

micron



**Bonifica, recupero  
ambientale e sviluppo del  
territorio: esperienze a  
confronto sul fitorimedia**

*atti del convegno*



**micron +**

**Direttore**  
Svedo Piccioni

**Direttore responsabile**  
Fabio Mariottini

**Segreteria di redazione**  
Markos Charavgis

Direzione e redazione  
Via Pievaiola San Sisto 06132 Perugia  
Tel. 075 515961 - Fax 075 51596235  
[www.arpa.umbria.it](http://www.arpa.umbria.it)  
[ufficiostampa@arpa.umbria.it](mailto:ufficiostampa@arpa.umbria.it)

**Design**  
Paolo Tramontana

**Fotografia**  
ICP Milano

**Stampa**  
Grafox, Perugia



## INDICE

<b>Presentazione</b>	03
Adriano Rossi	
<b>Il fitorimedio per la bonifica dei siti contaminati: prospettive di sviluppo in Umbria</b>	05
Paolo Sconocchia	
<b>Il ruolo potenziale del fitorimedio nei siti della Provincia di Ferrara: aspetti tecnici ed amministrativi</b>	13
Igor Villani	
<b>Il ruolo delle tecnologie “soft” nella rigenerazione dei brownfields: la visione del progetto europeo HoMBRe</b>	21
Renato Baciocchi, Pierre Menger	
<b>Il rimedio dei suoli e acque contaminati con metalli pesanti, organici ed eccesso di nutrienti: processi biologici utili nella rizosfera</b>	31
Angelo Massacci, Laura Passatore	
<b>Fitotrattamento del percolato di discarica: il caso Alcantara</b>	45
Paolo De Angelis, Daniele Bianconi, Angelo Massacci	
<b>Le attività di REMIDA e l’approccio operativo</b>	57
Andrea Sconocchia	
<b>Prime esperienze di bonifica del suolo dal lindano: le potenzialità della short rotation coppice (SRC) per il recupero ambientale e la sostenibilità economica</b>	65
Daniele Bianconi, Pierluigi Paris, Angelo Massacci	
<b>Il progetto europeo GREENLAND (Gentle remediation of trace element contaminated land): una soluzione verde per l’inquinamento</b>	75
Giancarlo Renella	
<b>Fitostabilizzazione e controllo idrologico in un sito multicontaminato da metalli pesanti nell’area industriale di Porto Marghera</b>	89
L. Pietrosanti, F. Pietrini, G. Matteucci, A. Massacci, R. Aromolo, M.C. Zuin, G. Capotorti, A. Nardella	
<b>Biorisanamento di acque sotterranee contaminate da solventi clorurati: batteri responsabili del processo e strategie applicative</b>	99
S. Rossetti, E. Aulenta, V. Tandoi, M. Majone, B. Matturro, M. Petrangeli Papini	
<b>Esperienze di fitorisanamento presso due aree industriali</b>	107
Luca Marchiol, Guido Fellet, Giuseppe Zerbi, Francesco Boscutti, Barbara Conte, Carlo Montella, Carmine Guarino	
<b>La fito-estrazione assistita per il recupero della fertilità dei suoli agricoli contaminati</b>	125
Massimo Fagnano, Nunzio Fiorentino	
<b>La posizione dell’Unione Petrolifera nei processi di bonifica</b>	139
Donatella Giacometti	





## Presentazione

Adriano Rossi (ARPA Umbria, Direttore del Dipartimento Provinciale di Terni)

Il problema dei siti contaminati interessa ormai più del 3% del territorio nazionale e comporta un crescente impegno delle istituzioni, del mondo della ricerca e delle imprese nella progettazione e nella realizzazione di interventi di bonifica, ripristino e miglioramento ambientale.

Purtroppo il costo economico e ambientale degli interventi di bonifica è in alcuni casi superiore al valore commerciale delle aree interessate dalla contaminazione, specialmente nel caso in cui queste sono situate in zone marginali prive di interesse economico e di riconversione. In questo quadro, gli interessi ambientali vengono spesso subordinati alla sostenibilità economica degli interventi di bonifica.

Arpa Umbria, da sempre fautrice di innovazione in campo ambientale, ha da alcuni anni avviato un'attività di promozione delle tecnologie di fitorimediazione, che in molti casi possono rappresentare una alternativa economica e sostenibile al problema delle bonifiche e, al contempo, sono in grado di generare servizi ambientali di diversa natura tesi a migliorare l'aspetto del paesaggio e la qualità dell'ambiente.

L'obiettivo del workshop, tenutosi a Terni il 20 e 21 ottobre 2011, è stato quello di condividere e confrontare alcune esperienze significative realizzate in materia nel nostro Paese, per iniziare a definire le potenzialità e le criticità di questa tecnologia e costruire percorsi e strategie condivisi per affermarne e consolidarne l'impiego nei procedimenti di bonifica.

Un sentito ringraziamento va a tutti coloro che con i loro interventi e la loro collaborazione hanno reso possibile questo evento, con l'augurio di proseguire insieme su questo percorso che, valorizzando la biodiversità della natura, cerca soluzioni sostenibili ai passati errori dell'uomo.





## **Il fitorimedia per la bonifica dei siti contaminati: prospettive di sviluppo in Umbria**

Paolo Sconocchia (ARPA Umbria, Servizio Suolo Rifiuti e Bonifiche)

In Italia la questione dei siti contaminati ha raggiunto dimensioni preoccupanti: secondo fonti ISPRA circa il 3% del territorio nazionale è interessato da fenomeni di contaminazione di tipo puntuale o diffuso. In generale, le aree contaminate sono una conseguenza delle attività antropiche e sono spesso localizzate in insediamenti industriali dismessi o ancora in esercizio, in zone minerarie, portuali e di discarica.

Dal punto di vista amministrativo i siti contaminati sono distinti in due categorie: i Siti di interesse nazionale (SIN) e i siti di interesse regionale. I primi, per l'entità della contaminazione, le dimensioni delle aree interessate, i potenziali impatti sulla popolazione e sull'ambiente, sono gestiti direttamente dal Ministero dell'Ambiente; i secondi, sono gestiti dalle Regioni.

Attualmente, risultano censiti 57 siti di interesse nazionale, con la presenza di almeno un sito in ogni regione. Non è invece possibile definire una stima esatta del numero dei siti di interesse regionale, perché non tutte le Regioni risultano ad oggi dotate di una anagrafe dei siti contaminati, e le anagrafi pubblicate non hanno una completa uniformità dei dati forniti. Il valore parziale è comunque preoccupante indicando ben 12.652 siti contaminati di interesse regionale.

Per quanto riguarda i SIN, l'origine della contaminazione è da attribuirsi prevalentemente ad attività industriali. Questo è in generale vero anche per i siti d'interesse regionale, per i quali assumono una notevole importanza anche i punti di distribuzione di carburante e le attività legate allo smaltimento dei rifiuti (fig. 1). La normativa di riferimento per i procedimenti di bonifica è contenuta nel DLgs 152/2006, e precisamente nel titolo V della parte quarta dal titolo "bonifica di siti contaminati". Il principio generale ispiratore della norma è "chi inquina paga" e prevede, in sintesi, che le responsabilità della bonifica e del ripristino di un sito contaminato ricadano su chi ha causato l'inquinamento; il responsabile di



una attività che ha inquinato è obbligato a riparare il danno che volontariamente o involontariamente ha causato purtroppo non è sempre possibile risalire ai responsabili della contaminazione, e talvolta i colpevoli, se pur identificati, non sono in grado di adempiere ai loro obblighi. In questi casi la normativa prevede che la Pubblica amministrazione intervenga, sostituendosi al soggetto responsabile nella realizzazione delle attività di bonifica e ripristino di un sito.

