto di bonifica. Nel contesto della Ruhr sono di particolare importanza anche il "*Federal Mining Act*" e la "*Environmental Legislation*".

Le disposizioni in merito allo sviluppo sono contenute nel "*Federal Regional Planning Act*" e nel "*Building Code*", che normano il riuso dei *brownfields*. L'approccio tedesco ai *brownfields* è stato caratterizzato da diversi momenti:

- prima del 1980: scarsa considerazione degli aspetti economici, ecologici e sostenibili:
 - a) riciclo dei terreni non sistematico;
 - b) attenzione marginale ai problemi di inquinamento;
 - c) mancanza di spazi e conseguente impedimento allo sviluppo, specialmente nella Ruhr;
- 1980-1986/87: concentrazione su aspetti tecnici (risanamento delle contaminazioni):
 - a) 1979/1980: viene fondato il "*Property Fund NRW*";
 - b) acquisto dei terreni e *decommissioning* delle strutture;
- 1986/87-2000: riduzione del consumo di terreni vergini riutilizzando le aree inattive/dismesse:
 - a) sviluppo del progetto "*Working in the park*";
 - b) realizzazione del parco naturalistico "*Emswcherpark*";
 - c) sviluppo dei primi siti residenziali (CEAG) e di siti integrati (Bochum, Holland);

- d) istituzione di centri tecnologici e di ricerca, visione della cultura come elemento di traino;
- 2000-oggi: sviluppo urbano sostenibile che tiene in considerazione aspetti economici, ecologici e sociali:
 - a) implementazione di progetti importanti (ad es.: "*PHOENIX West*", "*Graf Bismark*");
 - b) siti integrati;
 - c) finanziamenti complessi.

Come è stata possibile una conversione così radicale in maniera sostenibile? Semplicemente perché parte degli interventi è stata realizzata prima dell'entrata in vigore del SPA tedesco. Gli interventi sono stati impostati prevalentemente sull'interruzione dei percorsi di esposizione e di riduzione del rischio, privilegiando interventi che attualmente potrebbero essere considerati messe in sicurezza permanenti, come mostrato nei due casi descritti in seguito e pubblicati da Klapperich *et al.*, 1993:

- **The Brauck Park.** Il Brauck Park è situato in corrispondenza di una ex miniera e dell'ex cokeria Graf Moltke ¾ nel nord-est della Ruhr e occupa una superficie di 230.000 m². La miniera venne chiusa nel 1971 e successivamente l'area si trasformò in un sito dismesso, caratterizzato dalla presenza di una pesante contaminazione da idrocarburi nelle vicinanze dell'impianto migrata sino ai sedimenti quaternari e alle marne fratturate a oltre 10 m di profondità.

Per la bonifica del sito venne richiesto dalle autorità competenti di minimizzare il più possibile lo scavo dei terreni contaminati, perciò venne adottata una tecnica di copertura superficiale speciale per i settori maggiormente contaminati, che impedisse totalmente l'infiltrazione delle precipitazioni e la fuoriuscita di gas tossici. Venne pertanto progettato un sistema a "*sandwich*", costituito da uno strato inferiore di supporto, un sistema di drenaggio e un ulteriore strato superficiale di rinforzo, per favorire, sopra tale area, la costruzione di edifici e strade.

- **Prosper Park.** L'ex miniera Prosper III era situata poco a est del Brauck Park e occupava un'area di 290.000 m². Essa chiuse nel 1986, lasciando in eredità un sito industriale dismesso, parte del quale era stato identificato come fortemente contaminato, soprattutto in corrispondenza della fascia superiore dello strato di sedimenti. Per bonificare il sito si scelse di scavare i terreni contaminati (180.000 m³), caratterizzati anche dalla presenza delle fondazioni delle strutture preesistenti, e di conferirli in una zona interna del sito, identificata precedentemente come altamente contaminata. Il materiale scavato venne utilizzato per dare una topografia ondulata all'area, parte della quale è ora adibita ad attività ricreative. I settori più fortemente contaminati sono stati ricoperti da un sistema drenante e isolante, per evitare il contatto diretto col terreno contaminato e impedire l'infiltrazione delle precipitazioni attraverso i terreni contaminati. I pozzi di monitoraggio installati non mostrano ad oggi alcun aumento delle concentrazioni di contaminanti in falda. Se questo dovesse verificarsi in futuro, alcuni di essi verrebbero convertiti a pozzi barriera per l'emungimento delle acque contaminate.

La riconversione della regione della Ruhr è quindi stata possibile attraverso quattro elementi:

1. utilizzando un approccio pragmatico che privilegiasse l'interruzione dei percorsi di esposizione e minimizzando i lavori di escavazione con una notevole riduzione dei costi di bonifica e rendendo sostenibile la riqualificazione;

2. uno sforzo comunicativo che consentisse di far accettare alla popolazione locale le soluzioni proposte, instaurando un rapporto di fiducia per una riconversione possibile e dando una visione di sviluppo territoriale;
3. l'impiego ingente di fondi Europei;
4. l'assenza di una norma nazionale fino al 1996 e, successivamente, la presenza di una norma nazionale con valori limite sui terreni per alcuni parametri fra i più elevati in Europa.

4.8 La discarica Conte di Troia nel sito di interesse Nazionale di Manfredonia (Italia)

La discarica Conte di Troia (**Figura 53**) è una delle discariche che si può dire sia stata "bonificata" proprio con un progetto che rappresenta la sintesi dei concetti fondamentali nell'approccio alla sostenibilità: la salvaguardia dell'ambiente (*planet*) che privilegia soluzioni a basso impatto ambientale ed il rispetto del principio di proporzionalità (*profit*), per cui le soluzioni non devono essere insostenibili a parità di rischio residuo per la popolazione (*people*). Questo caso merita una citazione poiché, sebbene la discarica non sia di grandi dimensioni (solo 2,2 ettari) **la soluzione identificata è stata riconosciuta come percorribile dalla Comunità Europea.**

Il sito era, in origine, una cava di calcarenite, dismessa negli anni '70, con pareti verticali di altezza variabile da 3 a 8 metri. Dall'agosto 1988 al settembre 1991 è stata utilizzata come discarica comunale di rifiuti solidi urbani (Mariotti, 2011). Vi risultano conferiti anche rifiuti speciali. Dal settembre 1991 al luglio 1992, su ordinanza comunale, è stato coltivato un nuovo lotto in corrispondenza dell'adiacente ex Cava Gentile. I rifiuti presenti nella discarica di Conte di Troia erano stimati in circa 140.000 m³, mentre nell'ex Cava Gentile si calcolavano circa 20.000 m³. La discarica presentava pareti e fondo dei primi compartimenti (zona alta dell'area) impermeabilizzati con teli HDPE spessi 2 mm sovrapposti tra loro; erano assenti opere per la captazione del biogas e l'area di accumulo dei rifiuti era ricoperta da terreno vegetale. La discarica poggiava su una strato calcarenitico, privo in gran parte quindi di impermeabilizzazione e sistemi di raccolta del biogas e percolato.

Nel 1998 la UE (**Figura 54**) apre una procedura di infrazione (n. 1998/4802), con conseguente causa (C-447/03) la quale, in caso di perdurante inadempimento e di nuova condanna da parte della Corte, avrebbe comportato pesanti sanzioni pecuniarie (valutate fino a circa 100 milioni di euro).

Viene quindi redatto un primo progetto nel 2004, che prevede soltanto il loro contenimento laterale e l'isolamento superficiale, accompagnati da una "insufflazione aerobica" per accelerare l'attività di degradazione e stabilizzazione dei rifiuti in linea con la normativa sui terreni contaminati. Esso viene però bocciato perché non garantisce il pieno rispetto dei requisiti stabiliti dal nuovo D.Lgs. 36/2003 per le discariche in particolare dovendo assicurare come prescritto dal MATTM (Mariotti, 2011) *"totale e certa impermeabilizzazione delle aree di discarica e la loro rispondenza al D.lgs 36/2003, limitando al contempo l'esportazione in altri siti dei rifiuti presenti"*.



Figura 53: Discarica Conte di Troia inclusa l'ex Cava Gentile (modificato da Mariotti, 2011).

Viene quindi condotta una prima revisione progettuale perfettamente in linea con la normativa italiana sui terreni contaminati e quella di nuova introduzione prevista dal D.Lgs. 36/2003 per le discariche che prevedeva:

- l'allestimento di n. 2 aree di stoccaggio *off-site*, opportunamente attrezzate;
- la rimozione dei rifiuti** presenti nelle due discariche e loro deposito temporaneo nelle suddette aree di stoccaggio, **ai fini della loro caratterizzazione completa**;
- l'adeguamento** delle due aree di discarica **mediante impermeabilizzazione di fondo, laterale e capping**;
- il riabbancamento** dei rifiuti caratterizzati nelle due discariche regolarizzate e **la loro copertura** secondo le norme vigenti.

Tale proposta (Mariotti, 2011), ottimale dal punto di vista dell'assetto finale delle due discariche, assicurava la loro configurazione definitiva nel totale rispetto del D.lgs 36/2003, ma **creava potenziali criticità antropico – ambientali**, e richiedeva inoltre un impegno economico complessivo pari a circa **86,5 milioni di Euro**.



Figura 54: Iter della progettuale della Discarica Conte di Troia (Croce e Reina, 2011; Mariotti 2011; Farina, 2015).

Il MATTM (Mariotti, 2011) e il Commissario Delegato hanno quindi richiesto una soluzione alternativa, finalizzata:

- all'assoluta **necessità di rispettare i termini strettissimi imposti dalla procedura di infrazione comunitaria**;
- ad ottimizzare la gestione delle risorse economiche necessarie per l'esecuzione degli interventi previsti;
- a tenere in considerazione le diverse problematiche ambientali;
- a tenere in considerazione sia le esigenze operative dei due diversi siti che i progressi tecnologici nel frattempo affermatasi in materia di impermeabilizzazione orizzontale.

E' stata quindi sviluppata una nuova e definitiva proposta progettuale (Mariotti, 2011) consistente in una conterminazione totale del corpo rifiuti (laterale mediante diaframmi plastici, superficiale mediante *capping* a norma e di fondo mediante gettiniezione) inquadrabile come **messa in sicurezza permanente**. Il progetto in questione consentiva **una minimizzazione degli impatti ambientali, eliminando la fase di movimentazione dei rifiuti** e un impegno economico complessivo di **spesa inferiore di oltre il 20 %** rispetto alla precedente soluzione.

Il progetto prevedeva (Specchio, 2011):

- lavori propedeutici ed accessori:** rimozione di rifiuti sparsi; decespugliamento e rimozione di eventuali essenze arboree; demolizioni manufatti sussistenti l'area della discarica ed interferenti con gli input progettuali; prelievo di campioni e analisi chimico fisiche per monitoraggi ante-operam delle acque di falda;
- rimozione dei rifiuti dall'area denominata Cava Gentile** e parziale rimozione dell'abbancamento principale; caratterizzazione del fondo scavo (Cava Gentile e parzialmente Conte di Troia) mediante il prelievo di campioni di terreno da analizzare; **Ricollocamento dei rifiuti sul corpo principale della discarica e rimodellamento (Figura 55);**
- cinturazioni perimetrali e schermo di fondo (Figura 56)** e il prolungamento delle tubazioni dei camini di intercettazione del biogas esistenti realizzate in precedenza;
- la formazione dello strato finale o "capping" per la messa in sicurezza** con la regimentazione delle acque meteoriche del corpo rifiuti.



Figura 55: Gestione dei rifiuti nella Discarica Conte di Troia (Specchio, 2011).

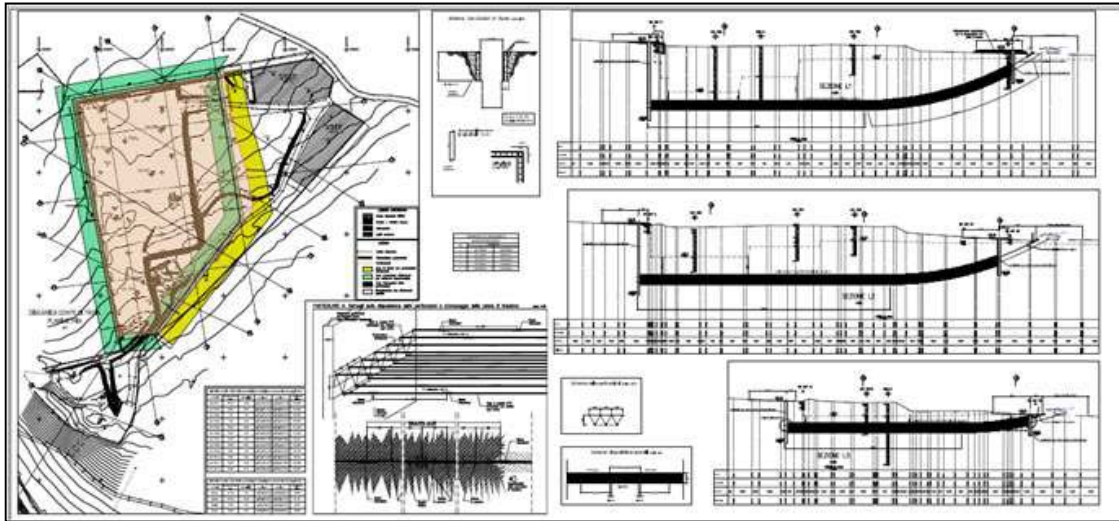


Figura 56: Particolare della soluzione di confinamento realizzata per la discarica Conte di Troia (Mariotti, 2011).

Le autorità italiane, quindi, per ottemperare alle misure richieste dall'infrazione, proposero in tale occasione una soluzione **più "sostenibile"**, puntando su diversi elementi: **la rapidità di esecuzione, i benefici economici, il rispetto della salvaguardia dell'ambiente e soluzioni tecnologiche all'avanguardia**. Tale approccio rispecchia perfettamente quanto discusso nel presente lavoro sulle strategie europee di ricerca di una via che porti a soluzioni sostenibili per le contaminazioni storiche.

5. I CASI SYNDIAL: SITO EX ACNA DI CENGIO E LE AREE ESTERNE DEL SIN DI PIEVE PIEVE VERGONTE

Nel prosieguo del documento verrà illustrato come anche nel risanamento del sito ex ACNA di Cengio – Saliceto e per le così dette Aree Esterne del Sito di Interesse Nazionale (SIN) di Pieve Vergonte siano stati applicati i principi di sostenibilità formulati a livello comunitario dai progetti di settore precedentemente illustrati.

5.1 Sito Ex ACNA di Cengio

Il risanamento dell'ACNA di Cengio (SV) rappresenta uno tra gli esempi più significativi di applicazione in Italia della logica sostenibile ad un caso di contaminazione storica severa e di estrema complessità, non solo sotto il profilo ambientale - che rimane comunque preponderante, ma anche sotto quello economico-sociale. L'attività industriale dell'ACNA nella Val Bormida si è protratta per più di 100 anni, almeno 70 dei quali nella pressoché totale assenza di normativa a tutela dell'ambiente.

Il sito sorge a ridosso di un'ansa del Fiume Bormida, fiume che prima della costruzione dello Stabilimento, presentava una morfologia con almeno tre ordini di terrazzi fluviali, in seguito livellati con materiale di riporto (tra cui anche residui delle lavorazioni industriali) per la costruzione degli impianti di produzione. Il corso stesso del fiume, intorno agli anni '20, venne deviato per la realizzazione di aree di lagunaggio, successivamente riempite di scarti di lavorazione.

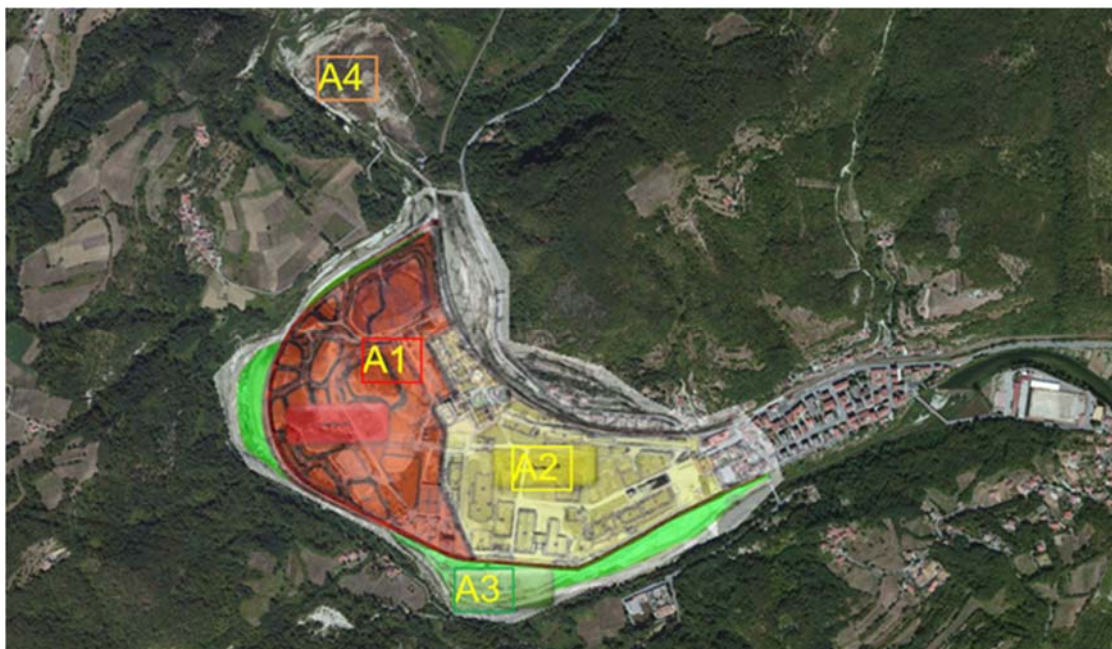


Figura 57: Veduta dello stabilimento e suddivisione in zone.

L'estensione del sito comprensivo dell'area di Pianrocchetta (Zona 4) è di circa 67 ettari, con quote che si attestano mediamente sui 400 m s.l.m. In Figura 57 è riportata un'immagine dell'area in oggetto.

Le prime attività produttive risalgono alla fine del 1800. Lo Stabilimento fu infatti fondato nel 1882 come Dinamitificio (Figura 58) con la denominazione di Dinamitificio Barbieri. La politica coloniale italiana dei primi del secolo determinò la rapida ascesa della produzione, tanto che nel 1906 la Società Italiana Prodotti Esplosivi (SIPE) rilevò il dinamitificio e ampliò considerevolmente gli impianti fino ad una superficie complessiva di 500.000 m². La destinazione bellica degli impianti per la produzione di esplosivi perdurò ad intermittenza fino alla fine della II Guerra Mondiale, intervallata in periodo di pace con la conversione a produzioni differenti: nel 1925 lo Stabilimento passò sotto il controllo Italgas e, insieme ad altre due industrie chimiche lombarde costituì il sistema integrato dell'ACNA – Aziende Chimiche Nazionali Associate per la produzione di coloranti. Nel 1931, tuttavia, le gravi difficoltà economiche dell'azienda spinsero i vertici a vendere alla Montecatini. Fu mantenuto lo stesso acronimo, ACNA, ma con il significato di Aziende Colori Nazionali e Affini e, a partire da metà degli anni '40, accanto alla produzione di coloranti e intermedi fu inaugurato anche il settore della petrolchimica, rimasto attivo fino alla chiusura dello Stabilimento.

La Montecatini, poi Montecatini-ANIC (1946) e quindi Montedison (1969), mantenne il controllo dell'ACNA sostanzialmente fino all'epilogo della sua storia avvenuto con la vicenda Enimont alla fine degli anni '80. Nel 1991 la pesante eredità dell'ACNA, fu raccolta da ENI, che nel 1993 dichiarò la messa in liquidazione dell'azienda. Nel gennaio 1999 l'ACNA fu chiusa definitivamente.

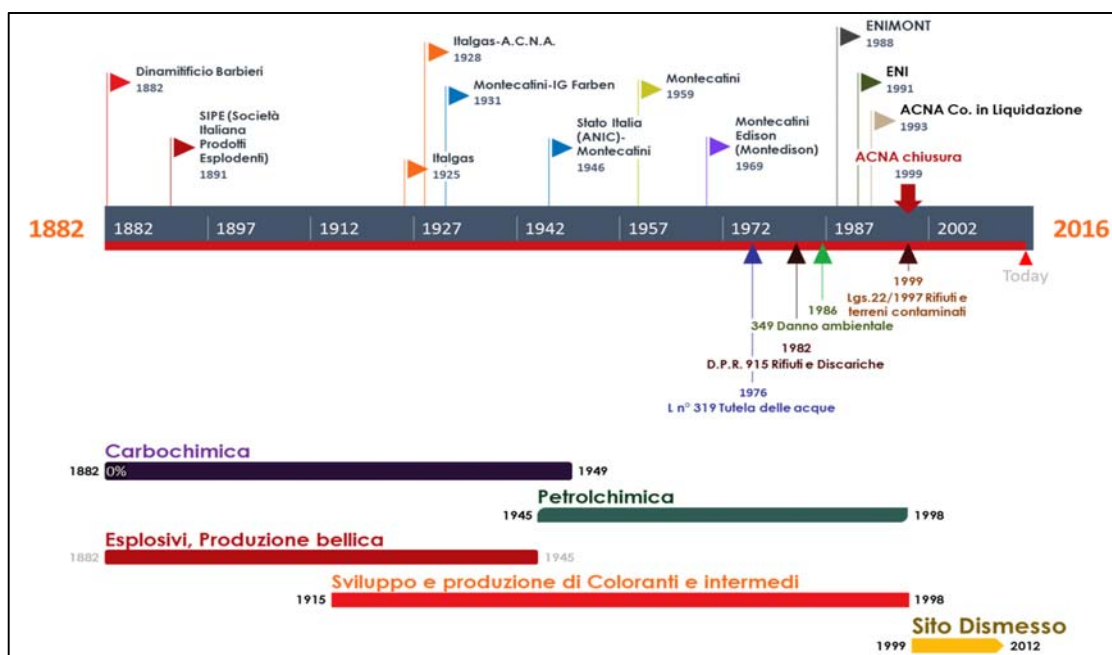


Figura 58: Storia produttiva e societaria dell'ACNA di Cengio (Poggio, 2016).

Le lavorazioni svolte nel corso degli anni nello Stabilimento di Cengio venivano condotte secondo le comuni pratiche del tempo; tali pratiche prevedevano, ad esempio, l'interramento in sito dei residui delle lavorazioni senza alcun accorgimento a protezione del suolo e del sottosuolo. In particolare, gran parte della Zona A1 del sito in oggetto, collocata a ridosso del Fiume Bormida (si veda a proposito la Figura 57), era destinata al deposito e all'interramento dei residui industriali. Pertanto, da quanto sopra riportato, **è del tutto evidente che la contaminazione ritrovata nel sito di Cengio debba necessariamente considerarsi come una "contaminazione storica"**.

Tali pratiche industriali hanno generato la grave situazione di contaminazione che, nel 1999 ha portato alla *“Dichiarazione dello stato di emergenza nel territorio dei Comuni di Cengio e Saliceto in ordine alla situazione di crisi socio-ambientale”* (DPCM del 18 marzo 1999).

Al fine di fronteggiare il prima possibile tale “eredità del passato”, venivano da subito avviati tavoli di confronto tra le parti (stakeholders). Le questioni da affrontare erano, in primis, l’individuazione di un intervento che assicurasse di “mettere in sicurezza” i residui industriali presenti nel sito il prima possibile e, successivamente, l’elaborazione di un progetto di bonifica dei terreni e delle acque sotterranee del sito.

Nel frattempo, sul finire degli anni '90, veniva avviata la caratterizzazione del sito, che **evidenziava, nei 67 ettari indagati, l'esistenza di quasi 3 Milioni di m³ tra rifiuti e materiale contaminato spesso indistinguibili e caratterizzati da elevata eterogeneità.**

Il piano di risanamento del sito di Cengio è stato inquadrato *dall'Accordo di programma sottoscritto il 4 dicembre 2000 tra il Ministero dell'Ambiente di concerto con il Ministro della Sanità, il Ministro dell'Industria e del Commercio e dell'Artigianato, le Regioni Liguria e Piemonte, il Commissario straordinario e l'ACNA in liquidazione.* L’obiettivo dell’Accordo, indicato all’art.1, era *“rimuovere il rischio igienico sanitario ed ambientale e promuovere l'utilizzo dell'area per lo sviluppo di attività produttive eco-compatibili”*, sottolineando una forte spinta al recupero ed al riutilizzo delle aree per un successivo insediamento al fine di promuovere benefici occupazionali e sociali. Sin dal principio quindi l’obiettivo era coerente con le politiche europee di risanamento: gestione dei rischi sanitari e ambientali (**Risk Management**), un utilizzo futuro compatibile con lo stato di contaminazione storica (**Fitness for use**) e una minimizzazione di nuovi impatti sull’ambiente a breve e lungo termine (**Environmental care**). Tali principi sono poi stati declinati in soluzioni reali concrete tenendo conto anche della sito-specificità e della “fattibilità” delle soluzioni.