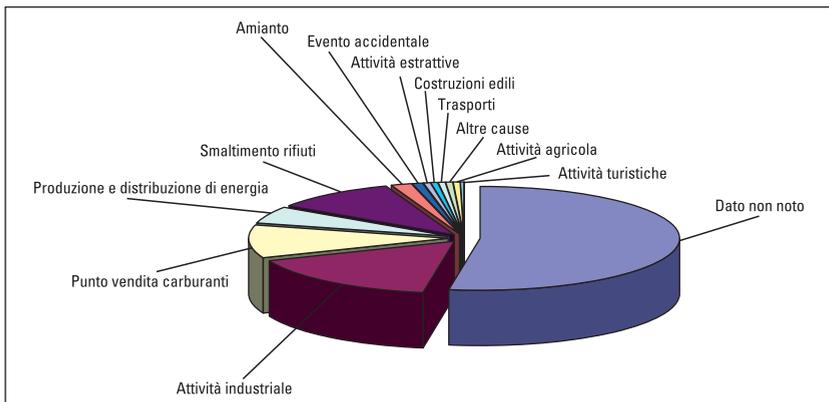


Figura 1 - Cause della contaminazione (parziale) in siti di interesse regionale  
Fonte: Dati dal rapporto bonifiche 2010 di Federambiente

Un fenomeno abbastanza ricorrente è che molti siti industriali, originariamente ubicati lontano dai centri abitati, siano oggi contigui o addirittura interni al contesto urbano residenziale, questo perché la crescita delle città si è spinta fino a lambire o superare quelle che un tempo erano zone periferiche. I siti contaminati che oggi si trovano all'interno delle città risultano di grande interesse per lo sviluppo urbanistico, e spesso costituiscono una importante risorsa da sfruttare per costruire nuovi edifici e infrastrutture. Per le ragioni citate gli interventi di bonifica di questi siti trovano un facile sostegno economico grazie all'elevato valore intrinseco delle aree stesse. Completamente diverso è quello che accade per i siti marginali, localizzati in aree prive di interesse economico e non oggetto di alcun tipo di progetto speculativo. In queste aree spesso il basso valore economico del sito tende a ostacolare costosi interventi di bonifica e ripristino e nella maggior parte dei casi ci si limita ad interventi di messa in sicurezza che di fatto rimandano il problema al futuro. Il fitorimediazione è un metodo biologico di bonifica dai costi ridotti. La tecnica consiste nello sfruttare la capacità di alcune piante di interagire con i conta-



minati organici e inorganici che si trovano nel terreno, nei sedimenti e nelle acque. Sempre in ambito di risanamento ambientale le piante possono essere impiegate anche per realizzare sistemi evapotraspirativi di messa in sicurezza e di controllo idrologico su superfici anche vaste.

Un possibile modello di applicazione del fitorimediazione è quello di utilizzare piante selezionate per interagire con i contaminanti presenti nel substrato, traendo dall'intervento eseguito a seconda delle caratteristiche del sito e delle specifiche esigenze di bonifica alle quali bisogna far fronte ulteriori vantaggi: la produzione di energia rinnovabile data dallo sfruttamento della biomassa prodotta nel processo, l'utilizzo della biomassa per estrarre polimeri da utilizzare nella chimica verde, o l'immagazzinamento di carbonio realizzando un sistema vegetale a carattere permanente.

È importante ricordare che qualsiasi sia la strategia impiegata è il sole a fornire la maggior parte dell'energia necessaria alla realizzazione dell'intervento (fig. 2).

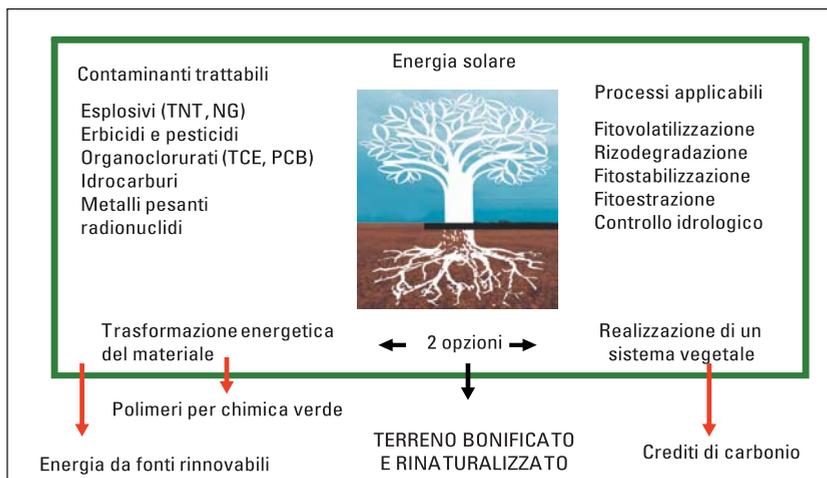


Figura 2 - Modello applicativo del fitorimediazione

Come tutte le tecnologie di bonifica anche il fitorimediazione ha dei vincoli operativi e necessita di opportune condizioni per essere applicato con successo. In alcuni casi le criticità tecniche possono essere superate con un'attenta progettazione degli interventi, ma quando questo non è possibile sarà necessario sostituire totalmente o parzialmente il fitorimediazione con una tecnologia più idonea.



Volendo descrivere brevemente alcuni dei presupposti di base per l'applicabilità del fitorimedio è importante ricordare che per garantire la sopravvivenza delle piante è necessario che i livelli di contaminazione del suolo non siano fitotossici per le specie impiegate. A questo problema si può in alcuni casi far fronte grazie alla grande biodiversità delle specie vegetali ricorrendo a piante appositamente selezionate.

Un altro limite per l'applicazione del fitorimedio è dato dalla profondità dal piano di campagna alla quale si trova il terreno contaminato. Infatti, escludendo il controllo idrologico, il contatto tra le radici delle piante e i contaminanti è un presupposto indispensabile per l'applicazione della tecnologia. Una possibile soluzione al problema della distribuzione verticale del contaminante nel suolo può essere, dove possibile, quella di eseguire una escavazione del terreno per trattarlo successivamente *on-site* in sistemi confinati.

Un ulteriore elemento per valutare l'applicabilità del fitorimedio è il fattore tempo: utilizzare le piante significa impegnare il sito di bonifica per un orizzonte temporale relativamente ampio che potrebbe non essere compatibile con le attività di riutilizzo previste per il sito.

Al fine di valutare l'applicabilità reale del fitorimedio in Umbria è stato effettuato uno studio delle caratteristiche dei siti censiti nel "Piano regionale per la bonifica delle aree inquinate", al fine di inquadrare la situazione territoriale umbra ed individuare i siti idonei ad un'efficace applicazione della tecnologia proposta.

In Umbria risultano attualmente censiti 121 siti contaminati, di cui 120 di interesse regionale e uno, denominato "Terni-Papigno", di interesse nazionale (fig. 3).

Il piccolo campione di siti contaminati umbri offre uno spaccato di quasi tutte le tipologie di aree contaminate esistenti, ed appare evidente come le attività di gestione dei carburanti giochino un ruolo importante nel panorama regionale, rappresentando oltre il 42% dei siti censiti.

Il processo di valutazione delle aree è stato suddiviso in due fasi. La prima fase è costituita da un'analisi preliminare dei siti, basata sulle informazioni storiche ed ambientali presenti nel piano regionale di bonifica; la seconda fase si basa sull'analisi delle informazioni di dettaglio scaturite dall'esecuzione dei vari piani di caratterizzazione dei siti stessi, quando già effettuati.

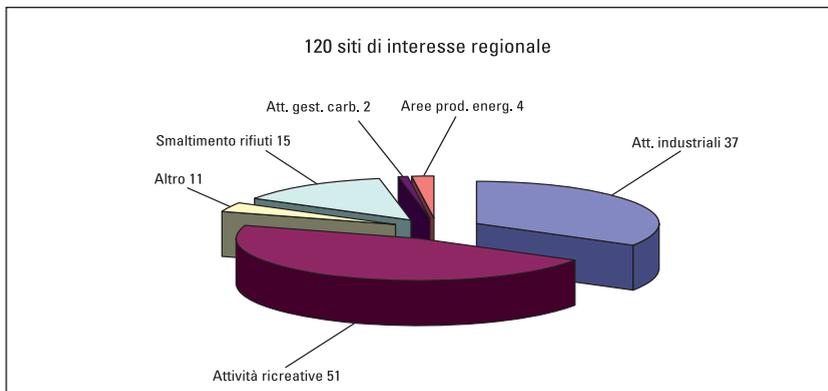


Figura 3 - Modello applicativo del fitorimediaio

Nella prima fase di valutazione di un'area devono essere analizzati il contesto burocratico-amministrativo, ponendo in evidenza il soggetto a cui compete la bonifica (pubblico o privato), la destinazione d'uso dell'area e il suo eventuale inserimento in contesti strategici più ampi. Sempre in questa prima fase si deve porre attenzione al contesto ambientale generale, valutando le dimensioni del sito, le caratteristiche del substrato disponibile, le caratteristiche delle matrici ambientali coinvolte, il contesto climatico e la tipologia dei contaminanti presenti.

Questa prima fase ha consentito di operare una riduzione delle possibili aree di intervento portando all'esclusione dei siti nei quali le caratteristiche specifiche non si adattano a soluzioni basate sul fitorimediaio. In questa fase sono stati ad esempio esclusi i punti vendita di carburante, dove gli interventi avvengono generalmente in ambienti ristretti e devono essere, per ragioni economico-commerciali, rapidi e poco invasivi.

Per alcune aree, in cui la contaminazione interessa le acque di falda, la mancanza di informazioni dettagliate, come ad esempio l'origine della contaminazione, non ha reso possibile una valutazione completa dell'applicabilità del fitorimediaio. Per questa ragione alcuni siti sono stati considerati non idonei, con la riserva di poter rivalutare la situazione quando saranno disponibili ulteriori informazioni.

La seconda fase della valutazione, quella da eseguire sulla base dei risultati del piano di caratterizzazione, si basa sull'analisi della tipologia, diffusione e



concentrazione dei contaminanti, sull'individuazione delle piante idonee alla situazione specifica e sulla definizione degli obiettivi di bonifica. Nella fase avanzata di valutazione di applicabilità del fitorimedio si devono eseguire anche dei test di laboratorio, sostituibili anche dalla realizzazione di un sistema pilota in campo, per poter definire in dettaglio l'applicazione su larga scala.

L'analisi dei siti in Umbria ha portato all'individuazione di 12 aree sulle quali è possibile applicare il fitorimedio con interventi *in situ*, con una superficie complessiva di circa 40 ettari. Per alcune aree di competenza pubblica, nel comune di Terni e nel comune di Foligno, essendo già presenti i risultati del piano di caratterizzazione o i risultati delle indagini preliminari, è stato possibile effettuare anche la fase di valutazione di dettaglio, a seguito della quale, riscontrata in pieno l'applicabilità delle tecnologie proposte, sono state stipulate delle convenzioni per la progettazione degli interventi di bonifica.

Analizzando le caratteristiche dei siti che sono risultati idonei all'utilizzo del fitorimedio, è importante evidenziare che questi sono accomunati da elementi specifici e ricorrenti:

- 1) sono aree prevalentemente periferiche o periurbane non interessate da attività di sviluppo nel breve periodo;
- 2) le problematiche ambientali e di contaminazione sono legate principalmente allo smaltimento, più o meno legale, di rifiuti solidi urbani o di rifiuti industriali di varia origine;
- 3) la contaminazione dei terreni è causata dalla presenza di idrocarburi e/o metalli con moderati livelli di concentrazione;
- 4) la responsabilità degli interventi è prevalentemente pubblica;
- 5) è necessario impedire l'utilizzo agricolo delle aree.

Analizzando gli elementi citati è possibile definire il prototipo di sito sul quale impiegare il fitorimedio, riuscendo a massimizzarne i vantaggi: il basso impatto economico e ambientale, la possibilità di riqualificare e rinaturalizzare il paesaggio e la capacità di produrre un benefit economico, dato dall'accumulo di carbonio da utilizzare nel mercato volontario dei crediti, o dalla produzione di energia o di polimeri, mediante trasformazione delle biomasse prodotte.

In definitiva, il fitorimedio può diventare una valida scelta operativa in tutti quei "siti orfani" che ricadono sotto la responsabilità della Pubblica amministrazione e che, molto spesso, sono situati in aree marginali e di scarso valore



intrinseco, per le quali il fattore “tempo” non risulta determinante per la scelta delle tecnologie di bonifica. Questa tecnologia, se ben applicata, può offrire agli amministratori del territorio una valida soluzione di intervento, capace di coniugare l’efficacia e la sostenibilità ambientale delle bonifiche con una grande accettazione sociale degli interventi stessi che sono basati su un gesto semplice: piantare alberi.

#### **Bibliografia**

ISPRA, *Annuario dei dati ambientali 2009*.  
FederAmbiente, *Rapporto bonifiche 2010*.





## Il ruolo potenziale del fitorimedia nei siti della Provincia di Ferrara: aspetti tecnici ed amministrativi

Igor Villani (Provincia di Ferrara)

Le aree sottoposte a procedimento di bonifica nel territorio della Provincia di Ferrara ammontano a circa 130, costituite da un alto livello di eterogeneità in base ad estensione, contaminanti, matrici interessate, tipologia d'uso dell'area. I diversi siti si identificano in aree industriali, attività commerciali, piccole imprese con alto potere inquinante, estrazione combustibili fossili, distribuzione di carburanti (depositi e punti vendita), discariche abusive e rifiuti abbandonati, areali con contaminazioni storiche e diffuse, incidenti di mezzi terrestri ed aerei, aree agricole, canali consortili, conseguenze di furti ad impianti produttivi.

Le metodologie di gestione e le tecnologie di bonifica applicate rispecchiano quelle più "classiche", rappresentate da scavo e rimozione per quanto riguarda il suolo e da pump & treat per le acque. Altre tecnologie sono decisamente in minoranza ed in un unico solo caso è stata proposta una fitoestrazione.

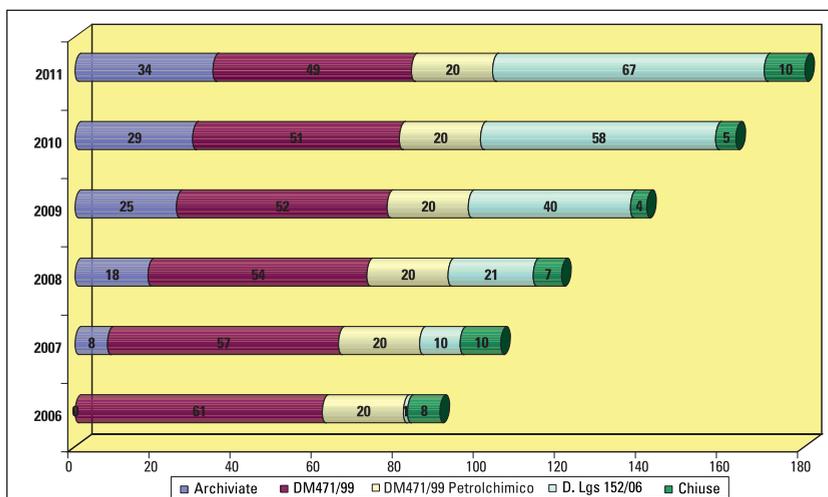


Figura 1 - Procedure di bonifica in Provincia di Ferrara



## **Inquadramento**

Stringendo il campo di analisi solo sulla *fitoremediation* e cercando di identificare le possibili cause del bassissimo livello di applicazione sul territorio, si possono identificare le seguenti come caratteristiche principali delle tecnologie che utilizzano fitorimediazione:

- tempistica di sviluppo medio-lunga e relativamente variabile;
- sistematica produzione di rifiuti vegetali;
- reti di monitoraggio permanenti.