Sin da principio il Sito è stato suddiviso in quattro zone (**Figura 57**) a caratteristiche omogenee per meglio definirne gli obiettivi di risanamento:

- la zona A1 (denominata area rifiuti): ubicata nel settore occidentale dello stabilimento, storicamente utilizzata come deposito (abbancamento) dei residui di produzione;
- la zona A2 (area industriale): situata nella zona centrale e orientale del sito, caratterizzata dalla presenza degli ex impianti produttivi e delle infrastrutture industriali e oggetto di futura riutilizzo e reindustrializzazione;
- la zona A3 ("Aree Golenali"): comprende le aree immediatamente esterne allo stabilimento a lato del fiume Bormida (confini Sud, Ovest e Nord);
- la zona A4 ("Area Pian Rocchetta"): ubicata in un’ansa in destra idrografica del fiume Bormida, ad un chilometro circa ad Ovest dell’insediamento industriale, nel Comune di Saliceto (CN).

Ciò che emergeva dalla caratterizzazione, come già anticipato, era la presenza uno stato di contaminazione stratificato ed ingente che richiede interventi efficaci ed immediati. Molte aree dello Stabilimento, infatti, in particolare la zona indicata come A1 dove in parte dimorava il paleovalle del Fiume Bormida, sono state riempite di scarti industriali secondo l’uso comune dei primi decenni del secolo scorso creando un battente di quasi 30 m di spessore; inoltre nella stessa area erano

presenti 13 bacini di lagunaggio che contenevano ancora 300.000 m³ di reflui salini (Sali sodici e Ammoniaca).

Nell'aprile del 2002, veniva presentato il progetto preliminare "*Sito di Cengio Saliceto – Progetto Preliminare di Bonifica*" redatto dal Consorzio BASI. Tale progetto era improntato su:

- **interventi di emergenza** (Messa In Sicurezza d'Emergenza) finalizzati all'immediata riduzione dei rischi attraverso la rimozione delle fonti inquinanti (Basi Aquater 2002): smaltimento dei reflui salini contenuti nei bacini situati nella Zona A1; costruzione di opere di protezione arginale dal rischio idraulico (muro di cinta perimetrale) e di contenimento e drenaggio del percolato; asportazione e deposito in Zona A1 dei rifiuti e dei rifiuti frammisti al terreno posti esternamente all'area di stabilimento (Zona A3 e Zona A4);
- **interventi a lungo termine finalizzati al riutilizzo dell'area:** messa in sicurezza permanente nell'area A1¹ e bonifica per asportazione dei terreni dell'area A2, A3 ed A4.

Il progetto prevedeva quindi la movimentazione in emergenza di migliaia di metri cubi di materiali (rifiuti e rifiuti frammisti a terreno) e la loro ricollocazione in Zona A1, area dove erano già presenti circa 1.3 M di m³ di rifiuti e contestualmente la realizzazione di interventi finalizzati ad isolare completamente la Zona A1 dall'ambiente esterno attraverso opere di contenimento ("*containment*"²). In particolare, la scelta del containment della **Zona A1** rederivava dall'impossibilità tecnica di sbancare 1.300.000 m³ di rifiuti industriali, accatastati in Area 1 in orizzonti di oltre 10 m. Inoltre il *containment* si presentava particolarmente indicato per il sito di Cengio, poiché sfruttava la presenza di un substrato marnoso potente (oltre 150 m) presente a modeste profondità (max 13 m da p.c.) che garantiva l'isolamento del fondo ("*Approfondimenti sull'applicazione della procedura di VIA e sulle attività di Messa in Sicurezza Permanente della Zona A1 del Sito Ex-ACNA di Cengio*", URS Italia maggio 2011). E' importante, infatti, tenere in considerazione che, spesso, le misure di contenimento effettuate per isolare i siti contaminati (es.: discariche storiche) non hanno uno strato impermeabile alla base (si vedano ad esempio i casi studio descritti nel Capitolo 3 e le relative schede in **Allegato 1**). L'intervento di contenimento prospettato per il sito di Cengio, proprio in considerazione della presenza di un così potente e superficiale strato marnoso, di fatto mirava a garantire le caratteristiche di isolamento richieste per realizzare discariche di rifiuti pericolosi. L'intervento proposto, prevedeva inoltre il monitoraggio a lungo termine dell'opera.

La bonifica delle aree altre aree (**Zona A2, A3 e A4**) avveniva per escavazione ed asportazione. Tale soluzione era frutto di una disamina delle tecnologie applicabili che privilegia l'applicazione della escavazione selettiva identificandola come l'unica metodologia operativa consolidata che consente di separare, recuperare e riutilizzare un'ingente quantitativo di terreno (oltre il 50 % dei volumi movimentati) necessario per la sistemazione finale dell'area. Infatti l'eterogeneità della

¹ Messa in sicurezza permanente: insieme degli interventi atti ad isolare in modo definitivo le fonti inquinanti rispetto alle matrici ambientali circostanti qualora le fonti inquinanti siano costituite da rifiuti stoccati e non sia possibile procedere alla rimozione degli stessi pur applicando le migliori tecnologie disponibili a costi sopportabili, secondo i principi della normativa comunitaria. In tali casi devono essere previste apposite misure di sicurezza, piani di monitoraggio e controllo, ed eventuali limitazioni d'uso rispetto alle previsioni degli strumenti urbanistici (DM 471/99, Art. 2, comma i).

² "tale intervento nei casi di contaminazione estesa ed eterogenea, quale quello di Cengio, si configurerà spesso come la *best practice* (Pilot Study – Evaluation of the Demonstrated and Emerging Technologies for the Treatment and Clean Up of Contaminated Land and Groundwater", predisposto nel 1998 dal NATO Committee on the Challenges of Modern Society (NATO/CCMS)).

contaminazione presente nel sito fa emergere l'evidenza dell'inefficacia della singola tecnologia esaminata a perseguire gli obiettivi di bonifica attesi. Anche trattamenti parziali di riduzione della tossicità presentano costi rilevanti con notevoli difficoltà operative e problematiche legate alla sicurezza dell'operazione a fronte di una riduzione di impatto trascurabile sia in termini assoluti che, a maggior ragione, in relazione al contesto della sistemazione generale del sito. Inoltre la bonifica per escavazione era l'unica compatibile con la necessità di liberare velocemente le aree da destinare alla reindustrializzazione.

La scelta di conferire in Zona A1 i materiali derivanti dall'escavazione e dalla demolizione provenienti dalle altre zone del sito si innestava sulla necessità di dover comunque isolare l'area A1 (che già ospitava oltre un milione di rifiuti) con opere di contenimento paragonabili a quelle previste per le discariche pericolose. Di fatto, dovendo comunque realizzare un'opera di contenimento che avrebbe **velocemente interrotto i percorsi di migrazione della contaminazione** verso l'esterno, a protezione dell'uomo e dell'ambiente, **la soluzione migliore da un punto di vista ambientale, sociale ed economico, e quindi più sostenibile**, era utilizzare la suddetta area per gestire quanto derivante dalle altre aree. Tale soluzione consentiva infatti di gestire in sito oltre un milione di metri cubi di materiali che, altrimenti, si sarebbero dovuti portare verso siti di conferimento esterni, consumando enormi volumi di capacità residua e generando un ingente impatto legato principalmente alla movimentazione ed al trasporto di tali materiali.

Basti pensare che nei primi anni 2000 la Regione Liguria non presentava una situazione impiantistica adeguata allo smaltimento dell'enorme quantitativo di rifiuti prodotti dalla bonifica del sito di Cengio, che, pertanto, avrebbe dovuto essere necessariamente smaltito fuori Regione. Di conseguenza, nel tentativo di minimizzare, per quanto possibile, le distanze da percorrere per lo smaltimento dei rifiuti, la scelta delle regioni in cui convogliare quest'ultimi avrebbe dovuto ricadere alternativamente sulle attigue Piemonte o Lombardia che però non disponevano delle volumetrie sufficienti ad ospitare i materiali eventualmente provenienti da Cengio.

Il conferimento presso siti esterni delle volumetrie necessarie al risanamento di Cengio avrebbe necessariamente richiesto:

- il transito di circa 250.000 camion sulle strade nell'area e fino a destino: ipotizzando per la bonifica una durata indicativa di circa 18 mesi, avrebbero dovuto operare in sito ogni giorno tra i 160 e i 350 camion, ossia tra i 20 e i 50 all'ora: questo significa mediamente, un automezzo ogni 1-3 minuti. La presenza di una quantità così elevata di automezzi sulla rete stradale locale avrebbe potuto causare notevoli disagi alla comunità locale come anche alle stesse operazioni di bonifica, nonché un aumento dei rischi di incidente, sia per i lavoratori che per la popolazione; tale situazione va anche letta alla luce della collocazione geografica del sito di Cengio, posizionato in un'area collinare impervia e al tempo lontano dalle vie a maggior scorrimento;
- la risospensione, da traffico veicolare e da operazione di carico e scarico, di ingenti quantitativi di polveri con conseguenti potenziali ripercussioni anche sui lavoratori e residenti;

- la realizzazione ex novo di impianti di conferimento come in conseguenza della progressiva saturazione dei siti di conferimento esterni³,

Inoltre i costi necessari a mettere in pratica un intervento di smaltimento *off-site* sarebbero stati dell'ordine delle centinaia di milioni di euro, del tutto insostenibili ed in chiara contraddizione con i criteri sostanziali propri delle principali linee guida europee in materia di sostenibilità delle bonifiche e dei siti contaminati e, a fronte dei praticamente irrilevanti benefici ambientali, inrispettoso del principio di proporzionalità.

Il risanamento del sito di Cengio (**Figura 59**) ha perseguito e quindi raggiunto gli obiettivi ed i principi dell'approccio sostenibile di stampo Europeo:

1. orientamento pragmatico, finalizzato al riutilizzo del suolo (*Fitness for use*) e derivante dal bilanciamento di molteplici aspetti della problematica, ossia ambientali, sociali ed economici (perseguimento dei net benefits), anche mediante il coinvolgimento dei numerosi soggetti portatori di interesse (stakeholder): le scelte progettuali hanno risposto ad una forte spinta al recupero delle aree, dove possibile, e alla restituzione del territorio allo sviluppo futuro, anche in ragione delle forti pressioni sociali;
2. studio e selezione approfondita, trasparente, consistente e realistica delle migliori tecnologie disponibili per il risanamento ed individuazione dei rischi associati alle operazioni con l'obiettivo di minimizzare ogni ulteriore aggravio dello stato di compromissione ambientale del territorio;
3. *protection for the environment*: la contaminazione è stata interamente isolata da tutti i possibili recettori senza ulteriori aggravii del rischio per l'ambiente e la salute dei residenti e dei lavoratori, privilegiando quindi strategie che non esponessero la popolazione e l'ambiente ad ulteriori pericoli;
4. monitoraggio continuo post operam (*long term care*): l'area è presidiata da sistemi di controllo delle opere e delle matrici ambientali che siano in grado di garantire la messa sicurezza del sito per le generazioni future.

• ³ Il conferimento dei materiali provenienti da Cengio avrebbe saturato la capacità residua delle discariche di tutto il Nord Italia.

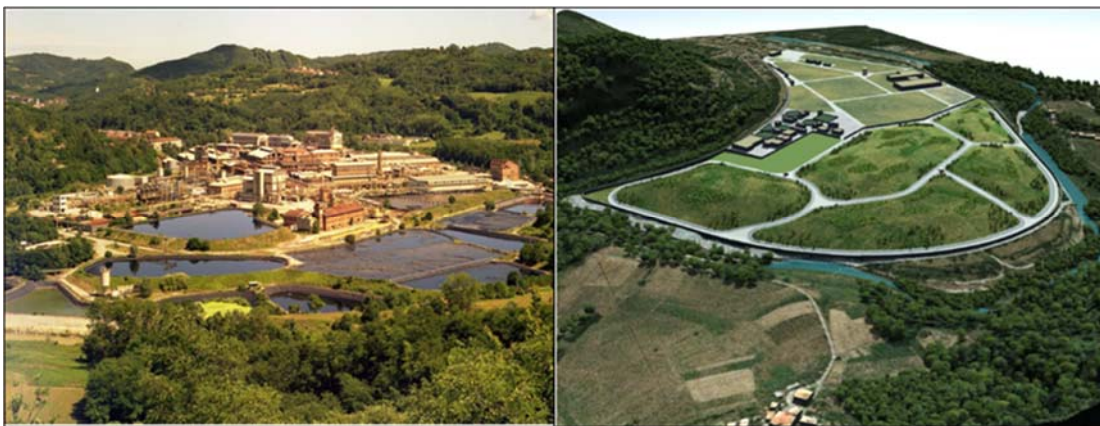


Figura 59: Stato dei luoghi dello stabilimento ACNA di Cengio prima degli interventi e rendering dopo il completamento degli interventi a progetto (Syndial 2015).

Gli studi, pubblici effettuati nel Fiume Bormida, fiume che costeggia l'ex Acna di Cengio (*"Piano di caratterizzazione ambientale dell'asta del Fiume Bormida compresa tra l'area di Cengio-Saliceto e Bistagno – Relazione Tecnica Conclusiva"* – ICRAM Novembre 2006; *"Piano di tutela delle acque"* - Regione Piemonte, Marzo 2007 *"Progetto EMAS Bormida"* ARPA Piemonte - giugno 2011, *"Analisi ambientale iniziale d'area"* ARPA Piemonte - novembre 2011, *"Contratto di Fiume del Bormida"* - Regione Piemonte - luglio 2011, *"Stato dell'Ambiente in Piemonte - 2012"* - Regione Piemonte 2012, *Attività ARPA nella Gestione della Rete di Monitoraggio delle Acque Superficiali – Corsi d'Acqua - Monitoraggio triennio 2009-2011* - ARPA Piemonte agosto 2012), **evidenziando il buono stato del Fiume confermano pienamente la bontà delle opere realizzate.**

Gli oneri complessivamente sopportati dal Gruppo Eni per gli interventi ambientali volti al miglioramento della compatibilità ambientale degli impianti ed alla realizzazione di opere di risanamento ambientale, assommano attualmente a circa 293 milioni di euro (non rivalutati). La previsione dei costi da sostenere a chiusura degli interventi residui è stimato in circa ulteriori 80 milioni di euro.

Infine si segnala che nel settembre 2013 gli enti locali (rappresentati dalla società Cengio Sviluppo) hanno riconosciuto ufficialmente valida la manifestazione di interesse di una realtà imprenditoriale che prevede, tra gli altri obiettivi il riutilizzo dell'area A1 per impianti di produzione di energia elettrica da fonti rinnovabili, coniugando così, il pieno riutilizzo dell'area con le esigenze del territorio sia sotto il profilo socio-economico che ambientale.

5.2 Le Aree Esterne del SIN di Pieve Vergonte: Fiume Toce e Lago Maggiore

Lo stabilimento è sorto intorno al 1915 a Rumianca, piccolo comune dell'Ossola sulle rive del Toce, inizialmente come stabilimento chimico per l'industria bellica.

Nel dopoguerra, a partire dal 1948, è stata avviata la produzione di DDT, produzione che è continuata per circa 50 anni. A seguito della gravissima crisi finanziaria, negli anni '70 lo Stato nel 1982 trasferiva per legge lo Stabilimento all'eni. Il 30 giugno 1996 a seguito del ritrovamento di concentrazioni di DDT nei pesci superiori al limite previsto dalla normativa svizzera, lo Stabilimento ha cessato la produzione del DDT e parallelamente avviato l'iter amministrativo di bonifica e risanamento, iter che, oltre alle aree di Stabilimento, ha riguardato anche il Fiume Toce (nel tratto

terminale di circa 25 km ricompreso tra il Comune di Pieve Vergonte), la foce del Toce ed il Lago Maggiore ed in particolare la Baia di Pallanza (area di circa 20 km²) (**Figura 60**).

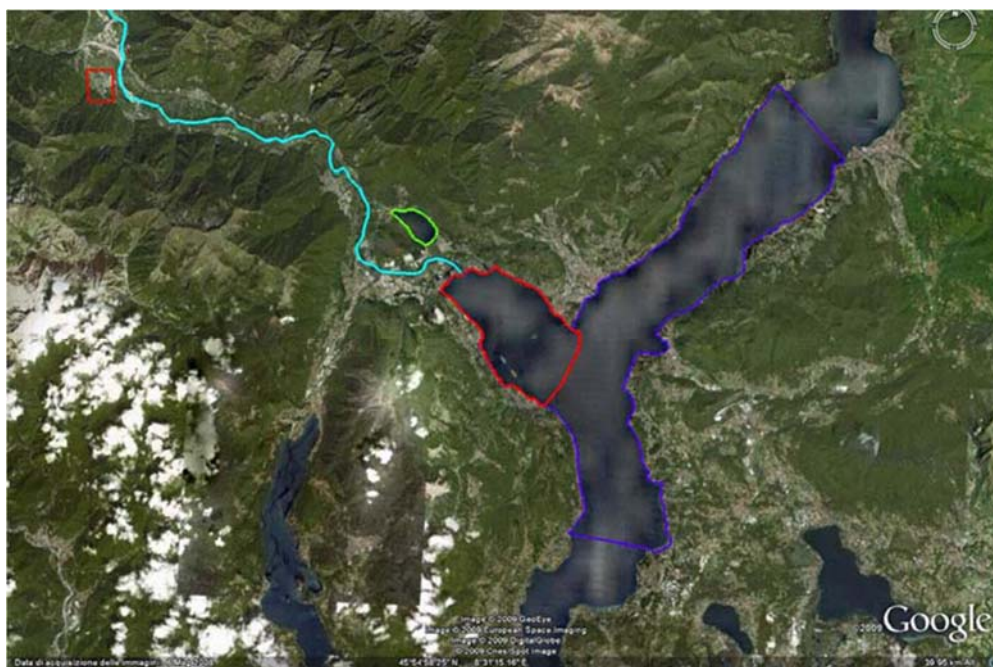


Figura 60: Aree esterne: Fiume Toce (in azzurro), Lago di Mergozzo (verde), Baia di Pallanza (rosso) e parte del Lago Maggiore (blu) perimetrata nel SIN. Il Sito di Pieve Vergonte è indicato con un rettangolo rosso.

Dovendo gestire una contaminazione potenzialmente così estesa e complessa, formatasi in un arco temporale di quasi 50 anni⁴, si è da subito palesata la necessità di ricondurre le valutazioni all'interno dei principi di sostenibilità ed in particolare ad una corretta valutazione e gestione del rischio.

Nel 2008 è stato quindi avviato l'iter di caratterizzazione del fiume e del lago, finalizzato alla valutazione del rischio ecologico in relazione alla presenza di DDT nel sistema.

L'approccio scelto fu quindi quello di valutare "sulla base del rischio" le condizioni ambientali del sistema ed individuare il migliore intervento di risanamento.

Nel 2008 è stata avviata un'intensa campagna di indagine di alto profilo tecnico – scientifico lungo il Fiume e nel Lago finalizzata a:

- valutazione dello stato qualitativo e analisi chimiche dei sedimenti fluviali e lacustri (campionamento di oltre 90 carote di sedimento indisturbato, **Figura 61**);
- valutazione dello stato qualitativo del biota mediante survey ecologiche sulla comunità bentonica e analisi di bioaccumulo su invertebrati indigeni e fauna ittica;
- valutazione delle dinamiche di trasporto e deposizione dei sedimenti attraverso applicazione di valutazioni modellistiche e datazione isotopica della contaminazione del sedimento;
- valutazione della tossicità del sedimento attraverso test sito specifici di tossicità acuta e cronica del sedimento, dell'elutriato e delle acque;

⁴ Le tecniche di datazione del sedimento hanno mostrato che i picchi di contaminazione sono riconducibili agli anni 70.

- Analisi del Rischio Alimentare associato al consumo di pesce;
- Analisi del Rischio Ecologico;
- Valutazione dei Rischi e analisi dei benefici ambientali netti associati all'implementazione di possibili alternative di bonifica ("Risk of Remedy" e "Net Environmental Benefit Analysis").



Figura 61: Carota di sedimento indisturbato prelevato a profondità di 150 m circa nella Baia di Pallanza.

Inoltre nel 2014 sono state avviate anche attività di indagine nelle aree golenali del Fiume Toce al fine di valutare l'eventuale presenza di sorgenti secondarie.

Anche in questa fase si è proceduto con un approccio ragionato e multidisciplinare (Figura 62) che ha previsto l'integrazione della componente idrologica, idraulica, sedimentologica, geomorfologica e di ricostruzione storica per individuare eventuali sorgenti (aree di sedimentazione di materiale fine).

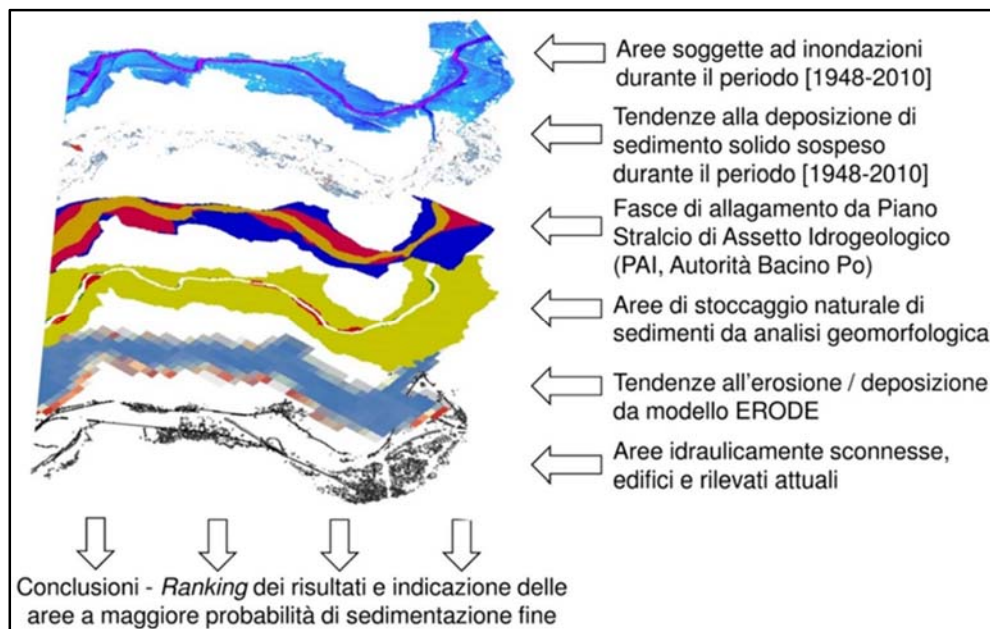


Figura 62: individuazione aree a maggiore probabilità di sedimentazione fine.

È inoltre importante sottolineare che, così come fortemente raccomandato dai principali gruppi di ricerca comunitari (CLARINET, CITYCHLOR, SURF, CLAIRE), al fine di pervenire a conclusioni condivise (processo partecipato), è stato istituito un tavolo tecnico di alto profilo scientifico al

quale hanno partecipato gli organi tecnici dei principali stakeholder (IRSA CNR, ARPA Piemonte, Istituto Superiore di Sanità).

Il tavolo tecnico è giunto alle seguenti conclusioni:

- **nei terreni superficiali delle aree golenali del Toce “i DDx sono presenti in modo diffuso, ma a concentrazioni modeste, con un potenziale apporto residuo al sistema Fiume Toce-Lago Maggiore che non può essere stimato se non con un monitoraggio di lungo termine”.** Inoltre, *“il trasporto della contaminazione sepolta nei terrazzi recenti del tratto terminale del fiume è possibile solo durante le maggiori piene, in caso di importanti erosioni spondali; anche questo aspetto sarà considerato nell’ambito del monitoraggio del sistema”;*
- l’analisi di rischio ha evidenziato che **non vi sono rischi per l’uomo** (in relazione al consumo alimentare di pesci) e nemmeno **“rischi ecologici significativi per la comunità bentonica, la fauna ittica (e altri organismi acquatici), gli uccelli piscivori e i chiropteri”;**
- sulla base della valutazione del rischio **l’intervento da effettuarsi è un monitoraggio a lungo termine** al fine di confermare nel tempo il perdurare delle condizioni di assenza di rischio significativo e di verificare il trend di recupero del sistema fiume-lago.