In Italia la normativa sui siti contaminati orienta le bonifiche ad onere del privato sia da un punto di vista finanziario sia da un punto di vista operativo. Questo comporta che, nella maggior parte delle procedure, siano i privati ad effettuare tutti i livelli progettuali ed esecutivi, mentre l'Amministrazione svolge esclusivamente un ruolo di correzione, validazione e controllo dell'operato del proponente. Una delle principali macroconseguenze di questo tipo di approccio è che le bonifiche vengono attivate quasi esclusivamente nel momento in cui su un'area esista un qualche tipo di interesse di trasformazione od utilizzo, oppure sia già presente un'attività con la contingente necessità di continuare ad usufruire del proprio lotto. Seconda macroconseguenza consiste nel fatto che, essendo le bonifiche così legate ad interessi diversi da quelli ambientali e sanitari, rimangono strettamente legate anche ai meccanismi operativi ed amministrativi di questi interessi. Vale a dire che se in un'area inquinata si attiva un qualche strumento urbanistico con le sue norme e modalità istruttorie, e quindi viene attivata anche la bonifica rimasta momentaneamente latente per mancanza di interessi (in questo caso immobiliari), si cade fisiologicamente nell'errore di progettare tutta l'operazione come se la bonifica fosse un'interfase (da liquidare in fretta) del procedimento urbanistico ed edilizio. Purtroppo le cose non stanno affatto così, perchè la bonifica non è un'interfase del progetto urbanistico né da un punto di vista legale/amministrativo né da un punto di vista tecnico, presentando tempistiche e modalità di gestione a volte completamente diverse e non corrispondenti alle necessità delle istruttorie urbanistiche. Terza macroconseguenza è il fatto che, quando comunque ci si avventura (termine ironico ma oggi sostanzialmente appropriato) in un progetto di riqualificazione urbana con bonifica, la naturale tendenza sia quella di utilizzare tecnologie di bonifica più invasive e rapide nell'esecuzione. Questo



comporta certamente un aumento dei costi, ma dal punto di vista dei piani di investimento è molto meglio spendere di più sapendo però esattamente quanto e quando, piuttosto che spendere (forse) di meno ma con l'incognita temporale sull'erogazione dei fondi.

Quindi, le caratteristiche tecniche delle tecnologie che utilizzano *fitoremediation*, precedentemente enunciate, risultano scarsamente compatibili con le modalità standard di trasformazione del territorio che puntano, in genere, alla completa conclusione della bonifica in tempi rapidi. Visto il quadro complessivo il regime amministrativo più compatibile con il fitorimedia è quello corrispondente alla messa in sicurezza operativa (MSO) o permanente (MSP), oppure in regime "ordinario" ma su aree in cui non vige un'urgenza di utilizzo.

### **Casistica**

Nella provincia di Ferrara alcuni siti potenzialmente idonei all'applicazione della *fitoremediation* sono aree industriali, vecchie discariche, canali consortili, demolitori ed attività che recuperano e trattano materiali e rifiuti, aree estrattive, maceri della canapa.

Questi rappresentano circa il 10% dei siti da un punto di vista numerico ed il 20% sulla base della superficie di territorio coinvolta, evidenziando quindi un buon livello di potenziale utilizzo.

#### *Aree industriali*

Sulle aree industriali l'applicabilità deriva dal fatto che si tratta generalmente di siti di grandi dimensioni in cui esiste un discreto margine di gestione delle aree, consentendo potenzialmente di spostare le attività dedicate alla produzione in zone che non necessitano di bonifica, lasciando a disposizione quelle su cui è invece necessario un intervento per tempi anche medio-lunghi. Si potrebbe così concretizzare una condizione di messa in sicurezza operativa ed anche a basso costo se gestita con tecnologie a *fitoremediation*.

La suddivisione in sottoaree dei siti contaminati è però un tema che presenta delle complicazioni, generate, senza dilungarsi nell'approfondire il tema, dalla precedentemente discussa incompatibilità tra i procedimenti urbanistico/edilizi e di bonifica. Su questo punto infatti dovrebbero essere anche le Amministrazioni a creare validi e formali protocolli che consentano di stralciare agil-



*Figura 2 - Macero*

mente aree specifiche dai siti contaminati, al fine di incentivare l'intervento dei privati abbattendo i costi e di utilizzare tecnologie di bonifica decisamente più sostenibili.

### *Maceri*

Una tipologia di sito, peraltro peculiare della provincia di Ferrara e della bassa Pianura Padana, su cui la fitoremediation potrebbe trovare applicazione è quella dei cosiddetti maceri. Si tratta di specchi d'acqua di piccole-medie dimensioni in cui, soprattutto fino agli anni '50, veniva immersa la canapa per far macerare le fibre in modo da poter essere poi lavorate e filate a scopo tessile. In Provincia di Ferrara la falda freatica ha una soggiacenza media di pochi metri, in alcune zone anche sotto il metro, cosa che consente di avere i maceri costantemente pieni d'acqua. Il problema ambientale oggi presente non è affatto connesso direttamente alla passata attività di produzione della canapa, anzi deriva proprio dal graduale abbandono di questa attività a partire dagli anni '60, il che ha reso inutilizzati i migliaia di maceri esistenti sul territorio che sono stati man mano riempiti per guadagnare superficie coltivabile. Purtroppo, e veniamo al punto, non era inusuale che il riempimento avvenisse utilizzando i rifiuti urbani dei vicini nuclei abitati. All'epoca non esisteva normativa ambientale sui rifiuti e tantomeno ne esisteva una classificazione, quindi, per i

rifiuti urbani degli anni '60 non si intendono affatto gli odierni RSU bensì un misto di qualsiasi cosa indifferenziata provenisse da case e campagne, compresi prodotti agricoli, cadaveri animali, materiale meccanico.

A quei tempi, oltre a non rappresentare alcuna violazione di legge, il seppellimento dei rifiuti veniva considerata una modalità di gestione virtuosa, il che non ha posto alcuna limitazione alla pratica. La conseguente situazione odierna consiste in un imprecisato numero di questi maceri con rifiuti distribuiti sul territorio, numero decisamente troppo elevato per poter anche solo pensare di affrontare la questione "a tappeto", optando necessariamente per una strategia che passi attraverso la gestione del territorio. Periodicamente, durante attività di insediamento edilizio, opere infrastrutturali, attività agricole, e comunque qualunque operazione comporti trasformazione del territorio, vengono ritrovati questi maceri, permettendo quindi di integrare la loro bonifica nell'operazione edilizia.

Bisogna specificare che comunque alcuni, dove è necessario ai fini dell'opera che si va ad edificare, vengono completamente bonificati, altri rimangono comunque un problema di difficile gestione, soprattutto quando la volumetria del corpo rifiuti è consistente.

Nelle figure 3 e 4 si possono vedere due immagini aeree/satellitari di una zona della provincia di Ferrara delle dimensioni approssimative di un chilometro e mezzo per lato. La foto in figura 3 è del 1952 mentre quella di figura 4 risale al 2003. I circoletti rossi evidenziano la posizione dei maceri che risultano ancora visibili nel 1952 ma non più esistenti nel 2003.

È deducibile l'altissima densità di casi in relazione alla superficie territoriale.



*Figura 3 - Foto aerea del 1952. I maceri sono evidenziati in rosso*

*Figura 4 - Immagine satellitare del 2003. I circoli in rosso sono geograficamente ubicati nella stessa posizione della figura 3*

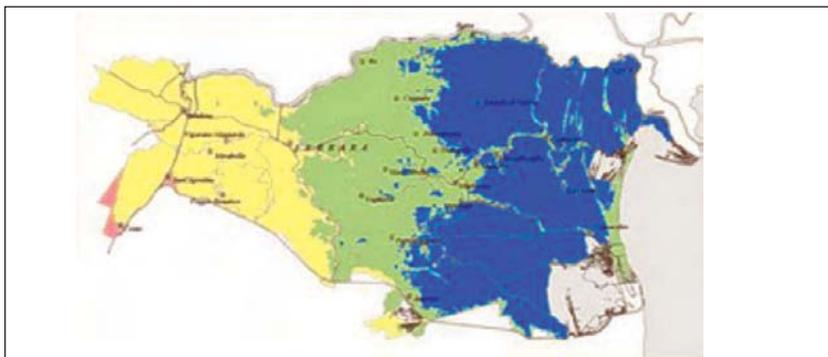


Figura 5 - Carta altimetrica della Provincia di Ferrara. Le zone blu-verdi si trovano sotto e pari il livello del mare

### *Canali di bonifica consortile*

Un altro genere di sito che potrebbe vedere impiegata *fitoremediation*, caratteristico anche questo del territorio ferrarese, è quello dei canali consortili di bonifica. Metà della Provincia di Ferrara è infatti sotto il livello del mare, negli anni e nella storia è stata costruita una fittissima rete di canali di bonifica che arrivano alle odierne centinaia di chilometri totali.

In questi canali passano acque a stretto contatto con il territorio e con le sue attività, comportandone un livello di qualità mediamente non molto alto, ripercuotendosi sulla composizione dei relativi sedimenti. Tutta la rete di bonifica consortile è ovviamente soggetta ad un sistema di manutenzione che ha a che fare con diverse problematiche. Se ne possono individuare alcune salienti:

- necessità periodica di dragaggio;
- scarsa qualità delle acque circolanti;
- frequente presenza di inquinanti nei sedimenti;
- limitatissimi budget a disposizione per le operazioni extra (bonifiche ambientali).

Per necessità di deflusso idrico la quantità di sedimento da movimentare è molto elevata, quando questo sedimento risulta potenzialmente contaminato dalle verifiche preliminari le spese di gestione escono immediatamente fuori budget. Una tecnologia sistematica ma a basso costo potrebbe quindi essere una potenziale soluzione ed in queste condizioni la *fitoremediation* potrebbe svolgere la doppia funzione di depurazione acque e bonifica dei sedimenti se applicata in sito, altrimenti i sedimenti potrebbero essere portati a specifici impianti di fitoe-



Figura 6 - Canale di bonifica

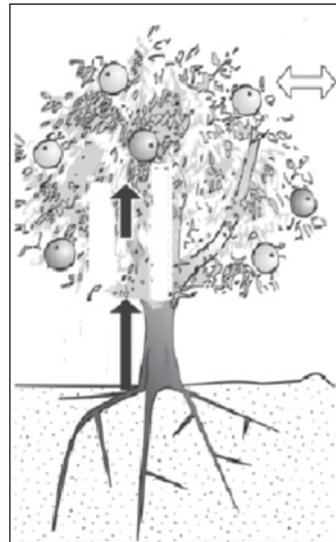


Figura 7

strazione appositamente allestiti e gestiti dal Consorzio di bonifica stesso. L'abbattimento dei costi sarebbe certo.

### Analisi di rischio ecologica

Un'interessante possibilità di ampliamento degli studi relativi alla *fitoremediation* può essere quella dell'analisi di rischio ecologico. Ad oggi, soprattutto in Italia, l'analisi di rischio (da ora AdR) assoluta "ambientale" è orientata esclusivamente agli aspetti sanitari, vale a dire con target umano. In altri Paesi del mondo occidentale l'AdR ecologica vede uno sviluppo maggiore ma rimane comunque un campo ancora completamente da sviluppare a causa della sua incredibile complessità ed a causa del fatto che la fisiologia e tossicologia vegetale ed animale si trovano, per ovvi motivi, ad un livello di conoscenza diverso da quella umana. Avere come target di rischio l'essere umano semplifica enormemente il quadro dei percorsi possibili nel modello concettuale, mentre all'interno delle intricatissime reti ecologiche ci si perde anche solo per capire quale sia l'effettivo - o gli effettivi - target della contaminazione. I dati e le informazioni derivanti dalla progettazione, sviluppo e monitoraggio dei sistemi di *fitoremediation* possono quindi essere utili per il perfezionamento dei modelli analitici che regolano i meccanismi delle valutazioni di rischio. Gli scopi sono



ovviamente diversi, dal momento che una bonifica ha l'obiettivo di trasferire più inquinante possibile dalle matrici alla pianta (nel caso di fitoestrazione) non curandosi troppo del destino della pianta stessa che andrà comunque a smaltimento (facendo attenzione a non ucciderla prematuramente altrimenti non svolgerebbe la sua funzione). Una valutazione di rischio ecologico, invece, punterebbe ad evitare che la pianta assimilasse contaminante oltre certe soglie per non comprometterne il ruolo nel sistema. Anche se gli scopi appena visti sono diversi, i meccanismi fisiologici e chimici sono esattamente gli stessi, lasciando quindi ampio spazio di interdigitazione dei settori.

### **Conclusioni**

Il fitorimediazione è sicuramente una tecnologia di bonifica con un margine di applicazione ben più ampio di quello attuale. Questo è effettivamente in linea con la situazione nazionale che vede nella maggior parte dei casi l'applicazione di tecnologie speditive e poco "fini" dal punto di vista scientifico, ma, diversamente da altre tecniche di *remediation*, che comportano comunque la disposizione di consistenti budget e l'installazione di sistemi sofisticati, l'impiego del fitorimediazione potrebbe davvero trovare maggiore utilizzo nei procedimenti di bonifica e risultare a volte risolutivo nei complessi scenari istruttori. Inoltre, l'ambito tecnologico in cui si muove risulta complementare ad aspetti scientifici ambientali di ampissimo respiro.



## **Il ruolo delle tecnologie “soft” nella rigenerazione dei brownfields: la visione del progetto europeo HoMBRe**

Renato Baciocchi (Dipartimento di Ingegneria Civile, Università di Roma “Tor Vergata”)  
Pierre Menger (TECNALIA Research & Innovation, Environment Unit, Parque Tecnológico)

Il progetto HoMBRe (Holistic Management of *brownfields* Regeneration), finanziato dalla Commissione Europea e dai partner nell’ambito del Settimo Programma Quadro, Tema FP7 ENV.2010.3.1.5-2: *Environmental technologies for brownfield regeneration*, affronta il problema della rigenerazione dei *brownfields*, ovvero di “siti che siano stati influenzati da usi precedenti, siano derelitti o sottoutilizzati, siano completamente o parzialmente in aree urbane sviluppate, richiedano interventi per riportarli ad usi benefici, possano presentare problemi di contaminazione reali o percepiti”. Il progetto prevede di sviluppare strategie innovative per la gestione dei *brownfields*, basate su di un approccio olistico, che tenga in considerazione aspetti ambientali, energetici, economici, sociali, di pianificazione territoriale, in modo da consentire l’individuazione degli obiettivi e del percorso ottimale di rigenerazione. Nell’ambito del progetto si prevede una forte interazione con diversi casi studio europei che risultino rappresentativi di diverse tipologie di siti (industriali, minerari, urbani) e di diverse fasi di utilizzo del sito (in operazione, prossimo alla dismissione, dismesso, in rigenerazione). Tra questi, si segnala il sito di Papigno a Terni, il cui inserimento è stato approvato dal Comune di Terni.