L’approccio adottato per “le aree esterne del Sito di Pieve Vergonte” basato sulla valutazione del rischio, anche a lungo termine, rappresenta quindi una chiara applicazione dei principi formulati dai principali progetti comunitari per l’individuazione dell’intervento di risanamento più sostenibile, sia sotto il profilo economico che soprattutto sotto il profilo ambientale e sociale.

In particolare **il processo valutativo e decisionale adottato per il Sistema Fiume Toce – Lago Maggiore, ha consentito di evidenziare in maniera oggettiva che, poiché nel Sistema si è innescato da tempo un processo di recupero naturale, la contaminazione dei sedimenti non rappresenta una criticità tale da richiedere interventi invasivi quali il capping artificiale o il dragaggio,** ma necessita esclusivamente di un monitoraggio a lungo termine, intervento che è socialmente ed ambientalmente più accettabile a fronte di importi economici significativamente inferiori.

6. CONCLUSIONI

Il presente studio è stato condotto al fine di illustrare come il principio della sostenibilità sia stato declinato a livello Comunitario alle tematiche riguardanti la bonifica ed il risanamento dei siti contaminati ed in particolare dei siti caratterizzati da contaminazioni storiche.

Sotto il profilo del risanamento delle contaminazioni storiche – il termine “storico” assume il significato di “*generato in tempi precedenti la legislazione*”. Dall’analisi degli approcci europei alla gestione di siffatta problematica è emerso che molti paesi hanno incluso la fattispecie di contaminazione “storica” nell’ambito normativo afferente ai terreni contaminati, aprendo così ampie possibilità di risanamento, gestione del rischio e riqualificazione. Le soluzioni realizzate sono frutto di un lungo percorso che accomuna a livello tecnico-politico molti paesi europei. Esso coniuga tre elementi fondamentali:

- le **politiche sui suoli** implementate a livello nazionale;
- i risultati **della ricerca e dei progetti internazionali** finanziati con i fondi dell’Unione Europea ;
- una logica pragmatica basata sulla concretezza dei risultati effettivamente ottenuti in campo.

Le **politiche sui suoli** in Europa hanno attraversato quattro cosiddette “generazioni”, grossolanamente corrispondenti ai decenni trascorsi dalle prime normative ambientali sui siti contaminati:

- le politiche degli anni ‘80 perseguivano l’assenza di rischi e un approccio sistematico tabellare (definito da alcuni autori *booleano*, cioè impostato secondo la logica dello 0/1);
- le politiche degli anni ‘90 hanno introdotto una prima diversificazione della qualità delle matrici in funzione del loro utilizzo (approccio funzionale);
- negli anni 2000 è stato sviluppato il concetto di Risk Based Land Management (RBLM) che ha costituito il fondamento della maggior parte delle politiche coeve sui suoli;
- infine, la quarta generazione della legislazione riflette la cosiddetta era dei *net benefits* e della sostenibilità, che integra una moltitudine di differenti profili, non necessariamente legati alla qualità del suolo o delle acque.

L’evoluzione delle normative dei Paesi europei non è stata omogenea: alcuni Paesi, come l’Italia, stanno ancora attraversando la seconda generazione delle politiche sui suoli, altri, come la Francia, la terza, altri ancora, come Olanda, Austria, Germania e Finlandia, sono l’avanguardia della quarta generazione.

Anche la **ricerca** ha seguito un’analoga parallela evoluzione, anzi si può affermare che politica e comunità scientifica abbiano agito sinergicamente offrendo reciproco spunto e fornendo validi strumenti sia strategici che operativi con l’obiettivo di promuovere un approccio sempre più orientato alla sostenibilità. Si possono riassumere quattro momenti chiave:

- inizialmente, alla fine degli anni 90, si è fatta largo la consapevolezza che solo attraverso una valutazione dei rischi reali sarebbe stato possibile gestire un risanamento concreto dei suoli, visto il rilevante incremento dei siti contaminati e del budget necessario per risanarli (CARACAS, NICOLE);

a metà degli anni 2000 si è concretizzata una vera e propria strategia di risanamento dei siti, in particolare quelli storicamente contaminati ed è stata sviluppata la filosofia della gestione dei rischi per il riutilizzo dei suoli – Risk Based Land Management – RBLM (CLARINET, CABERNET);

- nella seconda metà degli anni 2000 si è reso evidente che la strategia generale del RBLM necessitasse degli strumenti adatti e del consenso delle parti interessate. Si trattava di un passaggio cruciale identificato come la transizione da paesi “*liability oriented*” a Paesi “*consensus oriented*”. Inoltre, a livello spaziale sono state promosse soluzioni di risanamento a scala di multisito, efficaci poiché, in situazioni complesse, affrontano in maniera pragmatica il difficile problema della ricerca del responsabile. Nel caso di sovrapposizioni di responsabilità nella contaminazione nelle acque sotterranee le autorità prevedono la possibilità di gestire gli interventi di bonifica in maniera integrata e non disomogenea per singoli proprietari. Inoltre in piena ottica sostenibile, vengono incluse nelle valutazioni anche i bisogni e gli interessi delle generazioni future, estendendo quindi la dimensione temporale;
- la logica delle bonifiche sostenibili, introdotta a livello normativo o come linea di indirizzo progettuale concertata a livello europeo, si è diffusa come approccio integrato sviluppatosi dopo il 2010 (SURF UK), includendo più livelli:
 - o la pianificazione ed il coordinamento dello sviluppo tecnico, economico, urbanistico, culturale di un’area ;
 - o gli interessi concreti ed attuali delle parti interessate;
 - o gli aspetti tecnico-economici e più in generale operativi degli interventi.

Inoltre lo studio ha fornito una selezione di **casi applicativi** ritenuti significativi nei seguenti termini:

- sono descritti alcuni esempi di applicazione della gestione dei rischi (RBLM) in Germania, in Inghilterra e in Olanda (Georgswerder, Halle Lochau, Volgermeerpolder, Kanaalpolder), dai quali emerge che il controllo dei rischi e lo sfruttamento dei processi di recupero naturale hanno permesso di risolvere problematiche complesse ed assai compromesse, escludendo il ricorso ad interventi drastici ed invasivi. Le soluzioni percorse a diversi anni di distanza sono state in linea con i principi della sostenibilità degli interventi (in particolare per Volgermeerpolder e Kanaalpolder);
- il caso di Bitterfeld rende un esempio significativo dell’applicazione della strategia areale integrata come evoluzione dell’approccio RBLM ai megasiti;
- il caso assai noto del recupero della regione della Ruhr, in Germania, rappresenta uno degli interventi di qualificazione più vasti d’Europa. Anche in questo caso - antecedente all’emanazione della normativa nazionale sui suoli – sono riconoscibili i primi principi guida della filosofia sostenibile e della limitazione dei rischi;
- il caso italiano della messa in sicurezza della discarica Conte di Troia nel sito di interesse Nazionale di Manfredonia costituisce un intervento attuato nel totale rispetto delle strategie europee di ricerca di una via a soluzioni sostenibili per le contaminazioni storiche, visti la rapidità di esecuzione, i benefici economici, il rispetto della salvaguardia dell’ambiente e soluzioni tecnologiche all’avanguardia.

Infine il presente documento ha mostrato come anche per il Sito ex ACNA di Cengio, e per le Aree Esterne del Sito di Interesse Nazionale di Pieve Vergonte (Fiume Toce e Lago Maggiore) di fatto siano stati individuati le soluzione più "sostenibile".

Infatti, con riferimento al Sito ex ACNA di Cengio, dalla documentazione analizzata ("Progetto Preliminare di Bonifica" (PPB) del sito di Cengio, redatto dal Consorzio BASI nell'aprile 2002) si evince che, in fase di progettazione preliminare, fu effettuato un confronto tra diverse tecnologie di intervento, quali la "movimentazione" (*ex situ*) dei materiali contaminati e dei rifiuti già presenti e le alternative di bonifica in situ.

Il confronto tra le diverse opzioni di intervento è stato svolto dal Consorzio BASI considerando:

- la portata economica degli interventi;
- le difficoltà nell'applicazione dell'intervento;
- le possibili ripercussioni sulla sicurezza dei lavoratori e l'igiene dell'ambiente di lavoro;
- i potenziali impatti sull'ambiente;
- la sostenibilità dei tempi e dei costi dell'intervento;
- l'efficacia e controllabilità dell'intervento;
- la possibilità di riutilizzo futuro del sito.

A valle di tale confronto, furono scartate le tecnologie di trattamento *in situ*, poiché non erano in grado di assicurare una repentina riduzione del rischio, condizione necessaria poiché il sito era in uno stato d'emergenza (DPCM del 18 marzo 1999). Gli unici interventi teoricamente percorribili risultavano quindi la messa in sicurezza permanente attraverso misure di contenimento in sito dell'area A1 (*on-site containment*) e l'escavazione stoccaggi in sito dei materiali scavati.

Tale soluzione consentiva, inoltre, di assicurare la fruibilità delle aree bonificate per la reindustrializzazione, evitando così, nell'ottica di uno sviluppo sostenibile, consumo di suolo vergine o di smaltire in altri siti considerevoli volumerie di materiale con conseguenti impatti dovuti ad esempio alla loro movimentazione.

Confrontando qualitativamente le due opzioni di intervento in linea di principio percorribili, ossia lo smaltimento *onsite* e lo smaltimento *offsite*, con uno strumento consolidato quale il *Life Cycle Assessment – LCA* (analisi del ciclo di vita), emerge che le due tecnologie si discostano soprattutto per gli impatti provocati dalla fase di trasporto. Infatti, la movimentazione *off site* avrebbe determinato un elevato utilizzo di mezzi pesanti, generando, elevati disagi per il traffico locale, nonché un incremento significativo del rischio di incidenti e prodotto significative emissioni di contaminati atmosferici, quali ad esempio i gas serra.

Alla luce dei principi di sostenibilità, la soluzione progettuale adottata si configurava chiaramente come quella che meglio bilancia la sfera ambientale, economica e sociale e di conseguenza quella maggiormente sostenibile.

A conferma di ciò e dell'efficacia dell'intervento progettato, una serie di documenti evidenziano che, già dal 2006, l'attività di messa in sicurezza permanente consolidava il completo risanamento delle componenti ambientali del sito e portava a un notevole miglioramento generale della situazione ambientale ("Piano di caratterizzazione ambientale dell'asta del Fiume Bormida compresa tra l'area

di Cengio-Saliceto e Bistagno – Relazione Tecnica Conclusiva”, ICRAM, Novembre 2006; “Piano di tutela delle acque”, Regione Piemonte, Marzo 2007).

Infine, dalla breve ricostruzione dell’iter di risanamento delle così dette Aree Esterne del SIN di Pieve Vergonte, (Fiume Toce e Lago Maggiore) si è data dimostrazione di come, anche in questo caso, applicando i principi formulati dai principali progetti europei in tema di risanamento di contaminazione storiche e complesse, sia stato possibile individuare l’intervento di risanamento più sostenibile.

Infatti per tali aree, interessate da contaminazione da DDT originata dall’attività industriale protrattasi per quasi 50 anni, è stato scelto di impostare la scelta del miglior intervento di risanamento attraverso:

- la valutazione sito specifica del rischio ecologico e sanitario;
- l’istituzione di un tavolo tecnico (processo partecipato) tra gli organi tecnici dei principali stakeholder (IRSA CNR, ARPA Piemonte, Istituto Superiore di Sanità).

È inoltre importante sottolineare che l’alto profilo tecnico scientifico adottato, sia nella fase di caratterizzazione che nella fase di rielaborazione e valutazione del dato, ha consentito di introdurre forti elementi di oggettività facilitando il dialogo ed il confronto con gli stakeholder.

Le valutazioni effettuate dal tavolo tecnico, hanno consentito di stabilire che per le “Aree Esterne” del SIN di Pieve Vergonte, (Fiume Toce e Lago Maggiore), il migliore intervento di risanamento è un monitoraggio a lungo termine. Infatti tutti i dati sito specifici raccolti hanno consentito di dimostrare che, nel Sistema si è innescato da tempo un processo di recupero naturale, e che **l’attuale presenza di DDT nell’ambiente, non rappresenta una criticità tale da richiedere interventi invasivi** quali ad esempio il capping o il dragaggio, **ma necessita esclusivamente di un monitoraggio a lungo termine, intervento che è socialmente ed ambientalmente più accettabile a fronte di importi economici significativamente inferiori.**

BIBLIOGRAFIA

1. Agostini, P., et al., *Regional risk assessment for contaminated sites Part 3: Spatial decision support system*. *Environment international*, 2012. 48: p. 121-132.
2. Alary, C. and S.V. Loye, *Présentation du Site Atelier de la ZAC de l'Union, in Gestion et requalification durable des sites et sols pollués: Expériences en Nord - Pas de Calais*. 2014.
3. Allgaier, G., M. Ritzkowski, and R. Stegmann. *Risk assessment of small old landfills: The evapassold model*. in *Proceedings of Seminario-Workshop "Tecnologie per la riduzione degli impatti e la bonifica delle discariche"*, Montegrotto Terme (Padova). 2006.
4. Allgaier, G. and R. Stegmann. *Preliminary assessment of old landfills*. in *Proceedings of Seminario-Workshop "Tecnologie per la riduzione degli impatti e la bonifica delle discariche"*, Montegrotto Terme (Padova). 2006.
5. Aquater. *Progetto preliminare di bonifica ACNA di Cengio*. Aprile 2002.
6. ASTM, ASTM E2876-13 *Standard Guide for Integrating Sustainable Objectives into Cleanup*. 2013.
7. ASTM, ASTM E2893-13 *Standard Guide for Greener Cleanups*. 2013
8. Ashmore, M., et al., D 6.2 *Integrated Framework for systematic evaluation of brownfieldregeneration*. 2014, HOMBRE.
9. Ashmore, M. and P. Nathanail, *The Brownfield REMIT/RESPONSE Brownfield Regeneration Systems Tool*, in *CABERNET 2014: Tailored & Sustainable Redevelopment toward Zero Brownfields*. 2014.
10. Baars AJ, Theelen RMC, Janssen PJCM, Hesse JM, Van Apeldoorn ME, Meijerink MCM, *Evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM, Bilthoven, The Netherlands. Report 711701025. Bilthoven, The Netherlands: RIVM; 2001.
11. Bardos, P., et al., *A Review of Published Sustainability Indicator Sets: How applicable are they to contaminated land remediation indicator-set development?* 2010.
12. Bardos, P., et al., *A Review of Published Sustainability Indicator Sets: How applicable are they to contaminated land remediation indicator-set development?* 2010.
13. Bardos, P. and P. Menger., *Conceptual site or project models for sustainability assessment and overall value*. 2013.
14. BASI Consorzio. Snamprogetti. *Messa in sicurezza permanente zona A1. Sistemazione ripristino ambientale, Progetto Definitivo ACNA di Cengio*. 31/10/2004.
15. Stephan Bartke et al., *TIMBRE Introducing the FP7 project timbre – Tailored Improvement of Brownfield Regeneration in Europe*. in *NORDROCS 2012*. 2012.
16. Beijnen, R., *SufalNet4EU for innovation and sustainable growth*. 2010: Brussels.
17. Bergknut, M., *SNOWMAN MCA Midterm meeting*. 2011
18. Bewley, R., NICOLE / CF Joint Meeting - *Workshop Session 1 : Overview of the Regulatory Basis for Sustainable Remediation in the European Union and United Kingdom*. Session 1 Workshop Programme & Introduction. 2014(May): p. 1-17.
19. Broer, W. and B. Duphar, *The Volgermeerpolder, a case study*. *Contaminated Soil'88*, 1988. 1: p. 389.
20. Bulck, S.V.d., *SNOWMAN Network Vision paper*. 2013.
21. Carlon, C., M. D'Alessandro, and S. Sommer, *HERACLES Human health and Ecological Risk Assessment for Contaminated Land in Eu member States: towards the development of European common references*. 2005.
22. Carlon, C. *Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonization*. European Commission, Joint Research Centre, Ispra, 2007.
23. Carrington, M., *Contaminated Land in England Update on guideline values*, in 11th ICCL meeting. 2013: Durban.
24. S. Cassotta, *Environmental damage and liability problems in a Multilevel Context*, 2012 Kluwer.
25. Ruud Cino, *Soil Pollution in the Netherlands: A Refocused Policy on Soil and the Strategy of the Public and Private Sector*, Oct. 11, 2006, http://www.renaremark.se/filarkiv/holland2006/A1_Ruud_Cino.pdf.
26. CLARINET. *Sustainable Management of Contaminated Land*. 2001.

27. CLARINET. *An Analysis of National and EU RTD Programmes Related to Sustainable Land and Groundwater Management*. 2002.
28. CLARINET. *Remediation of Contaminated Land*. 2002.
29. CLARINET. *Review of Decision Support Tools for Contaminated Land Management, and their Use in Europe*. 2002.
30. CLARINET. *Sustainable management of contaminated land: an overview*. Umweltbundesamt GmbH (Federal Environment Agency Ltd) Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien, Austria, 2002(August): p. 128-128.
31. CITYCHLOR *Concept of Integrated Approach*. 2010.
32. CITYCHLOR, *Success Factors for an Integrated Approach*. 2012.
33. CITYCHLOR, *Calculation Cost Model: Area Oriented Approach*. 2013a.
34. CITYCHLOR, *Communication in Urban Planning*. 2013b.
35. Cleen, M.d. and C. Molenaar, *Optimizing sustainable use of soil and subsoil a transition in soil policy*, in 11th ICCL meeting. 2013: Durban.
36. Cleen, M.d. and C. Molenaar, *Progress in collaboration to develop a shared knowledge agenda on soil and water*, in 11th ICCL meeting. 2013.
37. Cleen, M.d. and C. Molenaar, *Towards a 4D spatial plan for soil and subsoil*, in 12th ICCL meeting. 2015: Melbourne
38. Clemens, C.H., et al. *Natural capping of the landfill Volgermeerpolder*. in *Sustainable Remediation Technologies*. 2009. Copenhagen.
39. Common Forum, C., *Proposal of alternative text for a framework directive on soil protection*. 2011.
40. Corte dei Conti Europea. *Le misure strutturali dell'UE hanno sostenuto con successo la riqualificazione dei siti industriali e militari dismessi?* Relazione n. 23. 2012.
41. Croce Maurizio e Reina Alessandro. *Casi di studio degli interventi di bonifica e messa in sicurezza permanente delle discariche di Pariti e Conte di Troia, nel Sito di Interesse Nazionale di Manfredonia (Fg). Dall'emergenza all'eccellenza*. Commissario delegato per la bonifica di discariche pubbliche di manfredonia (fg) ex opcm n. 3793/2009 - ex opcm n. 3836/2009. 2011.
42. Darmendrail, D. *Contaminated ground in the EU, working on common ground?* in Common forum on contaminated land in europe 2013. 2013. Oslo.
43. De WitN., *Thematic strategy on soil protection*, in 8th ICCL Meeting. 2007: Stockholm.
44. Dijcker, R., et al. *Geotextile Enabled Smart Monitoring Solutions for Safe and Effective Management of Tailings and Waste Sites Two case studies: Volgermeerpolder (The Netherlands) and Suncor (Canada)*. in *Proceedings Tailings and Mine Waste 2011*. 2011. Vancouver.
45. Di Molfetta A. e Zolla V., *La valutazione del rischio come strumento decisionale per la concessione di deroghe ai criteri di ammissibilità in discarica imposti dal d.m. 27/09/2010*. Remtech 2011.
46. Döberl, G. and D. Müller, *Elements for evolution of policy frameworks towards a fourth generation of legislation*, in Durban. 2013.
47. Dyck, E.V., *The Soil Remediation Policy in Flanders*, in 12th ICCL meeting. 2015: Melbourne.
48. Duijne, H.v., *HOMBRE's Role in Brownfields Management and Avoidance*. Urban Land Management 2065. 2014, HOMBRE Partners.
49. Durante G, Grasso F., *L'acna di cengio e la sua pesante storia ambientale*. ECOSCIENZA Numero 3 • Anno 2010.
50. Farina Marina. *Sintesi dell'elaborato di laurea la bonifica del sin di manfredonia: illustrazione del problema ed analisi dello stato di fatto*. Tesi Univerisità di Napoli anno accademico 2013-2014.
51. Ferguson, C., Darmendrail, D., Freier, K., Jensen, B.K., Jensen, J., Kasamas, H., Urzelai, A. and Vegter, J. (editors) *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe*. Volume 1. Scientific Basis. LQM Press, Nottingham. 1998.
52. Ferguson, C.C., *Assessing Risks from Contaminated Sites: Policy and Practice in 16 European Countries*. Land Contamination & Reclamation, 1999. 7(2).
53. Ferguson C.C. and Kasamas H. (editors) 1999. *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe*. Volume 2. Policy Frameworks. LQM Press, Nottingham.
54. FISE Assoambiente. *Gli impianti per il trattamento dei rifiuti in Italia*. Giugno 2009.

55. Först, C., L. Stieglitz, and G. Zwick, *Isomer-Specific Determination of PCDD/PCDF in Water Leachate of a Waste Landfill*, in *Organic Micropollutants in the Aquatic Environment*, G. Angeletti and A. Bjørseth, Editors. 1988, Springer Netherlands. p. 52-58.
56. Forter, M. and R. Weber, *The landfill as a final sink for chemical wastes? – Lessons to be learned from Switzerland*, in *Sinks a Vital Element of Modern Waste Management*, 2nd International Conference on Final Sinks. 2013.
57. Frauenstein, J. *From "SNOWMAN" and "Knowledge for Healthy Soils"*. in ICCL meeting Helsinki 2009. 2009. Helsinki.
58. Fritz, G., *Introduction on the contaminated land situation of the chemical-pharmaceutical industry in Switzerland & the Basle Region*, in Common Forum Meeting 2012. Basel.
59. Michiel Gadella, Mari van Dreumel, Reinier Romijn . *Review of 25 years of soil reuse and sustainable land management policies in the Netherlands finding the balance between environmental protection and the need for recycling*. AquaConsoil - Barcelona - 16 april 2013.
60. Franco Gaimpietro, *Discariche abusive in Italia: dalla Corte di Giustizia sanzioni milionarie* (nota a CGUE 2 dicembre 2014). Nota a sentenza Corte di Giustizia UE, 2 Dicembre 2014, causa C-196/13. Rivista Ambiente & Sviluppo, IPSOA Wolters Kluwer, n. 4/2015.
61. Golder Europe EEIG, *Report on implementation of the landfill directive in the 15 member states of the european union*. 2005.
62. Götz, R., *Chlorinated dioxins and dibenzofurans in leachate and sediments of the sanitary landfill in Hamburg-Georgswerder*. Chemosphere, 1986. 15(9-12): p. 1981-1984.
63. Götz, R., V. Sokollek, and R. Weber, *The dioxin/POPs legacy of pesticide production in Hamburg: part 2—waste deposits and remediation of Georgswerder landfill*. Environmental Science and Pollution Research, 2013. 20(4): p. 1925-1936.
64. Greenpeace, *Hidden Consequences. The costs of industrial water pollution on people, planet and profit*. 2013
65. Großmann, J., J. Sievers, and A. Ritter, *Technical and organisational management of contaminated megasites in consideration of the EU-WFD and future land use.*, in Consoil 2005.
66. Grotenhuis, T., et al., *Risk based management of contaminated sites and megasites*, in Innovation for Sustainable Production 2008: Bruges.
67. Groenewold, H., *The updated soil protection act. A decision support tool for contaminated groundwater*. 2013, University of Groningen.
68. H. Halen et al., *Strategic and technical tools for land contamination management in EU: where do we come from and where are we going to?* in Technosols, the man-made soils, a challenge for urbanised societies. 2009.
69. Hammer, B., *Remediation of the Hazardous Waste Landfill in Kölliken, Switzerland*, in NATO/CCMS Pilot Study Meeting. 2006.
70. Hartog, N., et al. *UPSOL: New frontiers in cost-effective sustainable in-situ remediation approaches*. in Incorporating Sustainable approach in soil remediation. 2009.
71. Heida, H., M. Van Den Berg, and K. Olie, *Risk assessment and selection of remedial action alternatives the Volgermeerpolder case study*. Chemosphere, 1989. 19(1): p. 615-622.
72. Heidrich, S., H. Weiß, and A. Kaschl. *Natural attenuation processes at the bitterfeld megasite (Germany)*. in Consoil. 2005.
73. Honders, T., *New legislation on the sustainable reuse of lightly contaminated soil in the Netherlands*, in WASCON 2009. 2009.
74. Huub Rijnaarts and Jeroen ter Meer. *The WELCOME Integrated Management Strategy for large scale historical soil and groundwater contaminations: Introduction and example Rotterdam Harbour Region*. NATO-CCMS, June 2005, Ottawa
75. IBA Hamburg GmbH. *A hill of new horizons The Georgswerder Energy Hill*. International Building Exhibition Hamburg. 2013.
76. INCORE, *Integrated Concept for Groundwater Remediation*, INCORE report. 2003.
77. INERIS, *State of the art of contaminated site management: Policy framework and human health risk assessment tools*. 11/04/2013, CITYCHLOR.
78. James, T. and P. Stanley, *Brofiscin Quarry: Securing Remediation through Part 2A*, in Contaminated sites 2015. Bratislava.
79. Joint Research Centre. *Progress in the management of Contaminated Sites in Europe*. 2014.