Nell’ambito del progetto viene data rilevanza alle opzioni di riutilizzo cosiddette soft, al quale è dedicato un Working Package specifico del Progetto, denominato “*Enabling soft BF reuse*”. L’obiettivo specifico è quello di fornire soluzioni migliori e più creative che consentano un uso efficace del suolo a lungo termine nei *brownfields* attuali e futuri mediante lo sviluppo ed il miglioramento di metodologie, strumenti e tecnologie per la rigenerazione dei *brownfields* a destinazione d’uso verde. Nello specifico, viene studiata l’implementazione di distretti bioenergetici che possono consentire di correlare il riuso di siti brownfield urbani marginali con la produzione sostenibile di energia; si prevede inoltre lo sviluppo



di diverse classi di tecnologie soft, basate rispettivamente sull'impiego di biochar e sull'aggiunta di materia organica, con miglioramento del suolo, sequestro di carbonio e gestione del rischio.

### **1. Introduzione: dispersione urbana e brownfields**

I *brownfields* sono siti influenzati da usi precedenti, che possono aver interessato anche le aree limitrofe, attualmente inutilizzati o sottoutilizzati, eventualmente caratterizzati da problemi di contaminazione effettiva o percepita, localizzati prevalentemente in aree urbane e che richiedono interventi per ricondurli ad una destinazione d'uso benefica (CABERNET, 2006). Le comunità localizzate in prossimità di *brownfields* spesso devono affrontare problemi economici e sociali, quali disoccupazione, presenza di infrastrutture pubbliche vetuste o danneggiate, degrado delle condizioni abitative e, in alcuni casi, problemi di criminalità.

Nei decenni successivi alla seconda guerra mondiale lo sviluppo economico ha determinato inediti fenomeni di dispersione urbana in molti paesi dell'Europa occidentale, tra i quali molti Stati membri dell'Unione europea. Come conseguenza di questo fenomeno, l'ambiente costruito si è esteso ben oltre quanto era accaduto durante lo sviluppo urbano nella storia precedente dell'umanità. Molte di queste aree urbane ed industriali, costruite nei decenni passati, hanno già raggiunto o stanno raggiungendo la fine vita e pertanto già sono o potrebbero diventare dei *brownfields*. Inoltre, a causa di una mancanza di consapevolezza verso le problematiche ambientali e di adeguate legislazioni in questo settore, molte aree con destinazione d'uso industriale risultano contaminate. Le statistiche fornite dall'Agenzia ambientale europea mostrano che nel periodo 1990-2000 la dispersione urbana nei ventiquattro paesi dell'Unione europea è aumentata del 5,5%, mentre solo lo 0,5% delle aree cosiddette artificiali è stato convertito ad uso urbano o industriale (EEA, 2006).

La rigenerazione dei *brownfields* può pertanto costituire uno degli elementi principali per combattere i fenomeni di dispersione urbana e per garantire uno sviluppo ambientalmente sostenibile (Soil Framework Directive, 2006). Sebbene vi sia una quota parte di *brownfields* che sono già recuperati con successo, va rilevato che attualmente il numero di siti che diventano *brownfields* supera quello dei *brownfields* oggetto di riqualificazione. L'esperienza pratica acquisita in Europa ha dimostrato che la rigenerazione dei *brownfields* è un processo complesso, in



considerazione della sua natura multi-dimensionale (tecnica, sociale, economica, politica), della partecipazione di diversi *stakeholders* al processo decisionale e dell'esistenza di interessi spesso contrastanti su prospettive di recupero e definizione delle nuove destinazioni d'uso.

Nelle scelte operate in passato hanno prevalso gli interessi economici, che hanno fatto preferire opzioni di riqualificazione con destinazione d'uso commerciale, industriale o residenziale, rispetto ad opzioni alternative "verdi", basate su soluzioni meno orientate alla realizzazione di nuove costruzioni. In linea generale, la riqualificazione dei *brownfields* è comunque considerata una procedura troppo costosa e caratterizzata da tempistiche troppo lunghe e spesso imprevedibili, in ragione delle diverse problematiche che debbono essere affrontate. In particolare, laddove il brownfield sia anche un sito contaminato, i progetti di rigenerazione divengono particolarmente poco attraenti e vengono integrati con difficoltà nei processi di pianificazione. Ciò accade in quanto la presenza di contaminazione può far sorgere problemi legati a passività ambientali e rischi economici tali da dissuadere potenziali investitori, che pertanto preferiscono orientarsi verso lo sviluppo di *greenfields* (aree agricole, aree forestali, ecc.). Questa prassi non pare più sostenibile, in quanto nell'Unione Europea la disponibilità di aree verdi più o meno "vergini" è sempre più scarsa, rendendo lo sviluppo di nuovi siti industriali in aree verdi sempre più impegnativo sia da un punto di vista economico sia in termini ambientali. Va infatti rilevato che, a lungo termine, per la società il costo dell'utilizzo invece che della rigenerazione di brownfields appare certamente superiore, in quanto:

- la presenza di siti abbandonati causa il deprezzamento dell'intera regione circostante e in molti casi la presenza di suoli contaminati può indurre impatti ambientali negativi sulle risorse naturali;
- lo sviluppo di un greenfield, sebbene messo in atto seguendo rigorosamente le attuali normative in campo ambientale, condurrebbe ad un deterioramento della qualità ambientale del sito. Al contrario, la rigenerazione di un brownfield eviterebbe questo deterioramento, con il vantaggio di migliorarne la qualità ambientale;
- spesso si perdono opportunità di sviluppo sostenibile (creazione di posti di lavoro mediante l'introduzione di funzioni economicamente attraenti, possibilità di generare opportunità di compensazione ambientale come aree di ri-



- serva naturale, ovvero strategie di adattamento ai cambiamenti climatici come la realizzazione di bacini per lo stoccaggio di acqua durante le stagioni piovose, a protezione da inondazioni, da usarsi nelle stagioni secche);
- la maggior parte dei *brownfields* sono localizzati in aree che hanno già i requisiti richiesti per l'installazione di una nuova realtà industriale. Tipicamente si trovano infatti in prossimità di infrastrutture di trasporto e di reti di distribuzione di energia, così da avere un vantaggio competitivo rispetto ai *greenfields*, che richiederebbero rilevanti investimenti per approntare analoghi livelli infrastrutturali;
  - la maggioranza dei *brownfields* risulta localizzata in aree caratterizzate da gravi problemi sociali, per i rilevanti impatti sul livello di occupazione determinati dalla chiusura delle attività industriali. Ciò implica che vi sarebbe disponibilità di lavoratori specializzati per eventuali nuove attività industriali, così da alleviare i problemi sociali nella regione;
  - in sintesi, la riqualificazione dei *brownfields* dovrebbe essere finalizzata ad individuare nuove destinazioni d'uso che consentano di generare ritorni in termini economici (direttamente o indirettamente nel sito) e di benessere (sociale, economico e di salute), consentendo allo stesso tempo di minimizzare gli impatti negativi (ambientali, estetici, sul traffico, ecc.).

Dal quadro sopra delineato si evince che da un lato c'è la necessità di adoperarsi per prevenire la formazione di nuovi *brownfields* mediante l'utilizzo di opportuni indicatori che consentano di anticipare la perdita di valore di aree urbane o industriali, dall'altra vi è la necessità di sviluppare adeguate strategie, soluzioni e tecnologie che consentano una rigenerazione dei *brownfields* più veloce, più sostenibile e più efficace da un punto di vista economico, considerando i benefici sociali, economici ed ambientali che ne deriverebbero.

## 2. Stato dell'arte a livello europeo

L'argomento *brownfields* è stato oggetto per molto tempo di discussione nelle tradizionali regioni industriali europee nonché oggetto di rilevanti programmi pubblici nazionali e dell'Unione europea. A fronte del declino delle industrie del carbone, dell'acciaio e tessili avvenuto a partire dagli anni '80, i governi nazionali hanno infatti dovuto affrontare l'impegno politico di promuovere attivamente cambiamenti strutturali del sistema produttivo. In quest'ambito sono state messe



a punto strategie di riqualificazione di *brownfields* in particolar modo nel Regno Unito, Francia e Germania. La rilevanza del problema a scala europea ha successivamente reso possibile l'inclusione dei progetti di rigenerazione di *brownfields* in programmi europei per la riqualificazione di aree oggetto di deindustrializzazione, mentre allo stesso tempo i *brownfields* sono stati oggetto di ricerca nell'ambito di diversi progetti europei condotti in ambito ambientale, economico, sociale ed urbanistico.