80. Kasamas, H., *EU Concerted Actions CARACAS & CLARINET work in relation to harmonization*. 2005.
81. Kasamas, H., *Contaminated land management: The Austrian Approach*. in 9th ICCL Meeting. 2009: Durban
82. Kasamas, h., *The Austrian Funding Programme to encourage voluntary remediation activities*, in 11th ICCL Meeting. 2013: Durban
83. H. Klapperich, P. Noll, and D.D. Genske, "Remediation of contaminated sites- case histories" (June 1, 1993). International Conference on Case Histories in Geotechnical Engineering. Paper 2.
84. Klusáček, P., *Prioritization tool, software and manual Web-based prioritization tool (interactive database for user friendly assessment and classification of individual brownfield sites with manual for brownfield owners, developers, regulators.)*. TIMBRE deliverable D3.2. 2013.
85. Landesakademie, T.L.A., *EVAPASSOLD. Evaluation and Preliminary Assessment of Old Deposits*. 2003.
86. Langevoort, M., et al. *From uncontrolled to controlled final sink*. in *Sinks a Vital Element of Modern Waste Management*. 2013.
87. Leney, A.D., *A systems approach to assess the redevelopment options for urban brownfield sites*. 2008, University of Nottingham.
88. Leoni Stefano. *Sito Acna di Cengio*. Convegno «Puliamo l'Italia» 14/15 ottobre 2013, Brescia
89. Lim, G.J.G.K., *Area oriented approach to groundwater contaminations in light of WFD / GWD*, in Common Forum. 2014: Naples.
90. Lijzen JPA, Baars AJ, Otte PF, Rikken MGJ, Swartjes FA, Verbruggen EMJ, Van Wezel AP. *Technical evaluation of the intervention values for soil/sediment and groundwater*. Report 711701023. Bilthoven, The Netherlands: RIVM; 2001.
91. Limasset, E., *How to engage towards effective and sustainable regeneration of large industrial brownfield sites*, in CABERNET, 4th International Conference on Managing Urban Land. 2014.
92. Limasset, E., et al. *Towards the anticipation of brownfield emergence?* in CABERNET, 4th International Conference on Managing Urban Land. 2014.
93. MAGIC Partners, *Management of Groundwater at Industrially Contaminated Areas*. Brochure. 2008.
94. Malina et al. *Integrated Management Strategy for complex groundwater contamination at megasite scale*. Soil and Water Pollution Monitoring, Protection and Remediation, 2006.
95. Annemieke Marsman, Johan Valstar & Jeroen ter Meer. *Risk analysis on groundwater contamination at the megasite Port of Rotterdam*. Calibration and Reliability in Groundwater Modelling: From Uncertainty to Decision Making IAHS Publ. 304, 2006.
96. Josiane Masson & Thomas Strassburger. *EU Soil Thematic Strategy and Communication on land as a resource: the state of play*. Global Soil Week 21 April 2015.
97. Jeroen Ter Meer, Niels Hartog, Johan Valstar, Annemieke Marsman and Huub Rijnaarts. *Contaminant sources, pathways and receptors at the Rotterdam Port Area – a non-site-specific approach*. Fachhochschule Osnabrück, Diskussionsforum Bodenwissenschaften 2007.
98. Mariotti C, *Aspetti e soluzioni progettuali innovative per gli interventi di bonifica e messa in sicurezza permanente delle discariche pubbliche di Manfredonia* Seminario del Network Bonifiche sulla bonifica e messa in sicurezza delle discariche pubbliche di Manfredonia. Roma, 17 ottobre 2011.
99. Ministero dell'Ambiente. *Accordo di Programma ACNA di Cengio*. 12/12/2000.
100. Ministry of Housing, *Spatial Planning and Environment of Netherlands*. Soil remediation Circular. <http://rwsenvironment.eu/subjects/soil/legislation-and/soil-remediation>, 2013.
101. Ministry of Housing, *Spatial Planning and Environment of Netherlands*. Into Dutch Soils. 2014.
102. Morio M., *Development of a customisable open-source web based tool for the integrated evaluation of brownfield development options*. TIMBRE deliverable D6.1. 2014.
103. P. Nathanail, K. Millar, D. Grinski, U. Ferber, *Key findings from CABERNET. Europe's sustainable brownfield regeneration network*. Proceedings 2nd International Conference on Managing Urban Land. 2007.

104. P. Nathanail, D. Grinski, U. Ferber, K. Millar. *The role of risk base contaminated land management in sustainable urban regenerations: key findings from www.cabernet.org.uk–Europe's sustainable brownfield regeneration network*. Consoil 2008a.
105. P. Nathanail, Frank Swartjes, Jeroen Provoost. *Towards harmonised human health risk assessment across Europe: Sorting the possible from the impossible*, Conference paper Milan, Consoil 2008b.
106. P. Nathanail. *Sustainable reuse of former and abandoned landfills –pitfalls and opportunities*. in Epuk & Sufalnet4EU Lessons in Land Regeneration,. 2011. British Geological Survey, Keyworth.
107. Nathanail, P. *Soil quality:Guidance on sustainable remediation*. 2013.
108. P. Nathanail, *Private Partnerships – Lessons from remediation in England's coalfields*, in ICCL 2013. 2013: Durban.
109. Nathanail, P. and M. Charnley, *Managing land contamination: UK Policy and Practice*, in 12th ICCL meeting. 2015: Melbourne.
110. NICOLE, *Need for sustainable land management : Role of a Risk assessment based approach*. 2002.
111. NICOLE. *Sharing experiences in the management of megasites: towards a sustainable approach in land management of industrially contaminated areas*. 2003.
112. NICOLE. *Unlocking the Barriers to the Recovery of Soil and the Rehabilitation of Contaminated Land* 15-16 November 2004a.
113. Nicole. *Risk assessment comparison study*. 2004b.
114. NICOLE. *Sustainable remediation, in Land Contamination & Reclamation*. 2008. p. 381-403.
115. NICOLE. *Sustainable remediation - a solution to an unsustainable past*, 3-5 June 2009,Workshop report. Leuven, Belgium.
116. NICOLE. *Road Map for Sustainable Remediation*. 2010. p. 1-4.
117. NICOLE, P. Connell, and S. Mackay, *Environmental Liability Transfer in Europe : Divestment of Contaminated Land for Brownfield Regeneration Report*. 2011.
118. NICOLE. *How to implement sustainable remediation in a contaminated land management project ?* Guidance Documents Series. NICOLE Sustainable Remediation Work Group. 2012.
119. OECD NUCLEAR ENERGY AGENCY., *Loss of information, records, knowledge and memory - Key factors in the history of conventional waste disposal*. 2014.
120. Otte PF, Lijzen JPA, Otte PF, Swartjes FA, Versluijs CW. *Evaluation and revision of the CSOIL parameter set*. Report 711701021. Bilthoven, The Netherlands: RIVM; 2001.
121. Payet, J., *Integrating Multiple Scale Impact Assessment on Ecosystems for Contaminated site management*. Final Research Report MuSA. 2009.
122. Parsons Brinckerhoff Ltd, *Brofiscin Quarry, Groesfaen Human Health Risk Assessment (2009 - 2010) part 2a report - technical summary*. 2011, Rhondda Cynon Taf County Borough Council.
123. Petroltecnica S.p.A. *Messa in sicurezza permanente zona a1 sistemazione e ripristino ambientale adeguamento del progetto esecutivo ACNA di Cengio*.2012.
124. Poggio P.P.,*L'ACNA di Cengio*. <http://www.industriaeambiente.it/schede/acna/>. Accesso Gennaio 2016.
125. Praamstra, T., *Remediation of landfill leachate with an adsorption drain*. 2010, TAUW.
126. Praamstra, T. *The Natural Catch in Sustrem* 2014. 2014. Ferrara.
127. Prokop, G., et al., *Management of contaminated sites in Western Europe*. 2000, Office for official publications of the European communities.
128. Provoost, J., C. Cornelis, and F. Swartjes, *Comparison of soil clean-up standards for trace elements between countries: why do they differ?* Journal of Soils and Sediments, 2006. 6(3): p. 173-181.
129. Provoost, J., et al., *Parameters causing variation between soil screening values and the effect of harmonization*. Journal of Soils and Sediments, 2008. 8(5): p. 298-311.
130. Rainbow Srl. *I diaframmi plastici compositi.La bonifica del sito industriale di Cengio*. 2008.

131. H. Rijnaarts and C. Wolfgang, *Development of an integrated management system for prevention and reduction of pollution of waterbodies at contaminated industrial megasites*, Sustainable management of soil and groundwater resources in urban areas. Krakow, 2002.
132. Raphel, M., *Closure and aftercare regime for landfills below the water table*. Górniczo i Geoinżynieria, 2005. 29: p. 43-50.
133. M. Raphel. *Investigations for the sustained closure of landfill sites operated in cavities left over from open lignite mining and exemplified at the Halle-Lochau landfill*. Final Report. 2007.
134. Reinikainen, J., *Incorporating sustainability into assessment and remediation of contaminated sites in Finland*, in 11th ICCL meeting. 2013: Durban.
135. Reinikainen, J., *Sustainability in decision making – challenges in the application of risk-based quality standards*, in 12th ICCL meeting. 2015: Melbourne.
136. Rikken MGJ, Lijzen JPA, Cornelese AA. *Evaluation of model concepts on human exposure. Proposals for updating the most relevant exposure routes of CSOIL*. Report 711701022 Bilthoven, The Netherlands: RIVM; 2001.
137. Rijnaarts, H. and C. Wolfgang. *Development of an integrated management system for prevention and reduction of pollution of waterbodies at contaminated industrial megasites*. in Consoil 2003. 2003
138. Rodrigues, S.M., et al., *A review of regulatory decisions for environmental protection: Part I—Challenges in the implementation of national soil policies*. Environment International, 2009. 35(1): p. 202-213.
139. Anton Roeloffzen. *Groundwater pollution in the Rotterdam Port area. Does the Dutch Soil Protection Act meet the EU Groundwater Directive ?*. Common Forum 2008.
140. E. Rizzo, L. Pizzol, E. Giubilato, A. Critto, A. Marcomini. *Timbre expert system for choosing sustainable solutions of risk based approaches and technologies for brownfield rehabilitation*. AcquaConsoil 2013.
141. Rosén, L., et al. *Multi-criteria analysis for identifying sustainable remediation alternatives with focus on soil functions*. in *International workshop on sustainable remediation and soil functions and services*. 2011. CHALMERS University.
142. Roovers, C., *Success factors for an integrated approach or: how to build bridges*. 2013.
143. H. Rügner, et al., *Report on the Applicability of Existing Protocols/Guidelines for EU Megasites*. 2004: Workpackage 6 (Natural Attenuation of Multiple Contaminants), Deliverable 6.3 WELCOME EU_project.
144. SAGTA, *Workshop: Sustainable Remediation*, NICOLE, Editor. 2008.
145. Salvati A, Curti A, Veggi S. *Syndial site of Cengio – banks and groundwater containment and drainage system*. Consoil 2008.
146. Schnakenburg, P.v., *The area-oriented groundwater management in Stuttgart*. 2013.
147. Shomburgk, S., *Integrated approach on global groundwater contamination of the area of the Dreieckland (F, CH, D) in an urban multisite context*, in Final Conference CityChlor 2013: Ghent.
148. Sinke, A., *Enable European industry to identify, assess and manage industrially contaminated land efficiently, cost effectively and within a framework of sustainability*, in 8th ICCL Meeting, Stockholm, Editor. 2007.
149. Sinke, A., *Sustainable Remediation – A Solution to an Unsustainable Past?*, in Nicole Workshop. 2009.
150. Sinke, A., *Experiences with sustainable land management*, in 11th ICCL meeting. 2013: Durban.
151. Snamprogetti. *Messa in sicurezza permanente zona A1. Sistemazione ripristino ambientale Progetto Esecutivo ACNA di Cengio*. 24/07/2008.
152. Sokollek et. al. *Results from thirteen years of monitoring the encapsulated landfill Georgswerder (Hamburg)*. Consoil 2003.
153. Specchio V. *Realizzazione e soluzioni operative per la messa in sicurezza permanente delle discariche Conte di Troia e Pariti RSU*. Network Bonifiche. Roma. 17 Ottobre 2011.
154. Stanley, P.C., T. James, and S. Cole, *Brofiscin Quarry remediation scheme, Cardiff, Wales*, in Contaminated sites. 2013: Bratislava.

155. Stegmann, R., *Remediation of Old Landfills*. 2006.
156. SurF UK, *A Framework for Assessing the Sustainability of Soil and Groundwater Remediation*. 2010.
157. SurF UK, *Sustainable management practices for management of contamination*. 2014(March).
158. Sulfalnet, *Model Strategy Sulfalnet*. 2009.
159. SulfalNet4EU, *A summary of development proposals for european landfill sites*.2012.
160. Swartjes, F.A., C. Carlon, and N.H. de Wit, *The possibilities for the EU-wide use of similar ecological risk-based soil contamination assessment tools*. *Science of the total environment*, 2008. 406(3): p. 523-529.
161. Swartjes, F.A., et al., *Towards consistency in risk assessment tolls for contaminated sites management in the EU*. RIVM. 2009.
162. Swartjes, *Dealing with contaminated sites*. Springer 2011.
163. Swartjes, F.A., et al., *State of the art of contaminated site management in The Netherlands: Policy framework and risk assessment tools*. *Science of The Total Environment*, 2012. 427-428: p. 1-10.
164. Swartjes, F.A., C. Carlon, and Heracles, *Towards harmonisation of tools for the risk-based assessment of soil quality in Europe*. 2013.
165. Swartjes, F., *Human health risk assessment related to contaminated land: state of the art*. *Environmental geochemistry and health*, 2015: p. 1-23.
166. Syndial. *OICE Workshop sostenibilità ambientale*. Workshop Sostenibilità ambientale Ingegneria e grandi imprese a confronto. Roma 19/02/2015.
167. Tuinstra, J., *Contaminated soils in the Netherlands: a change in perspective*. 2012: Summer-school-on-contaminated-soils-Paris-Est.
168. Union Lille Metropolitane, *Bâtir un éco-quartier sur un ancien site industriel*. L'Union vue du sol. 2012.
169. Van-Camp. L., Bujarrabal, B., Gentile, A-R., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Olazabal, C. andSelvaradjou, 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.
170. Verbruggen EMJ, Postumus R, Van Wezel AP. *Ecotoxicological serious risk concentrations for soil, sediment and (ground)water; updated proposals for first series of compounds*. Report 711701020. Bilthoven, The Netherlands: RIVM; 2001.
171. Vermeulen H.J., van Veen H.J., van Reijssen I.E.R. (2006). *Working Together in Research and Developmentfor Sustainable Landmanagement in Europe*. www.snowmannetwork.com.
172. H. J. Vermeulen and H.J.v. Veen, *A basis for cooperation between European countries in funding research. Deliverable 13*. The SNOWMAN Research Programme. 2009.
173. Verhoeven, C., *The "C-Factor" in the Integrated Approach*. 2013.
174. Versluijs, K., *Soil remediation in The Netherlands: Progress, costs and benefits, new policy*. 2007.
175. Volchko, Y., et al., *Multi-criteria analysis of remediation alternatives to access their overall impact and cost/benefit, with focus on soil function (ecosystem services and goods) and sustainability*. SNOWMAN-MCA. 2014.
176. Volchko, Y., *Assessing Soil Functions for Sustainable Remediation of Contaminated Sites*. 2014, Chalmers University of Technology.
177. Vries, A.d., *Case study: Area-oriented approach & the urban development in Station area of Utrecht*. 2013.
178. Walden T., Houlden L.,Gardner M. *European Risk Model Comparison Study*. Sposored by NICOLE. 2005.
179. Weststrate, F., et al., *The Volgermeerpolder, a Case Study, in Contaminated Soil'88*. 1988, Springer. p. 389-392
180. Weiss, H., et al., *Management options for regionally contaminated aquifers: A case study at Bitterfeld, Germany, in Soil and Water Pollution Monitoring, Protection and Remediation*. 2006, Springer. p. 579-589.
181. Wendler, K., *D 7.3: Supporting the implementation of project results into case studies*. 2014, HOMBRE.

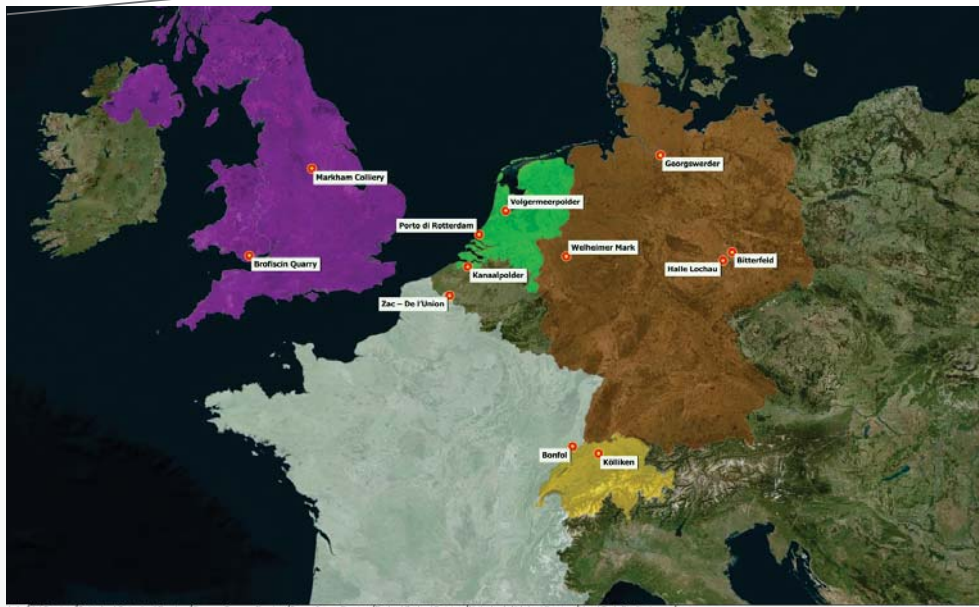
182. Wenger, C. and U. Ziegler, *Persistent pollutants sites: Sustainable remediation of sites polluted by large amounts of persistent hazardous substances*, in ICCL 2001. Geneve.
183. Wepner-Banko, M., G. Döberl, and D. Müller-Grabherr, *Sustainability in Remediation – coping with changes and unforeseen impacts*, in 12th ICCL meeting. 2015: Melbourne.
184. Wycisk et. al. *Exposure route assessment of groundwater pollutants from multi-source contaminated mega sites – a case study*. Organohalogen Compounds Vol 68 , 2006.
185. Wycisk, P., et al., *Integrated methodology for assessing the HCH groundwater pollution at the multi-source contaminated mega-site Bitterfeld/Wolfen*. Environmental Science and Pollution Research, 2013. 20(4): p. 1907-1917.

ALLEGATO 1

1.CASI ESEMPLIFICATIVI DI APPROCCI SOSTENIBILI AL DI DISCARICHE E CONTAMINAZIONI STORICHE

Allegato I

Casi esemplificativi di approcci sostenibili al risanamento di discariche e contaminazioni storiche “significative”



Posizione

La discarica di Georgswerder sorge ad Amburgo, in Germania, nella valle del Fiume Elba su sedimenti palustri che poggiano su un acquifero quaternario.



Storia

Dal **1948** al **1979** circa 14 milioni di m³ di rifiuti urbani, detriti da demolizione, materiali minerali inerti da cantieri edili e rifiuti industriali sono stati depositati su una superficie di terreno di 45 ha. A causa dei processi microbiologici e dei fenomeni di consolidamento il volume totale nel frattempo è diminuito sino a circa 7 milioni di m³. Dal 1967 al 1974 furono scaricati 200.000 m³ di rifiuti industriali da industria petrolchimica e da sintesi di pesticidi, tra i quali circa 150.000 m³ di rifiuti liquidi furono stoccati in 10 bacini, che in seguito furono riempiti di rifiuti urbani con lo scopo di assorbire i liquami.

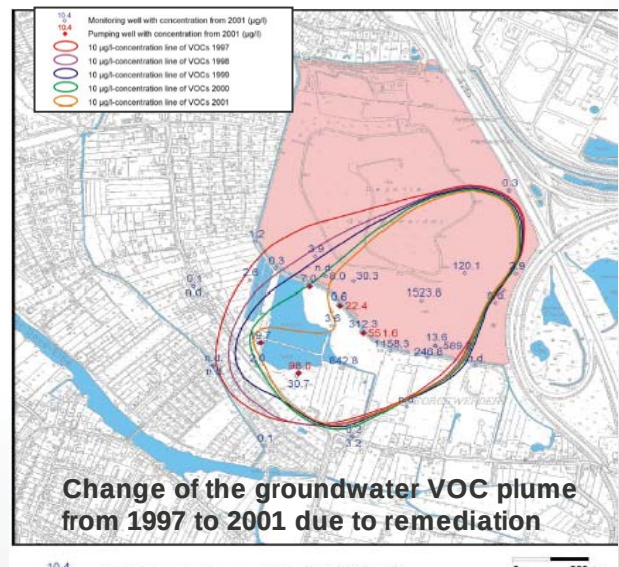
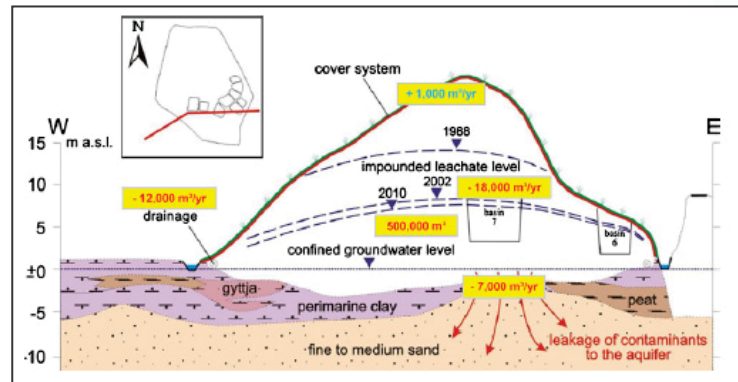


Legislazione

Non chiara: discarica chiusa prima del Soil Protection Act (SPA, **1999**), ma dopo l'emanazione delle Direttive comunitarie **75/442/CE**, **76/403/CEE**, **78/319/CE**. Contaminazione storica, ai sensi del SPA regolata dalla legislazione sui suoli.

Aspetti Ambientali

Nel 1983, in seguito all'evidenza che la vegetazione veniva danneggiata dai gas emessi dalla discarica e dopo il rinvenimento della 2,3,7,8-TCDD (Diossina Seveso) nella frazione oleosa del percolato, il Senato di Amburgo ha deliberato la bonifica del sito in emergenza.



Riferimenti Bibliografici:

Sokollek et. al. results from thirteen years of monitoring the encapsulated landfill Georgswerder (hamburg). Consoil 2003.
IBA Hamburg GmbH, A hill of new horizons The Georgswerder Energy Hill. 2013

Approccio di bonifica

La logica del risanamento è articolata in quattro parti principali:

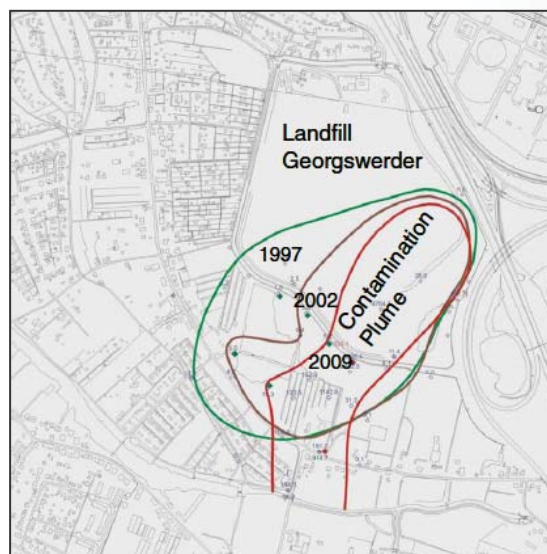
1. un sistema di copertura della discarica multi-strato,
2. un sistema di estrazione dei gas,
3. un sistema di raccolta periferico del percolato ed un sistema di estrazione addizionale verticale del percolato in due dei dieci bacini contenenti rifiuti liquidi, completato da un impianto id depurazione multi-step,
4. un sistema di bonifica delle acque sotterranee.

La copertura superiore di 15 ha **è stata completata nel 1988**, mentre la copertura inferiore, estesa 30 ha, **nel 1995**. La copertura superiore comprende otto grandi lisimetri per monitorare il bilancio idrico dei differenti sistemi di impermeabilizzazione (MELCHIOR, 2001). **L'estrazione del gas della discarica è iniziata nel 1985**. Il gas viene riutilizzato in un vicino impianto di fusione del rame. **Il sistema completo di recupero del percolato è a regime dal 1995. Il pompaggio e la bonifica delle acque sotterranee sono stati avviati nel 1997.**

Stato di fatto

(data dell'implementazione della
Direttiva 1999/31/CE)

E' stata programmata per il 2003 l'intensificazione della raccolta del percolato dai bacini di rifiuti liquidi, il cui scopo è la rimozione di un pennacchio di VOC a valle idrogeologica della discarica. Il costo totale delle operazioni di risanamento, insieme con numerosi progetti di Ricerca e Sviluppo, supera i 100 milioni di Euro.



...evidenze al 2015 : Approccio sostenibile

Siccome la discarica si eleva a 40 m dal piano campagna delle **isole del Fiume Elba**, per la prima volta nel 1992 sorse l'idea dello sfruttamento dell'energia eolica. Questo portò all'installazione della prima turbina nel 1992, seguita nel 2004 da altre tre turbine più piccole. Queste ultime furono sostituite da 'Hamburg Energie', una grande turbina che fornisce tre volte l'energia delle piccole. Può raggiungere una capacità nominale di 3.4 MW e fornisce energia rinnovabile a 2660 famiglie.

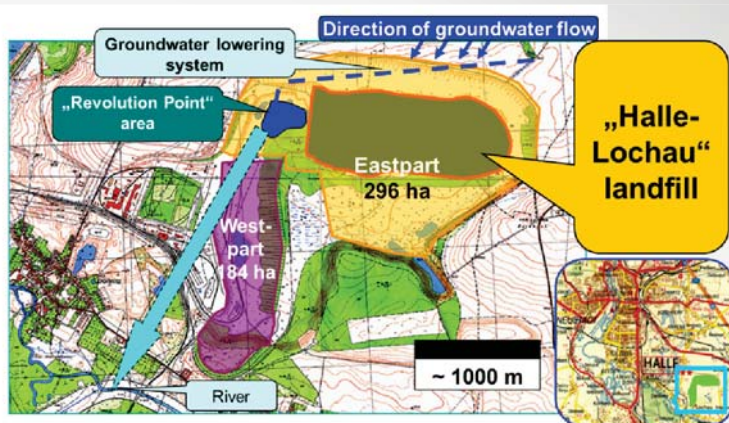


Posizione

La discarica di Halle-Lochau è ubicata in una ex miniera a cielo aperto a circa 5 km a Sud Est di Halle, una città di 238.000 abitanti della Germania Est. La discarica comprende il cosiddetto Ostschlauch (parte orientale) su un'area 296 ha.

Storia

La vecchia miniera a cielo aperto è frutto dell'attività mineraria per estrazione della lignite condotta dal 1901 al 1969. La discarica è stata autorizzata e costruita nell'area indicata in figura "Halle Lochau" per lo smaltimento di rifiuti domestici nel 1973. Lo smaltimento iniziò nel 1976 e fino al 1990 approssimativamente 5 - 6 mill. tonn di rifiuti di ogni tipo sono stati smaltiti nella discarica, soprattutto domestici e da demolizione di edifici. Dal 1990/1991 lo smaltimento dei rifiuti domestici e dei rifiuti da attività commerciali è stato suddiviso in due aree: i domestici nell'area Nord e i commerciali nell'area Sud. Nell'area Ovest è stato predisposto un settore speciale per l'amianto. Alla fine del 2004 l'area di scarico era di 81.5 ettari e il volume della discarica di 17 Mil. m³. L'altezza è di oltre 20 metri.

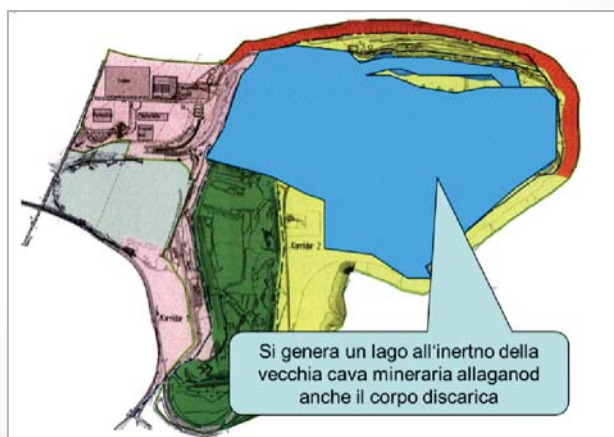


Legislazione

Dopo la riunificazione, le Autorità Abfallwirtschaft GmbH Halle-Lochau il 24.12.1990 diedero la notifica per il prosieguo delle attività di smaltimento nella discarica di Halle-Lochau secondo l'Unification Treaty Act. L'ufficio minerario di Halle confermò l'esistenza di una licenza autorizzativa per discarica. Successivamente nel 2001 le autorità governative di Halle emisero una speciale licenza per il conferimento di rifiuti non trattati fino al 05/2005. Prendendo poi atto che la legislazione Europea stabilisce che le discariche al disotto del livello delle acque sotterranee debbano essere chiuse entro il 2009, i regolamenti tedeschi hanno anticipato il termine al 2005. La legge non prevede misure di protezione ambientali speciali per la chiusura e il controllo post chiusura delle discariche al di sotto del livello delle acque.

Aspetti Ambientali

La criticità è legata alla dismissione del sistema di aggotamento delle acque sotterranee che se fermato al momento della chiusura della discarica avrebbe causato l'allagamento dei rifiuti con la formazione nell'area di miniera di un lago con una profondità media di 50 m. Una parte di discarica risulterebbe quindi allagata.



Riferimenti bibliografici:

Rapthel, M., Closure and aftercare regime for landfills below the water table. Górnictwo i Geoinżynieria, 2005.
Dr. M. Rapthel Investigations for the sustained closure of landfill sites operated in cavities left over from open lignite mining and exemplified at the Halle-Lochau landfill. Final Report. 2007

Soluzione 1: Colmare completamente l'area mineraria.

Soluzione 2: Favorire la formazione di un lago nell'area del Revolution Point riempiendo parzialmente la discarica e riempiendo completamente la discarica di ceneri di carbone.

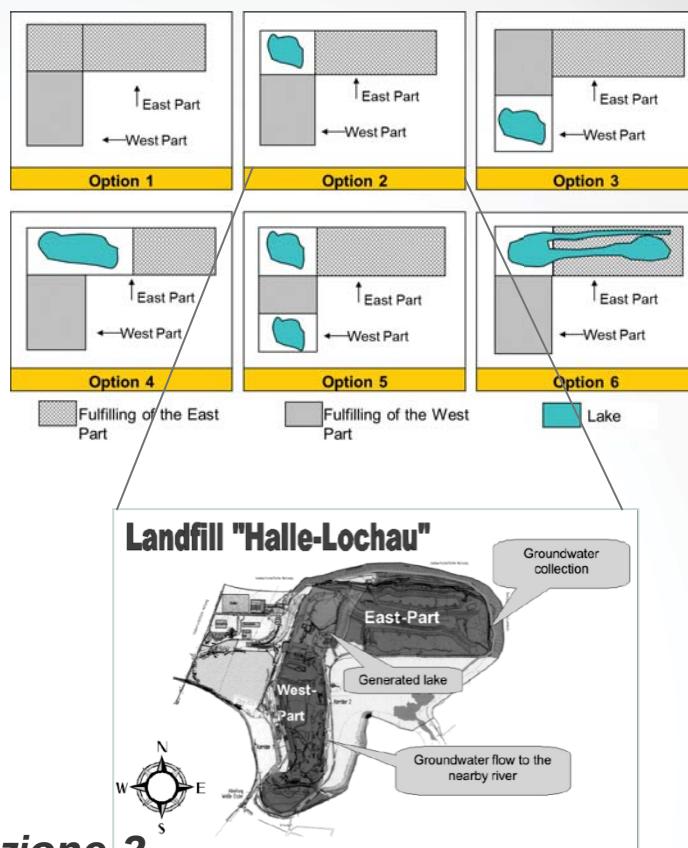
Soluzione 3: Riempire completamente la discarica (settore a Est) e parte della discarica di ceneri di carbone (Settore a Ovest) formando così un lago nell'area Ovest.

Soluzione 4: Trasferire parte dei rifiuti interrati della sezione Ovest nella Est per ottenere un profilo uniforme. Creare un lago fra le due sezioni, fino a completamento della sezione Ovest al livello finale.

Soluzione 5: Riempimento completo della sezione Est usando materiali sigillanti e generando un lago al punto di Rivoluzione, riempiendo parzialmente la sezione Ovest e generando un secondo lago separato nella sezione Sud e nella sezione Ovest.

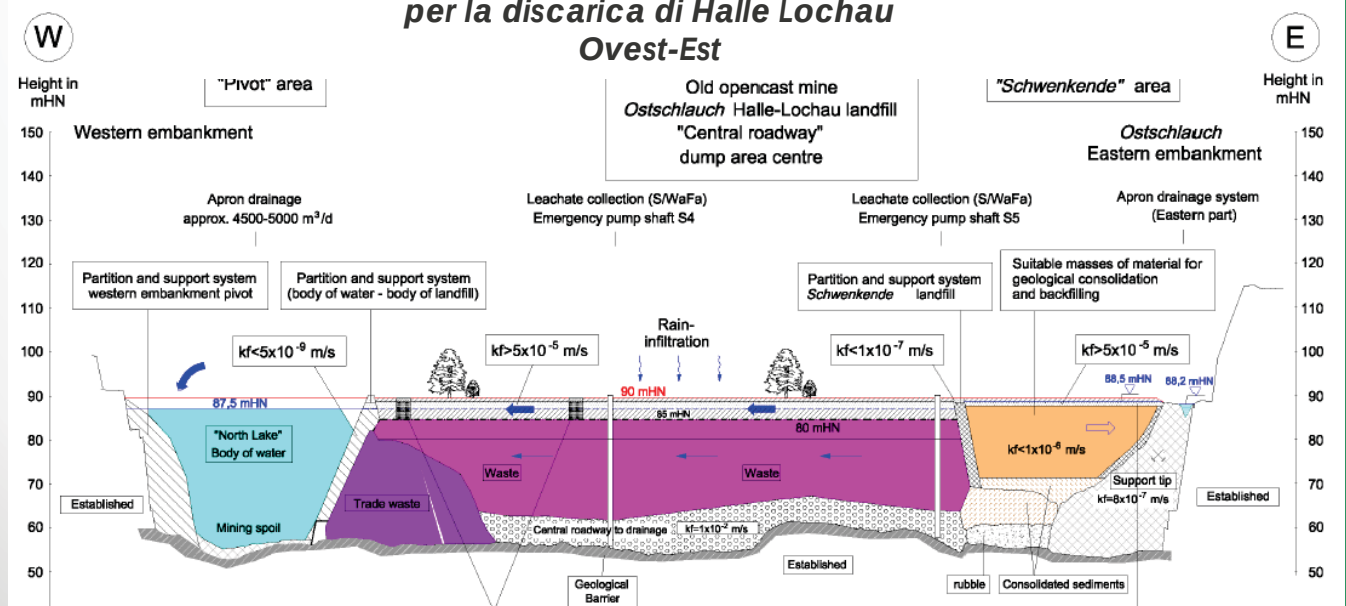
Soluzione 6: Chiusura della discarica nel 2005 nella sezione Est e riempimento della sezione a Ovest, così che larga parte della discarica di rifiuti domestici resti al di sotto del livello delle acque nel futuro e i laghi si formino nell'area di discarica che comprende il punto di rivoluzione.

Approccio della bonifica



Approccio sostenibile: Soluzione 2

Sezione tipo per la configurazione finale della soluzione in variante per la discarica di Halle Lochau Ovest-Est



Riferimenti Bibliografici:

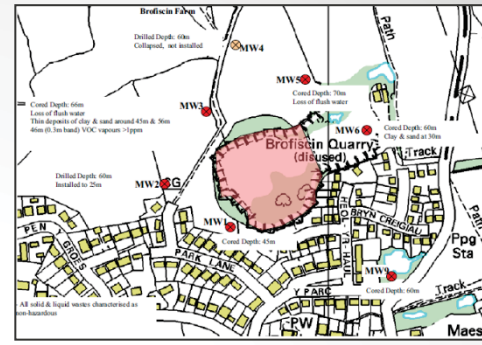
Raphael, M., Closure and aftercare regime for landfills below the water table. Górnictwo i Geoinżynieria, 2005. 29: p. 43-50.
 Dr. M. Raphael Investigations for the sustained closure of landfill sites operated in cavities left over from open lignite mining and exemplified at the Halle-Lochau landfill. Final Report. 2007

Brofiscin Quarry – Galle, UK



Posizione

La Cava di Brofiscin si trova a Nord-Ovest di Cardiff e a Nord di Groesfaen nel Galles del Sud. Il sito è delimitata a Sud Ovest, Sud e Sud-Est da abitazioni residenziali e terreni agricoli e si estende su una superficie di 1,49 ettari.



Storia



Nata dalla depressione naturale generata dall'escavo del calcare la cava è stata utilizzata per lo smaltimento dei rifiuti industriali, compresi rifiuti liquidi in fusti dal 1965-1970 con il consenso di pianificazione delle autorità locali e la prescrizione "Che i rifiuti siano depositati nella parte occidentale della cava ad una altezza non superiore al livello del piano principale della cava stessa".

E' stata riempita con rifiuti fino ad un livello che è certo 13 metri sotto la cresta della parete più elevata della cava originale. Lo sviluppo residenziale in prossimità della cava è stata concessa autorizzazione in base ad autorizzazione urbanistica l'11 Settembre 1987. L'articolo 18 del decreto Sviluppo Generale dal 1988 ha richiesto che l'autorità di pianificazione consultasse il regolamento dell'Autorità rifiuti (WRA) per qualsiasi sviluppo a 250 metri di terreni utilizzati per lo smaltimento dei rifiuti negli ultimi 30 anni.

Legislazione

Il Regolamento sui terreni contaminati Inglese è stato adottato nel Galles nel 2001 e prevede ispezioni, valutazione del rischio ed eventuali misure di bonifica. Per tale ragione sono state condotte indagini mirate per complete e sviluppare il Modello concettuale del sito (CSM) e condurre un'Analisi di Rischio. Nel marzo 2005 la cava è stata classificata "terreno contaminato" ai sensi della Parte II della Protection Act 1990 Inglese l'agenzia Ambientale del Galles è diventato il soggetto individuato a garantire il risanamento dell'area ed il recupero dei costi dagli inquinatori. Il sito è stato classificato come speciale.

Aspetti Ambientali

Nella cava sono stati conferiti circa 70.000 m3.

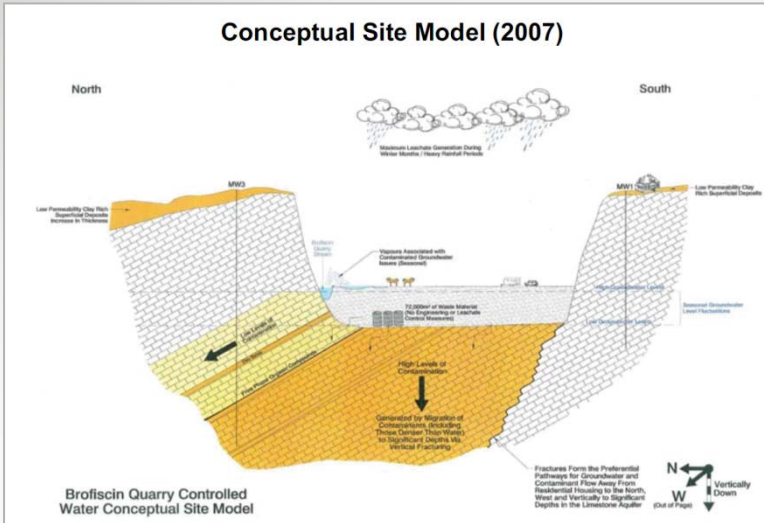
- Sono interrati Metalli, additivi petroliferi; PCBs;
- E' presente prodotto in fase separata sia surnatante (LNAPL) che sottonatante (DNAPL) le acque sotterranee;
- Sono presenti fusti con presenza di fuoriuscite di prodotto;
- Non vi sono misure ingegneristiche di controllo;
- Nelle acque che si formano in relazione alle ingenti piogge sono stato misurati valori di concentrazione dei VOC da 2 a 3 mg/l con picchi fino a 6 mg/l;
- Il prodotto in fase separata ha mostrato concentrazioni elevate di PCBs (770 mg/kg, VOC 12570 mg/kg e Benzene 1100 mg/kg).

Riferimenti Bibliografici:

P. C. Stanley et. Al. 2013. Brofiscin quarry remediation scheme, Cardiff, Wales. International Conference Contaminated Sites. Bratislava 2013.

Trystan James & Peter Stanley, Brofiscin Quarry: Securing Remediation through Part 2A. Presentation ICCS. 2013

Conceptual Site Model (2007)

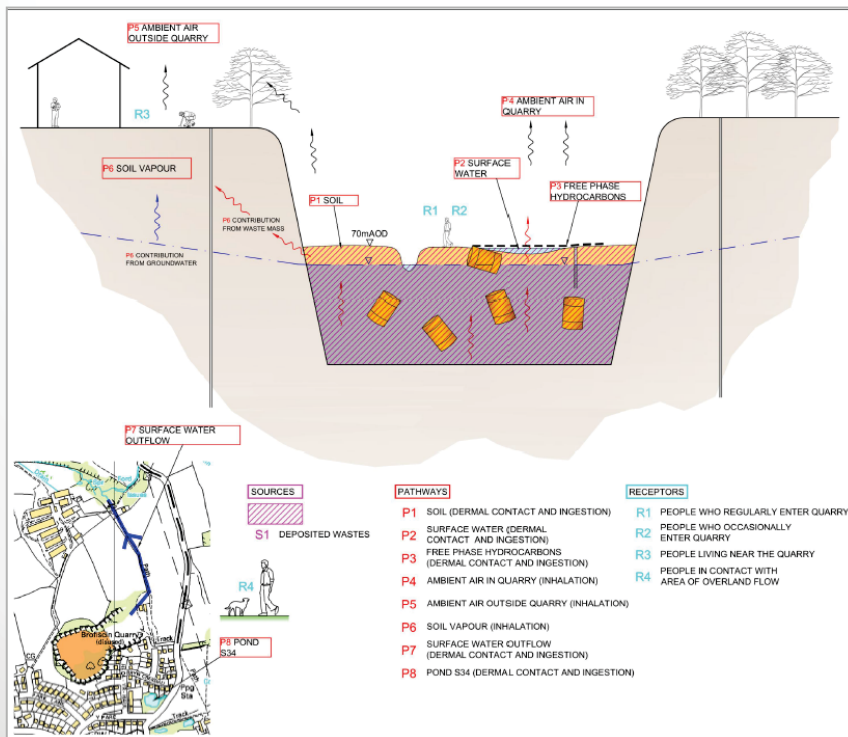


Approccio della bonifica

Secondo la normativa inglese per verificare la necessità di un intervento bisogna dimostrare in concreto una connessione fra sorgente, vie di esposizione e potenziali recettori finali. Nel caso il percorso sia completo e vi sia un rischio bisogna mettere in opera delle misure di risanamento.

Caratteristiche dei rifiuti smaltiti a Brofiscin riportati dall'ufficio del Galle

Source Material	%
Petroleum additives (Ba based)*	43.3
Petroleum additives (Ca based)*	4.9
Petroleum additives (Zn based)*	1.4
Pentachlorophenol*	0.4
Silicon esters*	1.2
Sanctocure*	2.1
Aroclors*	2.2
Maleic/phthalic anhydride ^s	0.4
4-Nitrodiphenylamine ^s	16.8
Santoflex ^s	1.2
Plastics	18.2
Office, stores, research etc	7.9



E' stata condotta un'analisi di rischio ed una valutazione delle opzioni di risanamento, che:

- in virtù della quantità di rifiuti depositata circa 70.000 m³;
- degli impatti sull'aria e acque che potrebbero verificarsi in caso di rimozione;
- e del fatto che le sostanze sono penetrate nel substrato attorno alla cava,

ha concluso che **la rimozione della massa di rifiuti non è un'opzione percorribile** e che l'approccio al risanamento nel definire gli interventi sia olistico e che questi ultimi siano pensati nel loro insieme.

Inoltre, devono essere introdotte misure che limitino i rischi individuati nel 2011 interni alla discarica ed esterni.

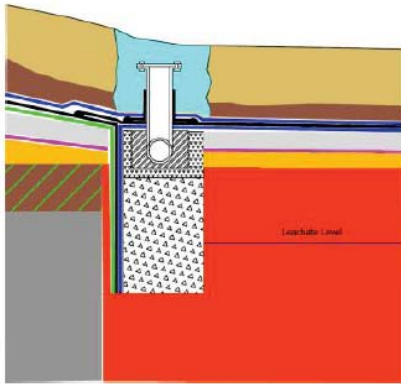
Riferimenti Bibliografici:

Parsons Brinckerhoff Ltd. Brofiscin Quarry, Groesfaen human health risk assessment (2009 - 2010). Part 2a Report - Technical Summary. Prepared for Rhondda Cynon Taf County Borough Council.
Parsons Brinckerhoff Ltd. Brofiscin Quarry, Groesfaen human health risk assessment (2009 - 2010). Part 2a Report - Non Technical Summary. Prepared for Rhondda Cynon Taf County Borough Council.

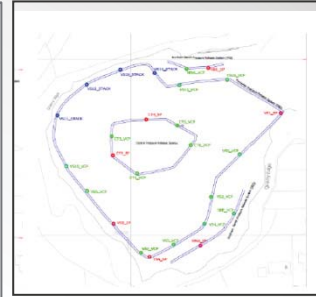
Strategie di risanamento – interno discarica

Si è valutato che esistessero essenzialmente due opzioni:

- precludere l'accesso alla parte Ovest della discarica in modo da evitare i contatti diretti con suolo, acque e prodotto superficiale e
- installare un'adeguata copertura che consentisse la gestione dei vapori e del percolato



Il sistema progettato prevede un telo HDPE per evitare l'infiltrazione riducendo quindi il percolato ed una barriera attiva di controllo dei vapori che vengono controllati e trattati in pozzetti di sfiato perimetrali.



Perimeter Trench & Vapour Relief

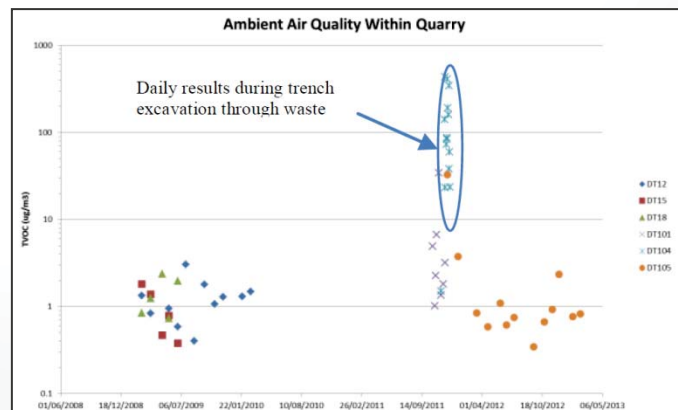
Strategie di risanamento – esterno alla discarica

Si è valutato che i fenomeni di attenuazione naturale, dopo opportuno monitoraggio, fossero la soluzione migliore per le acque sotterranee contaminate all'esterno della discarica.

A ciò si aggiunga un piano accurato di monitoraggio che consenta di valutare l'effettiva migrazione dei vapori indoor.

Conferme dei rischi in fase di rimozione rifiuti

Le misure di monitoraggio in aria condotte durante i lavori di scavo per la copertura hanno mostrato come vi sia un'effettivo aumento delle concentrazioni di composti organici volatili (VOC) derivante da tale attività con un aumento dei rischi per inalazione.