In particolare, il progetto europeo RESCUE ha elaborato una serie di indicatori e approcci strategici per la rigenerazione dei *brownfields*, fornendo la prima definizione di rigenerazione sostenibile all'interno di un manuale, rivolto a stakeholders, amministratori pubblici ed investitori, che costituisce una guida ed uno strumento di supporto alle decisioni (RESCUE, 2005).

Una sintesi dei diversi aspetti dei *brownfields*, visti con una prospettiva multidisciplinare e multi-stakeholder, è stata fornita dal network CABERNET, che si è focalizzato sugli approcci strategici, esplorando soluzioni per un numero di fattori chiave di carattere sociale, economico ed ambientale che impattano sul processo di rigenerazione dei *brownfields*. Il network ha identificato strumenti ed evidenziato necessità di ricerca da affrontare nell'ambito di successivi programmi di ricerca nell'ambito dell'Unione europea. In merito alle tecnologie di rigenerazione, CABERNET ha concluso che queste possono fungere da catalizzatore per la rigenerazione dei *brownfields*, incrementando i benefici ambientali, sociali ed economici laddove siano finalizzate alla sostenibilità in un approccio integrato ed olistico (CABERNET, 2006).

In sintesi, le pratiche correnti sembrano suggerire che le aree degradate sono generalmente gestite individualmente, mentre sembrano ancora ad uno stato poco maturo gli approcci di pianificazione che consentano di affrontare le problematiche di tali aree nel loro contesto regionale. Inoltre, sembrano ancora mancare gli adeguati strumenti e metodi necessari per implementare tali approcci in situazioni reali. Analogamente, le tecnologie di rigenerazione attuali sono principalmente dirette ad affrontare singole criticità (demolizione, rimozione e riutilizzo di rifiuti, bonifica dei terreni) e risultano sostanzialmente non correlate alla pianificazione territoriale e ai progetti di riqualificazione. Nonostante i diversi tentativi di sviluppare strumenti di supporto alle decisioni per la gestione del territorio, si deve constatare che tali strumenti sono anch'essi limitati a singoli aspetti (ca-



ratterizzazione dei siti, valutazione del rischio, selezione delle tecnologie) e non paiono pertanto adatti ad essere applicati alla rigenerazione dei *brownfields*. Vi è pertanto la necessità di sviluppare metodologie che consentano di integrare nuovi criteri nei processi decisionali, che fino ad ora sono stati focalizzati esclusivamente su aspetti economici diretti, senza includere i benefici sociali ed ambientali attesi a lungo termine.

### 3. Il progetto HoMBRe

Il progetto HoMBRe finanziato dalla Commissione europea e dai partner nell'ambito del Settimo Programma quadro (Tema FP7 ENV.2010.3.1.5-2: Environmental technologies for brownfield re generation), ha come principale obiettivo lo sviluppo di una strategia olistica per la gestione dei *brownfields* (HoMBRe, 2010). Questa strategia è basata sul concetto di circular land management, schematizzato in figura 1, secondo il quale un determinato sito transita attraverso diverse fasi operative che vanno da quella di pianificazione, alla fase di utilizzo (ad esempio a destinazione d'uso industriale), per terminare con la fase di cessazione d'uso (fasi riportate in rosso in figura 1). Quest'ultima fase può avere come esito la generazione del brownfield e la conseguente fuoriuscita dal ciclo nel quale il sito svolge una funzione operativa. In alternativa, va invece considerata la possibilità che il sito possa essere opportunamente gestito in modo da indurne una reintroduzione nel

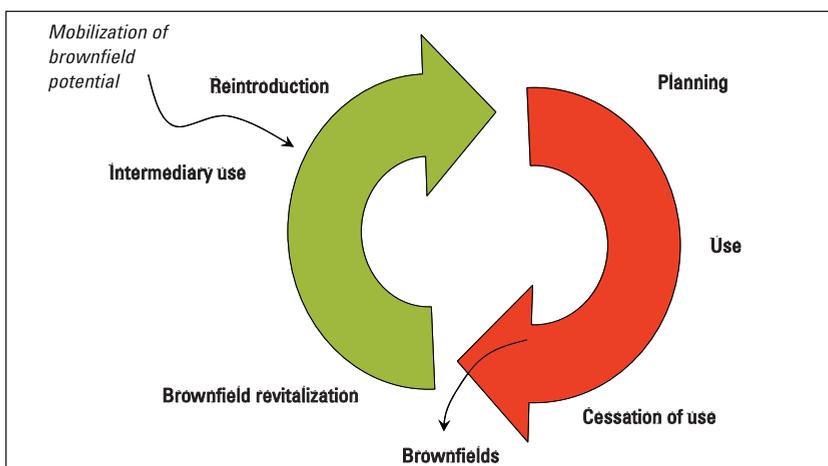


Figura 1 - Land cycle. Formazione e rigenerazione dei brownfields



ciclo tramite un processo di rigenerazione ad una nuova destinazione d'uso o eventualmente definendo una opzione di utilizzo ad interim, in attesa di una decisione sulla destinazione d'uso definitiva (fasi riportate in verde in figura 1).

La strategia messa a punto nell'ambito del progetto è basata sullo sviluppo di un set di indicatori che consentano di anticipare quando, come e perché un sito possa diventare un brownfield e di altri indicatori che consentano invece di valutare il potenziale per una rigenerazione sostenibile, rapida ed economicamente efficace di un brownfield. Il monitoraggio del primo set di indicatori potrà consentire di intervenire in tempo onde evitare la formazione dei *brownfields*, mentre i secondi potranno consentire di mitigare gli effetti negativi legati alla presenza del brownfield, accelerando i tempi richiesti per la riqualificazione. Questi indicatori saranno utilizzati nell'ambito di uno specifico work package (WP2) per sviluppare una procedura ottimale di rigenerazione che sarà sviluppata sulla base dell'esperienza già acquisita e testata sulla base del feedback ricevuto da alcuni casi studio reali. HoMBRe svilupperà inoltre nell'ambito di un altro work package (WP3) uno strumento di supporto alle decisioni (Brownfield Navigator) per la selezione ottimale di opzioni, approcci e tecnologie di rigenerazione dei *brownfields* ai diversi livelli decisionali. Per quanto attiene alle tecnologie di rigenerazione, HoMBRe definirà all'interno delle attività previste nel WP4 i *brownfields* Technology Trains, ovvero combinazioni innovative di tecnologie che assicurino un processo di rigenerazione ottimizzato dei *brownfields* finalizzata al riutilizzo con destinazione d'uso "hard" (urbana, commerciale, industriale). In particolare, saranno considerate tecnologie che consentano di chiudere i cicli dell'energia, dell'acqua e dei materiali in operazioni combinate, con l'obiettivo di massimizzare il riutilizzo di queste risorse e minimizzare l'impatto sull'ambiente durante il processo di rigenerazione e successivamente alla sua conclusione. Il complemento a queste soluzioni tecnologiche sarà costituito dalle tecnologie finalizzate ad un brownfield soft re-use, oggetto del WP5 e del paragrafo seguente.

#### **4. Il ruolo delle tecnologie soft nel progetto HoMBRe**

Come illustrato in precedenza, il progetto HoMBRe persegue lo sviluppo e la diffusione di tecnologie innovative che consentano di raggiungere l'obiettivo di rigenerazione di un brownfield in una prospettiva olistica, nella quale la scelta delle migliori opzioni di rigenerazione sia definita tenendo in considerazione



tutti gli aspetti ed i benefici attesi, nonché inquadrando il problema del singolo sito in una prospettiva più ampia, quanto meno su scala regionale. In quest'ambito, secondo la filosofia di HoMBRe, possono trovare spazio treni di tecnologie finalizzate non tanto a una riconversione "hard", ovvero industriale, commerciale o urbana del sito, quanto a destinazioni d'uso "soft", o verde, che possono includere la riconversione ad aree agricole, boschive o ad aree a fruizione pubblica o ad uso ricreativo.