Riferimenti Bibliografici:

Parsons Brinckerhoff Ltd. Brofiscin Quarry, Groesfaen human health risk assessment (2009 - 2010). Part 2a Report - Technical Summary. Prepared for Rhondda Cynon Taf County Borough Council.

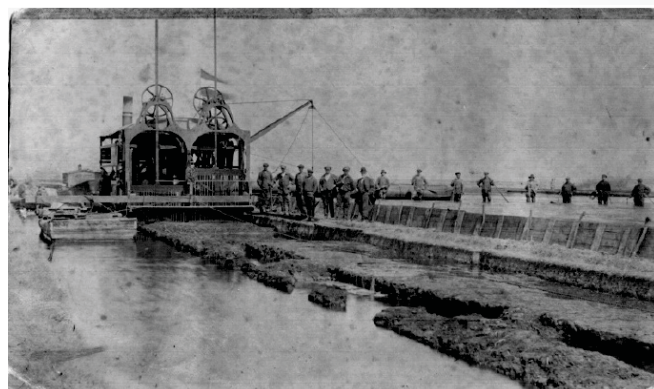
Parsons Brinckerhoff Ltd. Brofiscin Quarry, Groesfaen human health risk assessment (2009 - 2010). Part 2a Report - Non Technical Summary. Prepared for Rhondda Cynon Taf County Borough Council.

Posizione

La discarica di Volgermeerpolder è una ex-discarica che ha un'estensione di 105 ettari collocata a 5 km a Nord di Amsterdam.

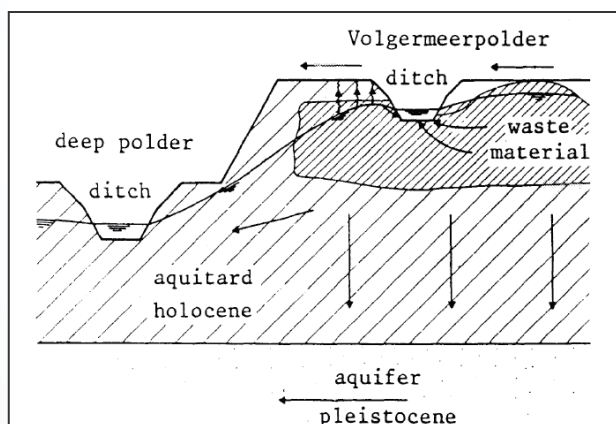
Storia

Nata dalla depressione naturale generata dall'escavo della torba utilizzata per fini energetici ai primi del '900, dal 1955, anno in cui è cessato tale utilizzo, la discarica è stata utilizzata per lo smaltimento dei rifiuti solidi di Amsterdam (dal 1956 al 1979). Tuttavia in quegli anni fu sversata anche una gran quantità di rifiuti industriali, fra cui molti derivati dalla produzione di pesticidi, fra cui anche Agente Orange. Nel 1970 la popolazione locale iniziò a preoccuparsi in relazione a numerosi incendi occorsi nell'area e nel 1980 un operatore scoprì un numero ingente di fusti. La città di Amsterdam quindi fu obbligata a chiudere la discarica nel 1981. La discarica ha una profondità di 8 metri.



Aspetti ambientali

Si stima che nella discarica siano stati abbancati 3-6 M di metri cubi di rifiuti urbani ed industriali. I fusti in superficie sono stati rimossi ma si stima che la discarica contenesse circa 30000 fusti contenenti: Benzene, Monoclorobenzene, Agente Orange, Diossine.



Approccio della bonifica

Sin dal principio l'approccio tenuto nel gestire il risanamento si è basata sulla valutazione reale. Uno studio condotto dal TNO nell'ambito dei procedimenti giudiziari per valutare i rischi e gli interventi necessari nonché i costi aveva identificato come misure da implementare:

- La copertura superficiale per evitare il contatto diretto;
- L'isolamento idrogeologico laterale ed un monitoraggio costante all'esterno.



Nel 1999-2000 si ebbe un nuovo stimolo per il risanamento dell'area ed in virtù dei cambiamenti sopravvenuti nella legislazione Olandese, nuovi concetti come **RBLM** e **l'attenuazione naturale** divennero vere e proprie opzioni di intervento.

Riferimenti Bibliografici:

<http://www.volgermeer.nl>

Weststrate, F., et al., *The Volgermeerpolder, a Case Study, in Contaminated Soil '88*. 1988, Springer. p. 389-392.

Langevoort et. al. From an controlled to controlled final sink. Sinks a Vital Element of Modern Waste Management 2nd International Conference on Final Sinks 16 – 18 May 2013 Espoo, Finland

Le acque sotterranee al perimetro della discarica furono monitorate per un periodo di oltre 30 anni e sorprendentemente lo strato di torba continuo che circonda la discarica ha agito come una barriera naturale impermeabile dei contaminanti organici. Ciò ha portato alla conclusione che la Discarica di Volgermeerpolder poteva essere risanata senza un completo isolamento con cinturazione laterale e tappo di fondo ma sarebbe stata sufficiente la copertura superficiale della discarica

Approccio sostenibile: RBLM e NA

È stato sviluppato il cosiddetto sistema 'Eco-variant' con i seguenti obiettivi specifici: (1) prevenire i rischi di contatto, (2) prevenzione e controllo dei rifiuti sversati e (3) creare le condizioni per lo sviluppo di zone umide naturali.

Il progetto definito nel 2001 con inizio nel 2005 prevedeva:

- Raccolta dei rifiuti esterni alla discarica 155.000 m³
- Copertura superficiale con diverse superfici sigillanti:
 - a) Uno strato di HDPE
 - b) Un sistema di zone stagnanti umide



Risanamento delle acque sotterranee

- Zona di buffer di 50 metri attorno alla discarica con 350 pozzi di controllo a differenti profondità.

Ciò è stato possibile in quanto i rifiuti sono stati sepolti in un'area favorevole e si è perseguito un corretto approccio alla gestione dei rischi sin dall'inizio dell'iter procedurale



Riferimenti Bibliografici:

Heida, H., M. Van Den Berg, and K. Olie, *Risk assessment and selection of remedial action alternatives the Volgermeerpolder case study*. Chemosphere, 1989. **19**(1): p. 615-622.

Natural capping of the Volgermeerpolder. ACV www.naturalcap.eu

Posizione e Storia

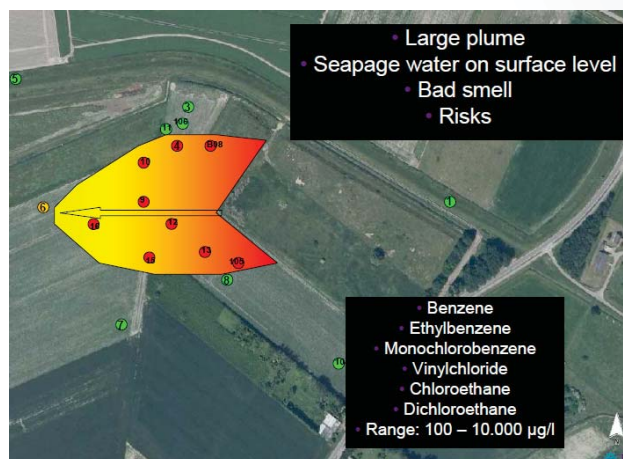
La discarica di Kanaalpolder vicino a Philippine in Olanda ha un'estensione di circa 6 ettari. Operativa dal 1967 al 1977 vi sono stati depositati dai 400.000 ai 500.000 m³ di rifiuti industriali. Come molte discariche in quel periodo non è dotata di confinamento al fondo.

Aspetti ambientali

I contaminati in essa contenuti sono prevalentemente:

- Idrocarburi aromatici quali i BTEX, Idrocarburi in genere, Solventi Clorurati e composti Solforati quali mercaptani.

Nel tempo si è generato un problema di migrazione del percolato nelle acque sotterranee e superficiali con la formazione di un largo plume e un aumento dei rischi per le aree esterne.



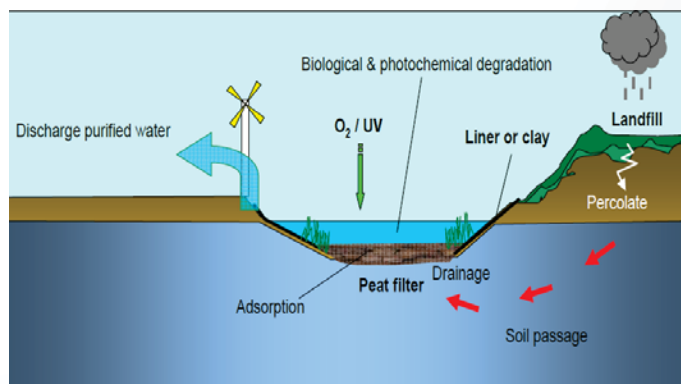
Approccio sostenibile: RBLM e Attenuazione Naturale

Utilizzo spinto delle componenti di attenuazione naturale del sistema assistite mediante una barriera naturale all'interfaccia con le acque superficiali.

Un controllo attivo attraverso il bilanciamento di elementi naturali e quindi sostenibile anche nel tempo

La natura agisce come un sistema attivo:

- 1 la pioggia infila;
- 2 si genera percolato che si biodegrada per via anaerobica;
- 3 filtraggio attraverso il terreno sabbioso;
- 4 adsorbimento sul filtro posato di torba;
- 5 finissaggio attraverso la degradazione aerobica e fotochimica in un canale circolare.



Riferimenti Bibliografici:

The Natural Catch. Tobias Praamstra. Sustainable Remediation Conference Ferrara 2014.
Anja Sinke. NICOLE Experiences with sustainable land management Durban ICCL 2013.
Tobias Praamstra, Tauw bv. Remediation of landfill leachate with an adsorption drain. 2010

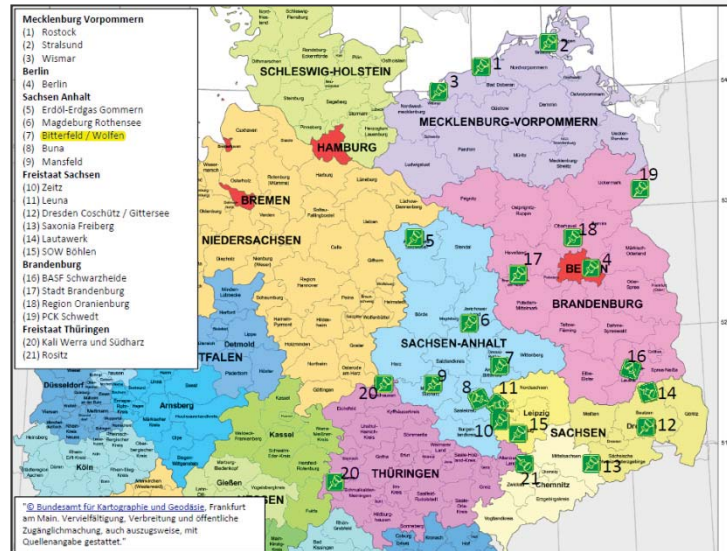
Posizione

Il Megasite di Bitterfeld sorge nello stato della Sassonia-Anhalt in Germania ed è stato teatro di più di 100 anni di attività estrattive di lignite a cielo aperto nonché sede dell'industria chimica del Cloro. L'area è di 25 km² ma con un'area di impatto stimata in 50-100 km²



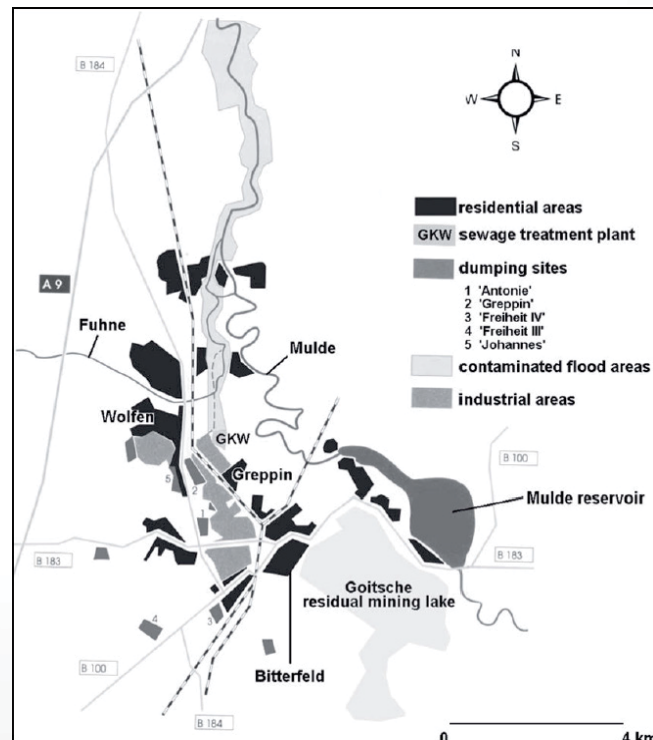
Storia

Dopo la riunificazione delle due Germanie nel 1990, fu condotto un censimento globale dei siti industriali contaminati dell'ex Germania dell'Est dal quale risultò un elevato numero di danni perpetrati al suolo ed alle acque sotterranee, 22 siti industriali contaminati (compreso Bitterfeld) furono designati come Ecological Large-Scale Projects, anche detti comunemente Megasites per la gravità e le dimensioni degli effetti sull'ambiente. Bitterfeld ha rappresentato uno dei primi siti industriali al mondo. La produzione industriale di sostanze chimiche clorurate, che costituisce la più significativa sorgente di contaminazione, è iniziata alla fine del 19° secolo con l'elettrolisi Cloroalcalina (Cloro Soda). Nella parte Nord-orientale di Bitterfeld, durante gli anni della Repubblica Democratica Tedesca parecchie ex miniere di lignite a cielo aperto sono state usate come discariche per i rifiuti dell'industria chimica. Dal punto di vista idrogeologico, queste discariche erano situate in una regione già gravemente compromessa nell'acquifero a causa delle attività minerarie di estrazione del carbone, inoltre non sono state chiuse completamente. Ad esempio, la discarica abbandonata „Antonie“ contiene circa 6 milioni di t di residui industriali di vario tipo, inclusi rifiuti della produzione di pesticidi come Lindano (gamma HCH) ed isomeri del DDT.



Legislazione

Ai sensi del Soil Protection Act -1999, per prima cosa è stato considerato prerequisito essenziale bonificare completamente la falda ed i suoli contaminati prima che le specifiche aree potessero essere soggette ad qualsiasi ulteriore utilizzo o risviluppo. Dopo grandi sforzi è stato possibile in singoli casi convincere le autorità locali competenti che specialmente le contaminazioni in falda su larga scala avrebbero dovuto essere accettate per un periodo di tempo di parecchie decenni o anche di più. **Siccome la bonifica completa del megasite non è realizzabile nè tecnicamente nè economicamente, in accordo ai requisiti di legge posti dal WFD, fu dunque applicato un approccio integrato risk-based.**



Riferimenti bibliografici:

Wycisk et. al. Exposure route assessment of groundwater pollutants from multi-source contaminated mega sites – a case study. *Organohalogen Compounds* Vol 68, 2006
Malina et al. Integrated Management Strategy for complex groundwater contamination at megasite scale. *Soil and Water Pollution Monitoring, Protection and Remediation*, 2006

Aspetti ambientali

La falda è stata impattata direttamente e prevalentemente da Idrocarburi Alifatici Clorurati e Aromatici. Più di 100 milioni di m³ di acque sotterranee sono stati contaminati da numerose sostanze inquinanti e pertanto costituiscono una sorgente di contaminazione esse stesse (Grossmann et al., 2003).

Approccio della bonifica

Al fine di consentire ancora un ulteriore utilizzo del suolo e lo sviluppo del sito, già a metà degli anni '90 fu sviluppato un approccio concettuale in base al quale il risanamento delle acque sotterranee e dei suoli potè essere separato. In tal modo si è agito solo sul controllo delle fonti e il non aggravio della situazione. Le frecce in figura indicano la direzione prevalente di flusso della falda, mentre le aree verdi segnalano le barriere idrauliche installate per contenere la contaminazione.

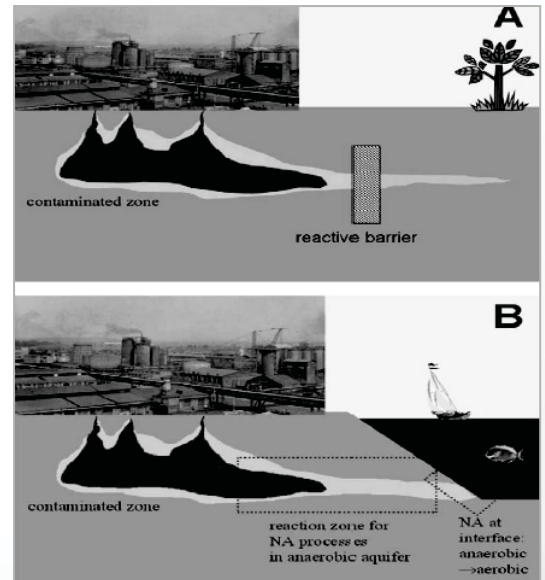
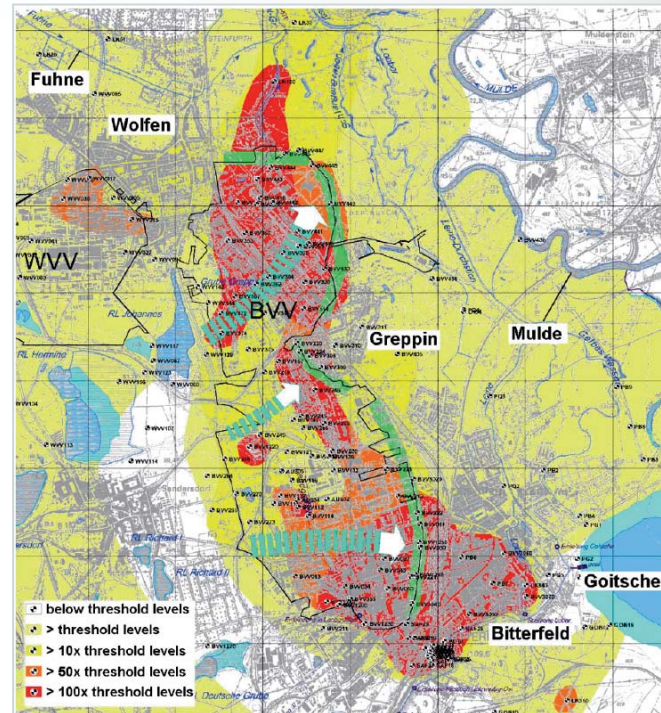
Per selezionare gli interventi a lungo termine (barriere reattive, MNA) è stato implementato il progetto europeo SAFIRA. Lo scopo è stato identificare soluzioni che considerassero l'area come un tutt'uno.

Per consentire un approccio integrato due pilastri concettuali devono essere definiti:

a) Per quanto riguarda il recettore acque sotterranee, **la contaminazione deve essere considerata accettabile per un periodo di tempo superiore ai limiti consentiti dalla EU-WFD (2015)**. Questo risulta un presupposto fondamentale per la gestione di contaminazioni delle acque sotterranee su così vasta scala, efficiente sia in termini di risultato che di spesa. Infatti riferendosi all'estensione del problema, in questo contesto, può essere richiesta l'eccezione dell'art.4 della EU-WFD. La contaminazione della falda può essere gestita entro un'area definita, la cosiddetta Risk Management Zone, comprendendo al suo interno l'estensione esistente o attesa della contaminazione. L'ulteriore propagarsi della contaminazione entro questi confini deve essere prevenuta da misure appropriate. Tuttavia, sul lungo termine, la tendenza deve essere invertita e deve essere ripristinato lo stato qualitativo buono.

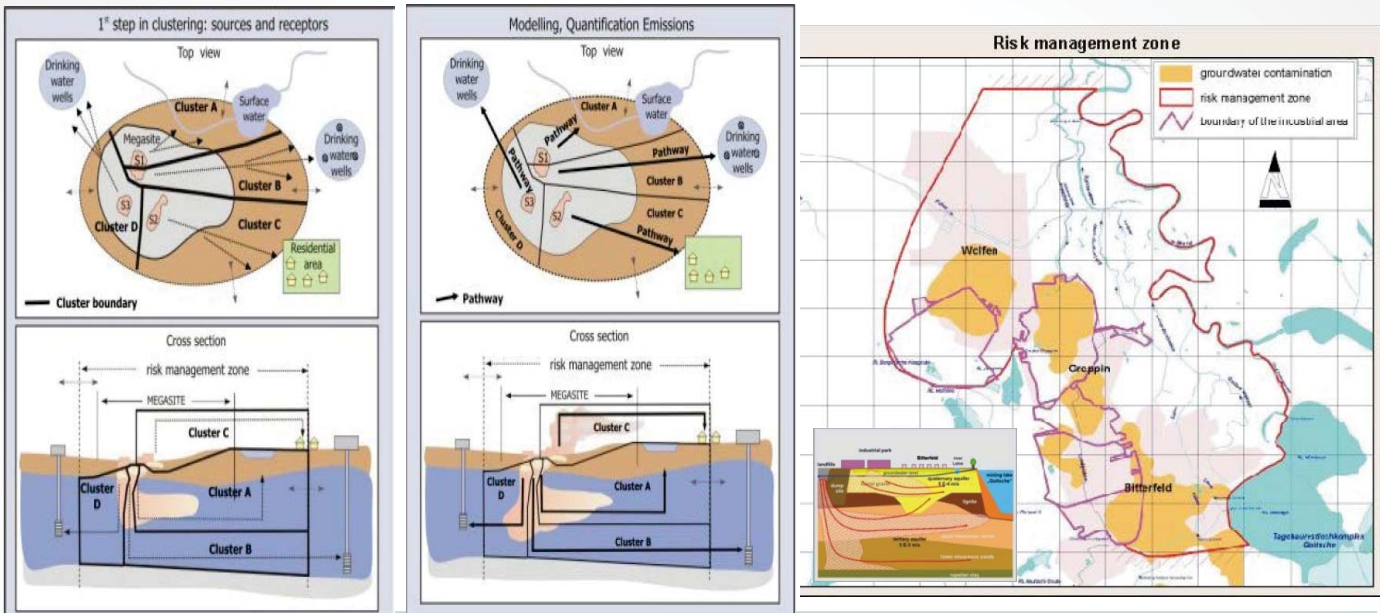
b) Per quanto riguarda i recettori di superficie, deve essere condotta un'analisi di rischio per verificare se questi sono impattati dalle acque sotterranee contaminate. In tal caso, devono essere pianificate e realizzate opportune misure di riduzione del rischio.

Livelli di contaminazione dell'acquifero quaternario nel megasito BITTERFELD



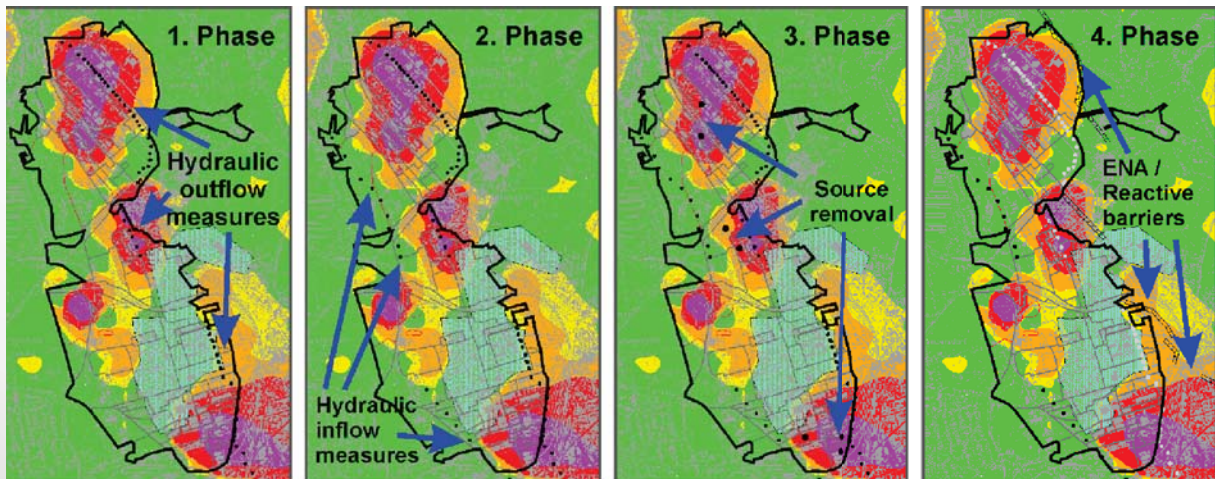
Approccio sostenibile Integrated Management Strategy (IMS)

E' stato sviluppato un approccio risk-based nel progetto europeo WELCOME cosiddetto **Integrated Management Strategy (IMS)** che include la partecipazione delle parti interessate, il rispetto della legislazione europea, - Water Framework Directive (WFD) e GroundWater Directive (GWD) -, un modello concettuale del megasito (CM), la definizione di una Risk Management Zone (RMZ) utilizzando programmi di conformità e, infine, sviluppando un Risk Management Scenario (RMS).



A seguito della valutazione del rischio definito sulla base di una modellizzazione in cluster basati su modelli di flusso e trasporto delle acque, sono risultate necessarie alcune misure di sicurezza e di riduzione del rischio, :

- (i) La prevenzione di un ulteriore allungamento del plume di contaminazione nelle acque sotterranee sottostanti l'area industriale,
- (ii) La protezione delle acque sotterranee non contaminate esterne alla RMZ,
- (iii) e la protezione dei recettori entro la RMZ, come i recettori umani (uso residenziale, commerciale, aree protette), i sistemi ecologici dipendenti dalle acque, e
- (iv) La regressione della contaminazione a lungo termine.



Evoluzione dell'approccio tedesco ai *brownfields*

Fino al **1980**: scarsa considerazione degli aspetti economici, ecologici e sostenibili:

- a. riciclo dei terreni non sistematico;
- b. attenzione marginale ai problemi di inquinamento;
- c. mancanza di spazi e conseguente impedimento allo sviluppo;

1980-1986/87: concentrazione su aspetti tecnici (risanamento delle contaminazioni):

- a. 1979/1980: viene fondato il "Property Fund NRW";
- b. acquisto dei terreni e decommissioning delle strutture;

1986/87-2000: riduzione del consumo di terreni vergini riutilizzando le aree inattive/dismesse:

- a. sviluppo del progetto "Working in the park";
- b. realizzazione del parco naturalistico "Emswcherpark";
- c. sviluppo dei primi siti residenziali (CEAG) e di siti integrati (Bochum, Holland);
- d. istituzione di centri tecnologici e di ricerca, visione della cultura come elemento di

traino;

2000-oggi: sviluppo urbano sostenibile che tiene in considerazione aspetti economici, ecologici e sociali:

- a. implementazione di progetti importanti (ad es.: "PHOENIX West", "Graf Bismark");
- b. siti integrati;
- c. finanziamenti complessi.

Approccio sostenibile

Nel complesso, la Ruhr è stata oggetto del più grande **progetto europeo di riconversione**, che ha permesso di passare da un'economia fondata sull'industria pesante a un'economia fondata sulla cultura, attraverso tre azioni principali:

1. il miglioramento del **clima sociale e dell'offerta culturale**, rilanciando le attività di studio e di ricerca;
2. la **riqualificazione dell'ambiente fisico** con una serie di bonifiche delle aree inquinate, l'estensione delle aree verdi e la pulizia delle acque;
3. il **cambiamento della specializzazione produttiva** della Ruhr, puntando su imprese piccole e medie ma altamente qualificate.

Queste azioni hanno portato, negli anni, alla riqualificazione del tessuto urbano, al miglioramento dei servizi, al risanamento dei corsi d'acqua, alla sistemazione a verde pubblico delle aree abbandonate dall'industria, alla trasformazione dei cumuli di nero carbone in colline verdi, alla realizzazione di centinaia di chilometri di piste ciclabili, strutture sportive, musei, teatri, spazi espositivi, centri commerciali, scuole, università, recuperando in pieno gli antichi tassi di occupazione.



L'Emscher Landschaftspark

Tra i vari interventi attuati, la realizzazione del Parco Regionale dell'Emscher, che ricopre un'area di circa 320 km², avvenuta tra il 1991 e il 1999, costituisce il più importante intervento mondiale di riqualificazione complessiva di una regione industrializzata, che ha saputo comunque preservare l'identità culturale della regione dell'Emscher, che si concretizza nell'architettura industriale. Questo intervento, nel contesto del più complesso progetto generale di recupero dell'intero bacino industriale della Ruhr, è ritenuto, a ragione, un intervento esemplare nel suo genere: senza alcun dubbio, il programma d'azione attuato può assurgere al ruolo di modello e riferimento per altri casi simili di distretti industriali europei.

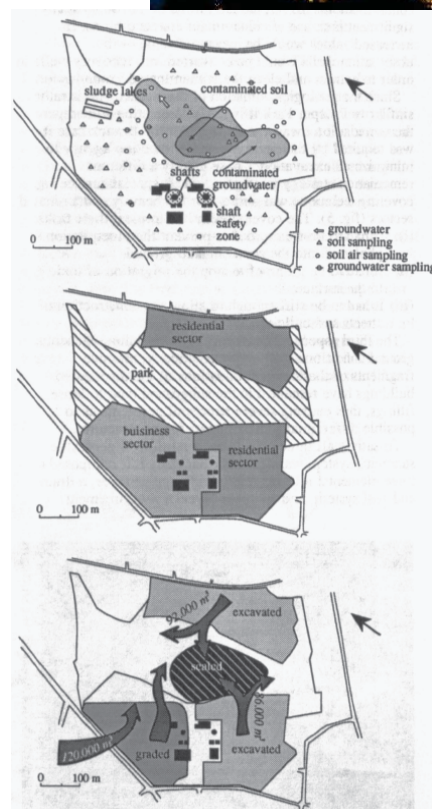


Caso studio: Prosper Park

L'ex miniera Prosper III era situata poco a est del Brauck Park e occupava un'area di 290.000 m². Essa chiuse nel 1986, lasciando in eredità un sito industriale dismesso, parte del quale era fortemente contaminato, soprattutto in corrispondenza della fascia superiore dello strato di sedimenti.

Per bonificare il sito si scelse di **scavare i terreni contaminati**, caratterizzati anche dalla presenza delle fondamenta delle strutture preesistenti, e di **conferirli in una zona interna del sito**, identificata precedentemente come altamente contaminata. Il materiale scavato venne utilizzato per dare una topografia ondulata all'area, parte della quale è ora adibita ad attività ricreative. I settori più fortemente contaminati sono stati ricoperti da un **sistema drenante e isolante**, per evitare il contatto diretto col terreno contaminato e impedire l'infiltrazione delle precipitazioni attraverso i terreni contaminati.

I pozzi di monitoraggio installati non mostrano ad oggi alcun aumento delle concentrazioni di contaminanti in falda.



Caso studio: The Brauck Park

Il Brauck Park è situato in corrispondenza di una ex miniera e dell'ex cokeria Graf Moltke 3/4. La miniera venne chiusa nel 1971 e successivamente l'area si trasformò in un sito dismesso, caratterizzato dalla presenza di una pesante contaminazione da idrocarburi nelle vicinanze dell'impianto migrata sino ai sedimenti quaternari e alle **marne fratturate** a oltre 10 m di profondità.

Per la bonifica del sito venne richiesto di **minimizzare il più possibile lo scavo** dei terreni contaminati, perciò venne adottata una tecnica di **copertura superficiale** speciale per i settori maggiormente contaminati, che impedisse totalmente l'**infiltrazione** delle precipitazioni e la fuoriuscita di gas tossici. Venne pertanto progettato un **sistema a "sandwich"**, costituito da uno strato inferiore di supporto, un sistema di drenaggio e un ulteriore strato superficiale di rinforzo, per favorire, sopra tale area, la costruzione di edifici e strade.

Tale tipologia d'intervento è stata applicata in numerosi altri casi in tutto il mondo.

Posizione

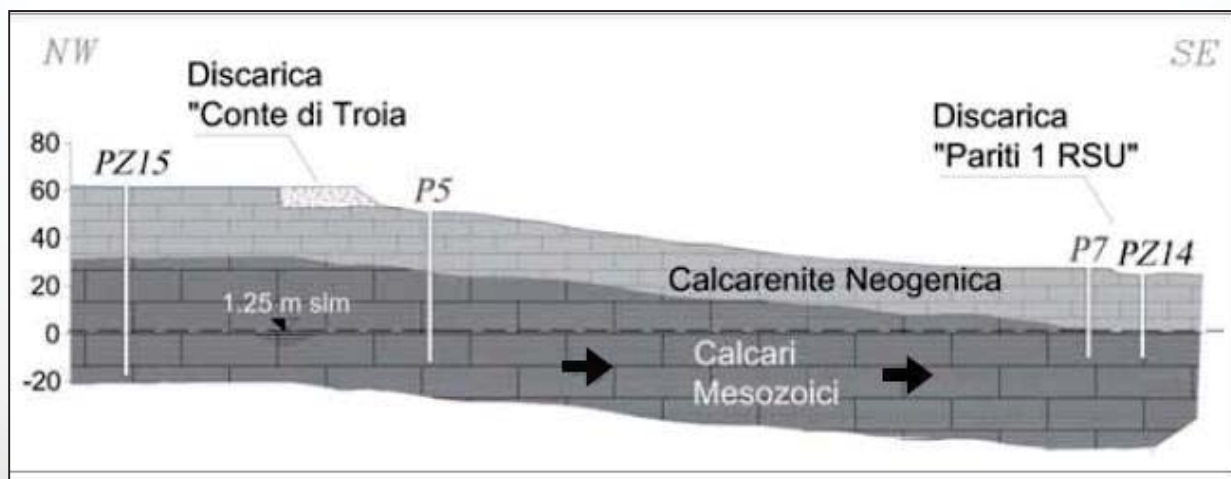
La discarica Conte di Troia si trova all'interno del sito di interesse Nazionale di Manfredonia. Ha una superficie di 2.2 ettari e rappresenta un esempio di messa in sicurezza permanente di una discarica storica sostenibile e accettato dalla UE.



Storia

Il sito era in origine una cava di calcarenite, dismessa negli anni '70, con pareti verticali di altezza variabile da 3 a 8 metri.

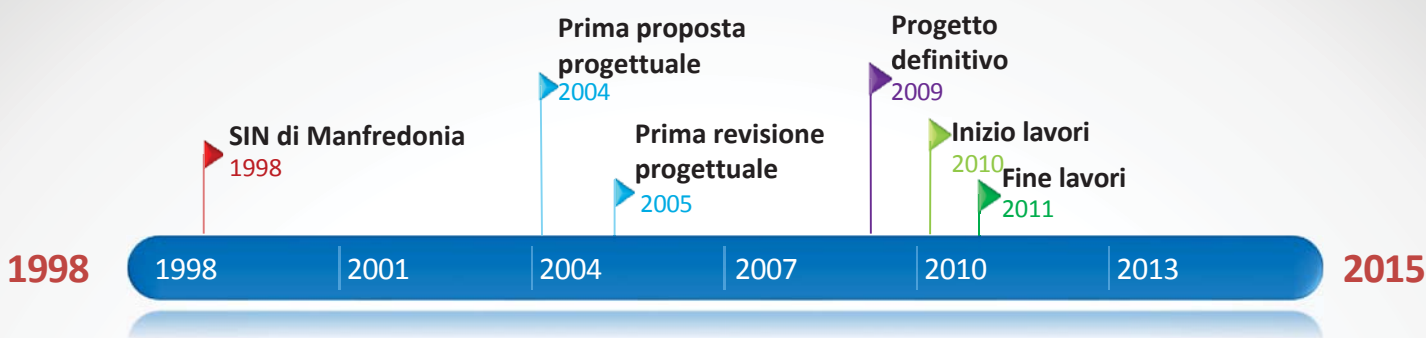
Dall'Agosto **1988 al settembre 1991** utilizzata come discarica comunale di RSU e RSAU. Vi risultano conferiti anche rifiuti speciali provenienti dalla ex Enichem Agricoltura. **Dal settembre 1991 al luglio 1992**, su ordinanza comunale, è stato coltivato un ulteriore lotto in corrispondenza dell'adiacente ex Cava Gentile. I rifiuti presenti nella discarica di Conte di Troia erano stimati in circa 140.000 m³ mentre nella ex Cava Gentile si calcolavano circa 20.000 m³. La discarica presentava pareti e fondo dei primi comparti (zona alta dell'area) impermeabilizzati con teli HDPE spessi 2,00 mm sovrapposti tra loro. Nella discarica non erano state realizzate opere per la captazione del biogas e l'area di accumulo dei rifiuti era ricoperta da terreno vegetale.



Riferimenti Bibliografici:

Maurizio Croce e Alessandro Reina. "Casi di studio degli interventi di bonifica e messa in sicurezza permanente delle discariche di Pariti e Conte di Troia, nel Sito di Interesse Nazionale di Manfredonia (Fg). Dall'emergenza all'eccellenza". Commissario delegato per la bonifica di discariche pubbliche di Manfredonia (fg). 2011

Aspetti Ambientali



2004: PRIMA PROPOSTA PROGETTUALE

Soluzione compatibile con la normativa italiana sui terreni contaminati

Primo progetto del 2004, che prevedeva soltanto il loro **contenimento laterale** e l'**isolamento superficiale**, accompagnati da una « insufflazione aerobica » per accelerare l'attività di degradazione e stabilizzazione dei rifiuti.

2005: PRIMA REVISIONE PROGETTUALE

Soluzione compatibile con la normativa sui terreni contaminati e discariche

Un nuovo progetto fu elaborato, in relazione alle prescrizioni del MATTM che richiedeva una "totale e certa" impermeabilizzazione delle aree di discarica e la loro **rispondenza al D.lgs 36/2003**, limitando al contempo l'esportazione in altri siti dei rifiuti presenti. Veniva previsto:

- l'allestimento di n. 2 aree di stoccaggio off-site, opportunamente attrezzate;
- la rimozione dei rifiuti presenti nelle due discariche e loro deposito temporaneo nelle suddette aree di stoccaggio, **ai fini della loro caratterizzazione completa** e per permettere,
- l'adeguamento delle due aree di discarica mediante **impermeabilizzazione di fondo, laterale e capping**;
- il **riabbancamento dei rifiuti** caratterizzati nelle due discariche regolarizzate e la loro **copertura secondo le norme vigenti**.

*ottimale dal punto di vista dell'assetto finale delle due discariche e configurazione finale nel totale rispetto del D.lgs 36/2003, **ma creava potenziali criticità antropico - ambientali**, e richiedeva inoltre **un impegno economico complessivo pari a circa 86,5 milioni di Euro**.*

2009: PROGETTO DEFINITIVO

Soluzione sostenibile

Il MATTM ed il Commissario Delegato hanno quindi richiesto una soluzione alternativa, finalizzata:

- all'assoluta **necessità di rispettare i termini strettissimi imposti dalla procedura di infrazione comunitaria**;
- ad **ottimizzare la gestione delle risorse economiche necessarie** per l'esecuzione degli interventi previsti, tenendo in considerazione sia le diverse problematiche ambientali e le esigenze operative dei due diversi siti che i progressi tecnologici nel frattempo affermatasi in materia di impermeabilizzazione orizzontale.

Alla luce dei principi di Sostenibilità Europei

si ha una minimizzazione degli impatti ambientali, in quanto si elimina la fase di movimentazione dei rifiuti, a fronte di un impegno economico complessivo di spesa inferiore di oltre il 20% rispetto alla precedente impostazione progettuale.

Riferimenti Bibliografici:

Maria Farina. "Sintesi dell'elaborato di laurea la bonifica del sin di Manfredonia: illustrazione del problema ed analisi dello stato di fatto". Tesi Università di Napoli anno accademico 2013-2014.
Specchio V. "Realizzazione e soluzioni operative per la messa in sicurezza permanente delle discariche Conte di Troia e Pariti RSU". Network Bonifiche. Roma. 17 Ottobre 2011.

La soluzione progettuale definitiva: Messa in sicurezza permanente

1. Lavori propedeutici ed accessori:

- Rimozione di rifiuti sparsi;
- Decespugliamento e rimozione di eventuali essenze arboree;
- Demolizioni manufatti sussistenti nell'area della discarica ed intervenienti con gli input progettuali;
- Prelievi campioni ed analisi chimico fisiche per monitoraggi ante-operam delle acque di falda.

2. Rimozione dei rifiuti dall'area denominata Cava Gentile

- parziale rimozione dell'abbancamento principale;
- caratterizzazione del fondo scavo (Cava Gentile e parzialmente Conte di Troia) mediante il prelievo di campioni di terreno da analizzare;
- ricolloccamento dei rifiuti sul corpo principale della discarica e rimodellamento.

MOVIMENTAZIONE RIFIUTI

Area Nord-Est Conte di Troia



Svuotamento Cava Gentile



Rifiuto rimosso da Cava Gentile e abbancato sul corpo principale della discarica: 17.600 mc

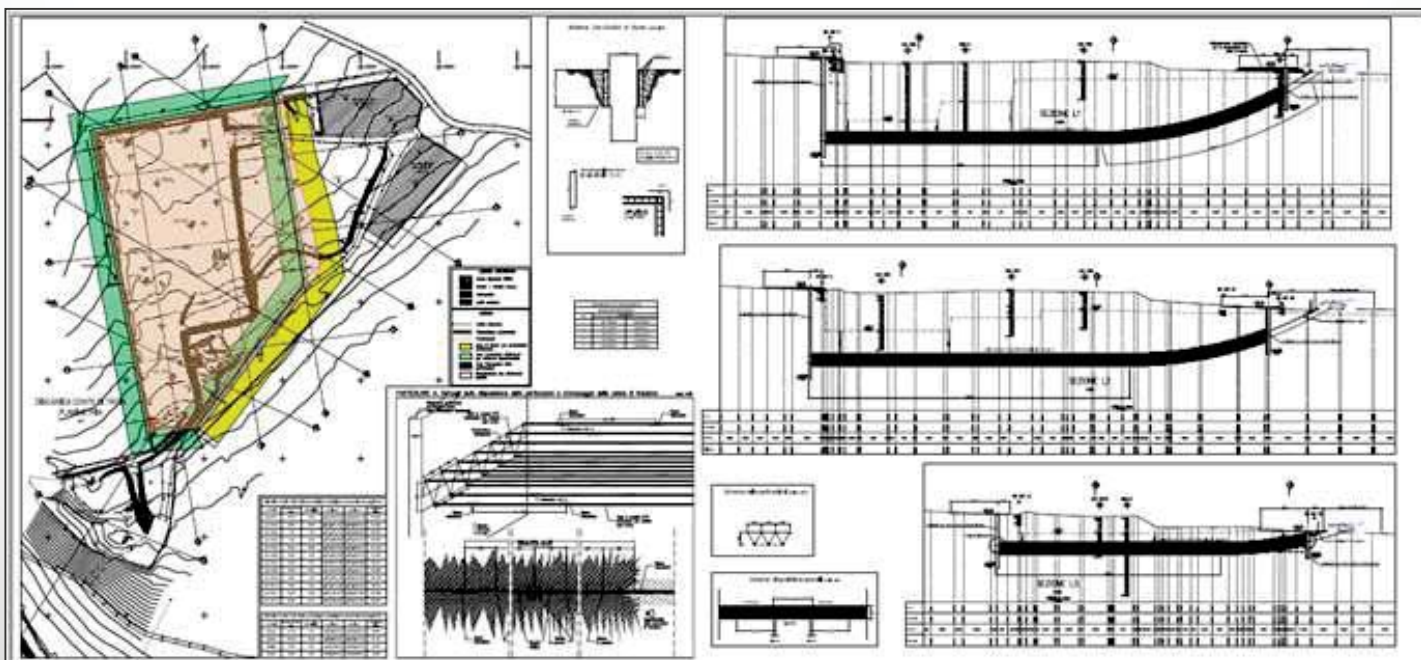


3. Cinturazioni perimetrali e schermo di fondo

- Il prolungamento delle tubazioni dei camini di intercettazione dei biogas esistenti.

4. La formazione dello strato finale o "capping" per la messa in sicurezza

- La regimentazione delle acque meteoriche del corpo rifiuti.



Riferimenti Bibliografici:

Mariotti C, Aspetti e soluzioni progettuali innovative per gli interventi di bonifica e messa in sicurezza permanente delle discariche pubbliche di Manfredonia Seminario del Network Bonifiche sulla bonifica e messa in sicurezza delle discariche pubbliche di Manfredonia. Roma, 17 ottobre 2011.



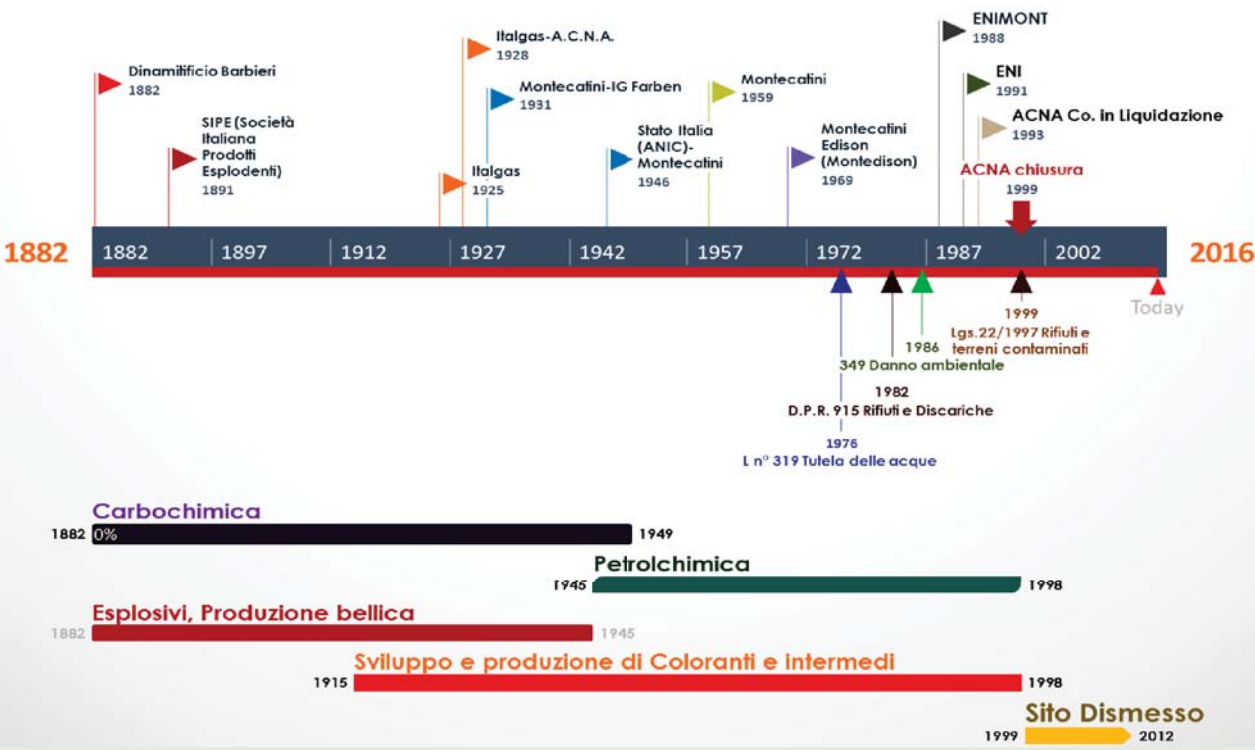
Posizione

L'impianto ACNA sorge nel territorio di Cengio (SV), al confine tra Liguria e Piemonte, e presenta una forma a mezzaluna confinante a Sud, Ovest e Nord con il fiume Bormida e ad Est con la linea ferroviaria Torino-Savona. Si sviluppa su un'area di circa 670.000 m², con quote che si attestano mediamente sui 400 m sul livello del mare.



Storia

Lo Stabilimento fu fondato nel 1882 come Dinamitificio e fu rilevato nel 1891 dalla SIPE che lo ampliò con la costruzione di nuovi impianti: ai primi del '900 la produzione giornaliera di esplosivi ammontava a 14000 kg di Acido Solforico, 13000 kg di Oleum, 2500 kg di Tritolo. Nel '25, passata alla proprietà Italgas che nel '28 confluirà nell'ACNA, l'industria fu convertita alla produzione di coloranti e intermedi, sebbene all'occorrenza (fino al '45) venivano ripristinate le produzioni a carattere bellico. Sull'orlo del fallimento, nel 1931 l'ACNA fu venduta alla Montecatini e dopo la II Guerra Mondiale prese l'avvio la stagione della produzione Petrochimica accanto a quella dei coloranti (Montedison negli anni '60). Definitivamente tramontata la fortuna della Montedison, nel 1991 l'ACNA fu ereditata da ENI quando versava in gravi difficoltà. Già nel 1993 l'Azienda era considerata irrecuperabile e destinata alla liquidazione. Dopo che nel 1998 la legge 426 ha individuato in Cengio una delle sedici aree a grave rischio ambientale sull'intero territorio nazionale, nel gennaio 1999 lo Stabilimento è stato chiuso definitivamente. Da allora, sino al 2012-3, con la nomina di un Commissario Straordinario all'emergenza ambientale, il sito dismesso è stato oggetto di importanti interventi di Messa in Sicurezza e Bonifica oggi completati.

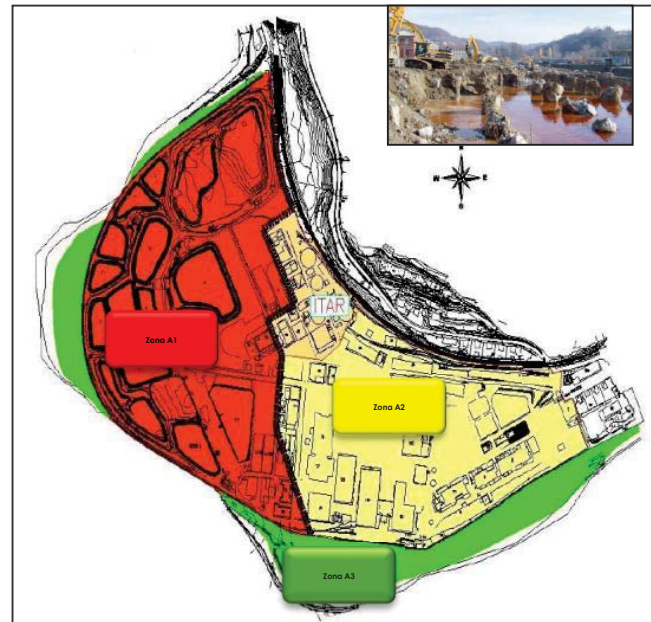
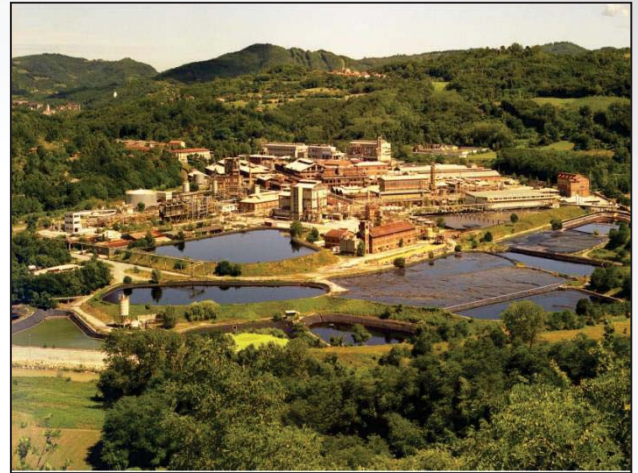


Riferimenti Bibliografici:
Pier Paolo Poggio. "L'ACNA di Cengio". <http://www.industriaeambiente.it/schede/acna/>. Accesso Gennaio 2016
Stefano Leoni. "Sito Acna di Cengio". Convegno «Puliamo l'Italia» 14/15 Ottobre 2013, Brescia.

Quadro di riferimento

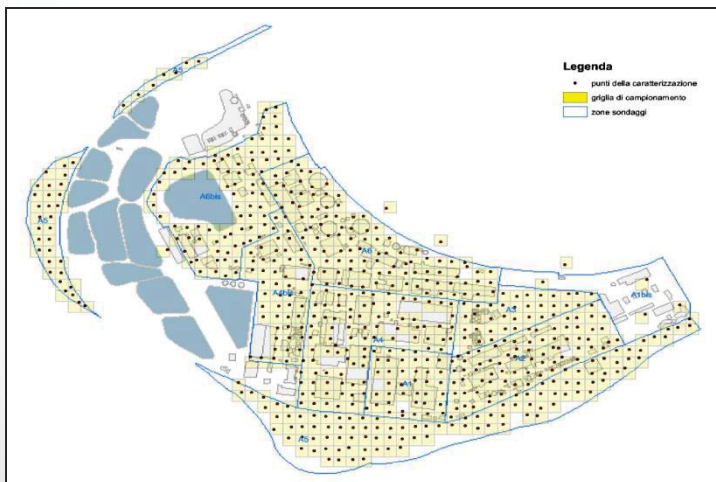
Nell'ambito dell'**Accordo di Programma** sottoscritto tra le parti interessate il 4 dicembre 2000, il sito è stato suddiviso in zone, fisicamente distinte e con caratteristiche omogenee :

- **Zona A1** ("Area Rifiuti"): ubicata nella porzione occidentale dello stabilimento;
- **Zona A2** ("Area Industriale"): situata nella zona centrale e orientale del sito, caratterizzata dalla presenza degli ex impianti produttivi e delle infrastrutture industriali e sarà oggetto di futura reindustrializzazione;
- **Zona A3** ("Aree Golenali"): comprende le aree immediatamente esterne allo stabilimento lato fiume Bormida (confini Sud, Ovest e Nord);
- **Zona A4** ("Area Pian Rocchetta", fuori figura): ubicata in un'ansa in destra idrografica del fiume Bormida, ad un chilometro circa ad Ovest dell'insediamento industriale, nel Comune di Saliceto (CN).



Indagini di caratterizzazione

630 sondaggi;
1900 campioni di terreno per l'analisi VOC
2101 campioni di terreno per l'analisi NVOC
50 camp. di acque dinamiche;
290 camp. in condizioni statiche;
280 sostanze diverse ricercate



Riferimenti Bibliografici:

Pier Paolo Poggio. "L'ACNA di Cengio". <http://www.industriaeambiente.it/schede/acna/>. Accesso Gennaio 2016

Stefano Leoni. "Sito Acna di Cengio". Convegno «Puliamo l'Italia» 14/15 ottobre 2013, Brescia.

Alessandro Hellmann, "Cent'anni di veleno. Il caso ACNA", Settembre 2005

Messa in sicurezza d'emergenza

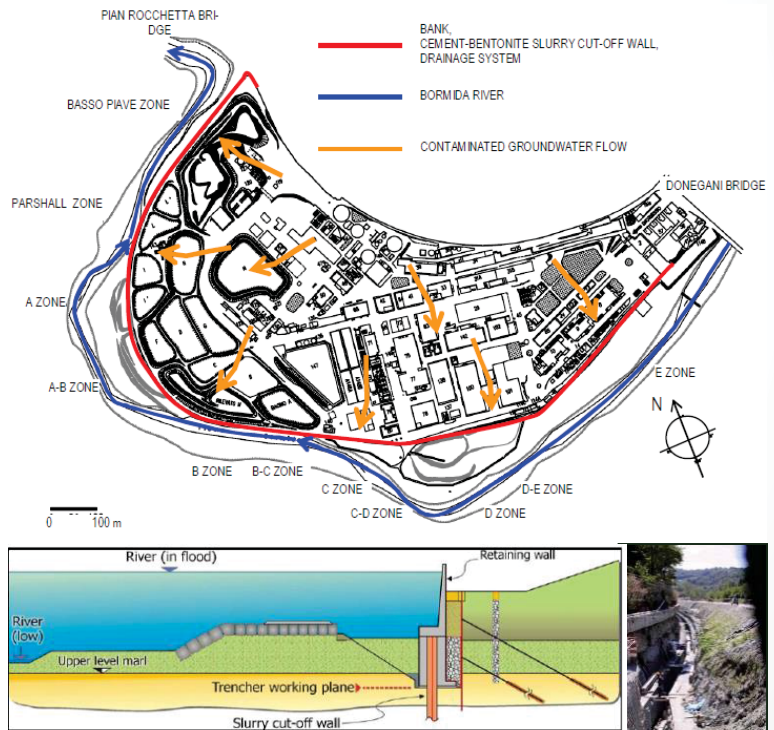
1. 300.000 m³ di rifiuti liquidi nei bacini di lagunaggio (A1)

Estrazione dei Sali Sodici mediante gru ubicate ai bordi dei bacini. Fusione dei Sali, titolazione della soluzione e conferimento in serbatoi. Essiccamento dei Sali. Confezionamento in Big—bags. Trasporto mediante convogli ferroviari In Germania. Conferimento definitivo in Miniera di salgemma.



2. Asportazione dei rifiuti in area golenale di stabilimento (A3) e deposito in A1

3. Realizzazione diaframma impermeabile immorsato nel substrato delle marne



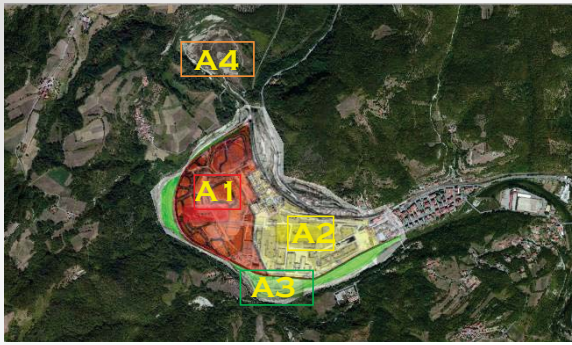
4. Realizzazione nuovo muro di contenimento in vari tratti per adeguamento opere di recupero percolato e per garantire un franco di 1 m sul livello di piena con portata 1750 m³/sec

Riferimenti Bibliografici:

Stefano Leoni. "Sito Acna di Cengio". Convegno «Puliamo l'Italia» 14/15 Ottobre 2013, Brescia.

Salvati A, Curti A, Veggi S. "Syndial site of cengio – banks and groundwater containment and drainage system". Consoil 2008.

Consorzio BASI. Ambiente Aquater. "progetto preliminare di bonifica". Aprile 2002.



Aspetti Ambientali

La caratterizzazione ha individuato ca **3 Milioni di m³** tra rifiuti e materiale contaminato spesso indistinguibili

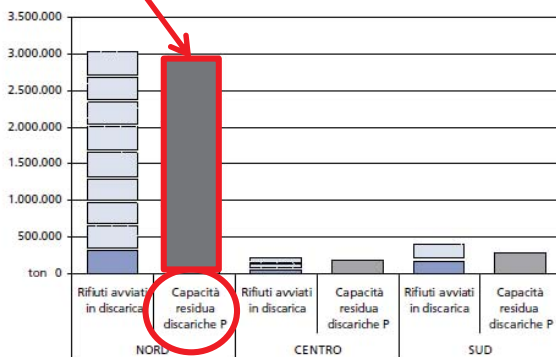
Molte aree dello Stabilimento, in particolare la zona indicata come A1 dove in parte dimorava il paleoalveo del Fiume Bormida, sono state riempite di scarti industriali secondo l'uso comune dei primi decenni del secolo scorso creando un battente di quasi 30 m di spessore; inoltre nella stessa area erano presenti 13 bacini di lagunaggio per una superficie di 50000 m² che contenevano 300000 m³ di reflui salini (sali sodici e ammoniaci).

1. **Diaframma di separazione aree A1 ed A2 e trincea drenante a tergo. Evita ingresso di acque sotterranee da monte.**



2. **Realizzazione sistema di drenaggio acque meteoriche.**
3. **Riposizionamento dello scarico in zona A2.**
4. **Deposito definitivo dei materiali provenienti dalle attività di bonifica e sistema di captazione dell'eventuale biogas.**
5. **Impermeabilizzazione superficiale della zona A1.**
6. **Demolizioni degli edifici e viabilità di servizio.**
7. **Recupero a verde delle aree di intervento e realizzazione sistema di monitoraggio post operam.**

Fig. 4: Possibilità di sfruttamento delle capacità residue delle discariche per rifiuti pericolosi esistenti nell'ipotesi di mantenimento del tasso di conferimento riscontrato nel 2007



Progettazione preliminare

Obiettivi di intervento:

- **Zona A1** ("Area Rifiuti"): demolizione edifici obsoleti, messa in sicurezza permanente.
- **Zona A2** ("Area Industriale"): bonifica della zona insatura con asportazione e bonifica con misure di sicurezza per la zona saturata;
- **Zona A3** ("Aree Golenali"): bonifica e restituzione a verde;
- **Zona A4** ("Area Pian Rocchetta", fuori figura): bonifica e restituzione a verde.

Progettazione definitiva

Nell'ipotesi di sbancare, movimentare e conferire tutto il materiale (quasi 3 milioni di m³ tra rifiuti e terreno contaminato frammisto) in discariche per rifiuti pericolosi, tali operazioni avrebbero **saturato la capacità residua di conferimento in tutto il Nord Italia**.

Riferimenti Bibliografici:

Consorzio BASI. Ambiente Aquater. "progetto preliminare di bonifica". Aprile 2002.

...Cengio nel 2015: Approccio sostenibile

Il risanamento del sito di Cengio, caratterizzato da un gravissimo stato di contaminazione causato da più di cento anni di attività industriale (di cui più di 70 senza norme) e da una situazione di crisi sociale ed economica, quella della Val Bormida, tra le più profonde nel Paese, ha perseguito e quindi raggiunto gli obiettivi ed i principi dell'approccio sostenibile di stampo Europeo

Risk Based Land Management



1. Orientamento pragmatico, finalizzato al riutilizzo del suolo (**fitness for use**) e derivante dal bilanciamento di molteplici aspetti della problematica, ossia ambientali, sociali ed economici (perseguimento dei **net benefits**), anche mediante il coinvolgimento dei numerosi soggetti portatori di interesse: le scelte progettuali hanno risposto ad una forte spinta al recupero delle aree, dove possibile, e **alla restituzione del territorio allo sviluppo futuro**, anche in ragione delle forti pressioni sociali.

2. Studio e **selezione approfondita**, trasparente, consistente e realistica delle migliori tecnologie disponibili per il risanamento ed individuazione dei rischi associati alle operazioni con l'obiettivo di minimizzare ogni ulteriore aggravio dello stato di compromissione ambientale del territorio.

3. **Protection for the Environment**: la contaminazione è stata **interamente isolata da tutti i possibili recettori senza ulteriori aggravii del rischio** per l'ambiente e la salute dei residenti e dei lavoratori, privilegiando quindi strategie che non esponessero la popolazione e l'ambiente ad ulteriori pericoli.

4. Monitoraggio continuo post operam (**long term care**): l'area è presidiata da sistemi di controllo delle opere e delle matrici ambientali che siano in grado di garantire la messa sicurezza del sito **per le generazioni future**.



Riferimenti Bibliografici:

Syndial. OICE Workshop sostenibilità ambientale. Workshop Sostenibilità ambientale Ingegneria e grandi imprese a confronto. Roma 19/02/2015.

La contaminazione da DDT del Fiume Toce e del Lago Maggiore

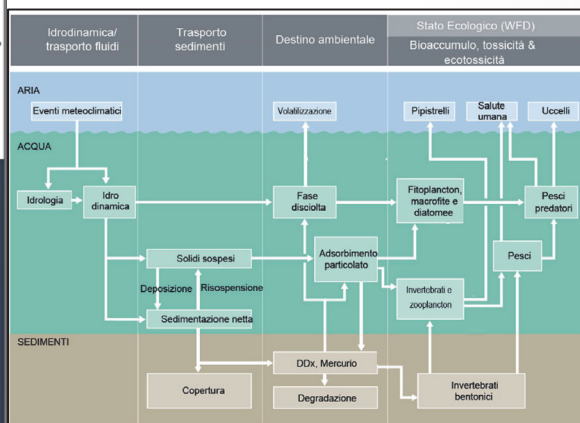
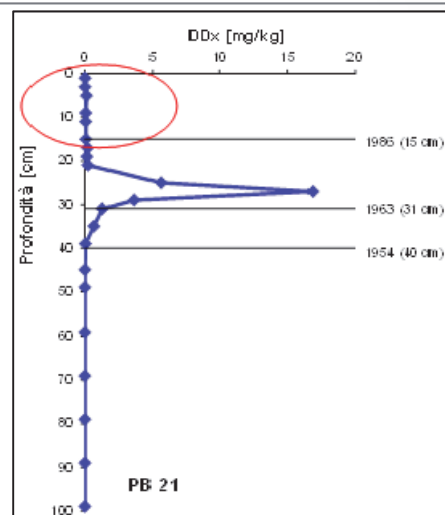
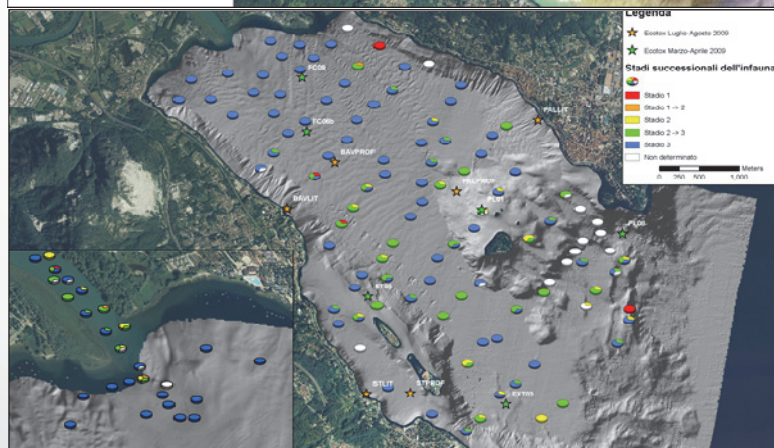
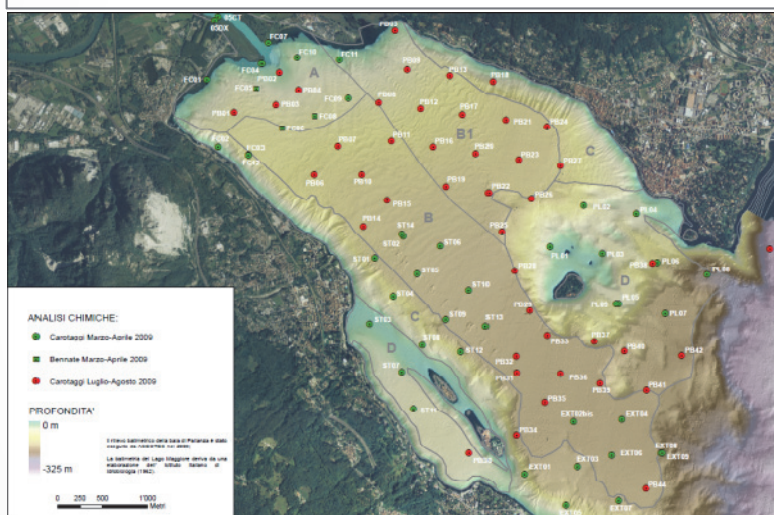
Quadro di riferimento

Al fine di fronteggiare la contaminazione da DDT, nel 2008 il MATTM richiedeva ad Eni (Syndial S.p.A.) un elaborato progettuale di intervento di Bonifica basato sull'asportazione dei sedimenti (Lago Maggiore e Fiume Toce) che presentavano concentrazioni superiori ai 0,1 mg/kg – approccio tabellare.

In risposta a tale richiesta la **Società proponeva invece di adottare un approccio tecnico multidisciplinare basato in primis sulla valutazione del rischio** (come raccomandato da CLARINET, NICOLE, ecc.) per comprendere il reale stato dell'ecosistema ed una valutazione della reale necessità di un intervento di bonifica basato sull'asportazione della contaminazione.

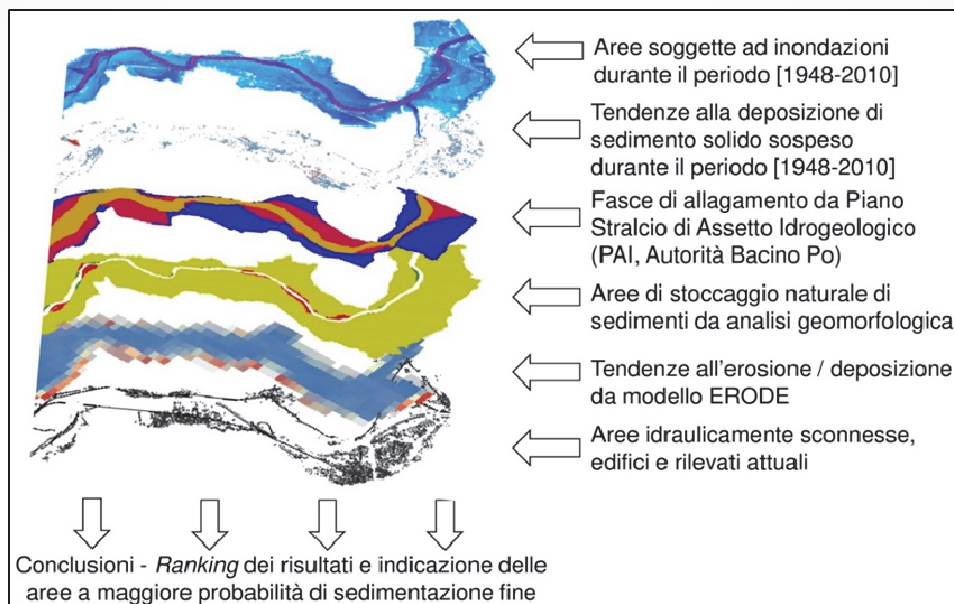
Per rispondere scientificamente a queste domande, veniva predisposto un corposo piano di caratterizzazione:

1. Caratterizzazione chimica delle matrici biotiche ed abiotiche del sistema
2. Analisi del Rischio Alimentare associato al consumo di pesce
3. Analisi del Rischio Ecologico
4. Valutazione del Risk Of Remedy
5. Individuazione dei possibili Interventi e valutazione dei benefici netti (Net Environmental Benefit Analysis) associati ai diversi interventi



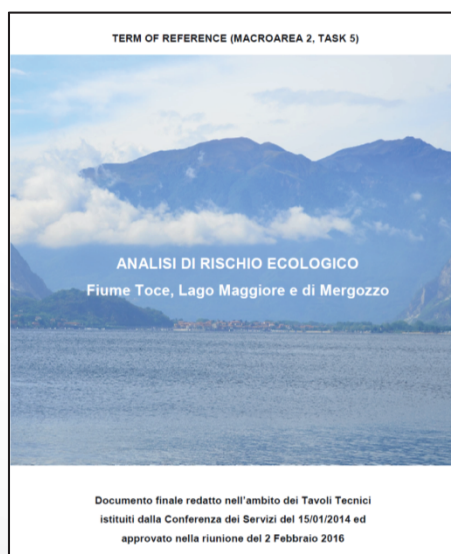
La contaminazione da DDT del Fiume Toce e del Lago Maggiore

Nel 2014 venivano inoltre inserite nelle indagini ambientali anche le aree golenali del Fiume Toce, al fine di individuare eventuali sorgenti secondarie di contaminazione. Anche in questa fase si è proceduto con un approccio ragionato e multidisciplinare che ha previsto l'integrazione della componente idrologica, idraulica, sedimentologica, geomorfologica e di ricostruzione storica.



Apertura Tavolo Tecnico

Al fine di pervenire ad una risoluzione che fosse il più condivisibile possibile (come fortemente raccomandato da CLARINET, CITYCHLOR, SURF, CLAIRE), nel 2014 è stato istituito un tavolo tecnico di alto profilo scientifico al quale hanno partecipato gli organi tecnici dei principali Stakeholder (processo partecipato).



Individuazione dell'intervento basato sulla valutazione del rischio: Monitoraggio a lungo termine

Il tavolo tecnico ha concluso che:

- **nei terreni superficiali delle aree golenali del Toce “i DDx sono presenti in modo diffuso, ma a concentrazioni modeste**, con un potenziale apporto residuo al sistema Fiume Toce-Lago Maggiore che non può essere stimato se non con un monitoraggio di lungo termine”. Inoltre, “il trasporto della contaminazione sepolta nei terrazzi recenti del tratto terminale del fiume è possibile solo durante le maggiori piene, in caso di importanti erosioni spondali; anche questo aspetto sarà considerato nell'ambito del monitoraggio del sistema”;
- l'analisi di rischio ha evidenziato che **non vi sono rischi per l'uomo** (in relazione al consumo alimentare di pesci) **nè rischi ecologici significativi** per la comunità bentonica, la fauna ittica (e altri organismi acquatici), gli uccelli piscivori e i chiroterti;
- sulla base di tali valutazioni, **l'intervento da effettuarsi è un monitoraggio a lungo termine** al fine di confermare nel tempo il perdurare delle condizioni di assenza di rischio significativo e di verificare il trend di recupero del sistema fiume-lago.



La contaminazione da DDT del Fiume Toce e del Lago Maggiore

Il processo valutativo e decisionale adottato per il Sistema Fiume Toce – Lago Maggiore, ha consentito di evidenziare in maniera oggettiva che, poiché nel Sistema si è innescato un processo di recupero naturale e la contaminazione dei sedimenti non rappresenta una criticità tale da richiedere interventi invasivi quali il capping artificiale o il dragaggio, **il monitoraggio a lungo termine rappresenta l'intervento socialmente ed ambientalmente più accettabile, a fronte di importi economici significativamente inferiori.**