Tali opzioni di riconversione possono essere proposte come soluzioni definitive ovvero come soluzioni ad interim, in attesa che venga definita la soluzione ottimale per una data area o che si creino le condizioni giuste perché tale soluzione possa essere implementata. Ad oggi, le opzioni di rigenerazione "soft" risultano spesso poco attraenti in quanto non sono considerate in grado di generare valore (direttamente) e per la mancanza di incentivi e drivers che ne favoriscano l'implementazione. Allo scopo di incrementare la penetrazione delle opzioni di rigenerazione "soft", HoMBRe parte dal presupposto che il *brownfields* non vada considerato come un mero problema da risolvere, ma come un potenziale fornitore di servizi per la collettività e per le aree circostanti. In quest'ottica, HoMBRe, nell'ambito del Work Package 5, valuterà i potenziali servizi che possono essere forniti da destinazioni d'uso soft in aree urbane e periurbane e cercherà di identificare le possibili sinergie tra tali servizi e le esigenze esistenti a livello locale. Il presupposto è che le destinazioni d'uso soft debbano creare opportunità nuove per i decisori locali e per le comunità, fornendo soluzioni per il raggiungimento di determinati obiettivi di sostenibilità ambientale ed il miglioramento della qualità della vita dei residenti. Alcuni dei benefici attesi sono schematicamente riassunti nella figura 2. A tale scopo il WP5 si impegnerà a valutare, strutturare e presentare il know-how tecnico-scientifico disponibile per convincere i soggetti decisori della ragionevolezza di prevedere in determinate situazioni la scelta di destinazioni ad uso verde, considerati i diversi vantaggi conseguibili da un simile uso a breve o lungo termine.

Verranno inoltre fornite soluzioni migliori e più creative per l'uso a lungo termine del territorio nei *brownfields*, sviluppando e migliorando metodologie, strumenti e tecnologie per la loro rigenerazione ad uso verde, sotto l'ombrello del concetto di "soft re-use" del sito.

In particolare, si prevede l'implementazione e studio di alcune specifiche tecniche

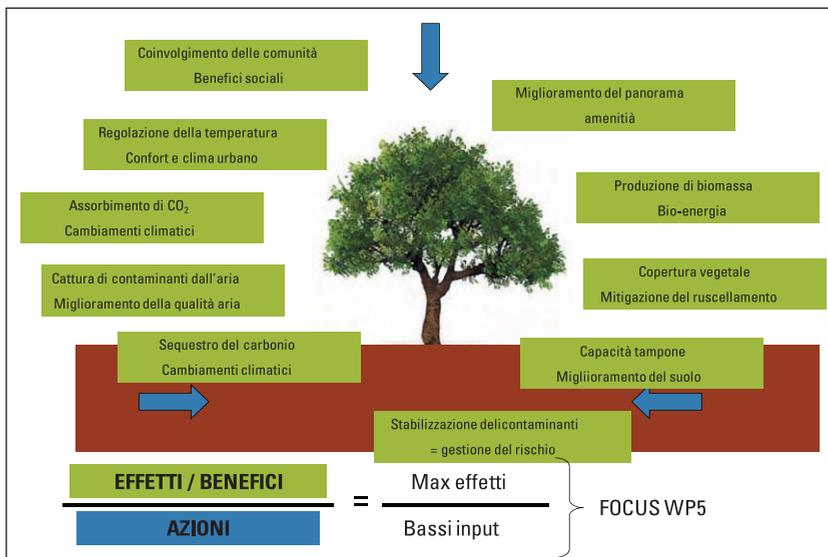


Figura 2 - Sintesi dei benefici attesi dall'implementazione di tecnologie di rigenerazione "soft"

di rigenerazione "soft": l'utilizzo "in-situ" di agenti finalizzati alla stabilizzazione della contaminazione (biochar, compost) con potenziali vantaggi in termini di sequestro di carbonio e di pratica di coltivazione; lo sviluppo dei cosiddetti "bio-energy" clusters, che potrebbero essere implementati in alcuni siti *brownfields* così da coniugare il recupero di aree degradate periurbane con l'opportunità di fornire energia sostenibile ai limitrofi centri urbani. In quest'ambito, alcuni casi studio verranno utilizzati come laboratori per valutare metodologie, strumenti e tecnologie per il riutilizzo soft dei *brownfields* in riferimento alle condizioni sito-specifiche, dando risposta agli obiettivi di pianificazione. Tali casi studio saranno quelli già previsti nell'ambito del progetto europeo REJUVENATE II, con il quale si opererà in sinergia, e alcuni casi studio specifici, quali quello del sito di Terni-Papigno, nel quale è già in progetto l'implementazione di tecnologie di bonifica finalizzate al riutilizzo "soft" di una parte del sito, per il quale è prevista la restituzione ad uso verde pubblico-residenziale.

## 5. Conclusioni

L'analisi dello stato dell'arte in tema di uso del territorio ha dimostrato che il consumo di aree vergini (*greenfields*) per la realizzazione di nuove infrastrutture



civili o industriali è una pratica ancora prevalente a livello nazionale ed europeo, ma ha anche chiarito la sua insostenibilità a medio-lungo termine. In parallelo, la presenza crescente di aree abbandonate o sottoutilizzate (*brownfields*) all'interno del perimetro urbano o nelle immediate vicinanze non viene adeguatamente sfruttata per la realizzazione di nuove infrastrutture, con il risultato di generare degrado ambientale e sociale. Considerata pertanto la necessità di incrementare il numero di siti oggetto di programmi di riqualificazione, che consentirebbe allo stesso tempo di ridurre il consumo di territorio vergine e di migliorare la condizione ambientale e sociale delle aree prossime ai *brownfields*, il progetto HoMBRe si pone l'obiettivo di sviluppare una procedura che consenta da un lato di individuare i segni premonitori che stanno portando un sito verso la trasformazione in brownfield e dall'altro di individuare la migliore opzione di rigenerazione ed il miglior percorso tecnologico per raggiungerla. In riferimento a quest'ultimo punto, accanto all'elaborazione di treni di tecnologie mirati ad una destinazione d'uso *hard*, saranno sviluppate tecnologie mirate ad usi "soft", che secondo HoMBRe debbono essere incentivati trasformando il brownfield da problema ambientale a potenziale fornitore di servizi per la comunità locale.

#### **Bibliografia**

CABERNET, 2006. *The Concerted Action on brownfields and Economic Regeneration Network*, Ferber U., Grimski D., Millar K., Nathanael P., *Sustainable brownfields Regeneration*, CABERNET Network Report.

EEA, 2005. Environmental statement [www.eea.europa.eu/publications/report\\_2006\\_0707\\_150910](http://www.eea.europa.eu/publications/report_2006_0707_150910)

HoMBRe, 2010. Holistic Management of *brownfields* Regeneration, [www.zerobrownfields.eu](http://www.zerobrownfields.eu)

RESCUE, 2005. Best practice manual for sustainable brownfield regeneration, [www.rescue-europe.com](http://www.rescue-europe.com).

REJUVENATE, Crop Based Systems for Sustainable Risk Based Land Management for Economically Marginal Degraded Areas, Phase II: Demonstration projects and evaluation decision support tool 15-1-2010 - 30-12-2012. [www.snowmannetwork.com](http://www.snowmannetwork.com).

Soil Framework Directive, 2006. Thematic strategy for soil protection. COM(2006)231 final.



## **Il rimedio dei suoli e acque contaminati con metalli pesanti, organici ed eccesso di nutrienti: processi biologici utili nella rizosfera**

Angelo Massacci (Istituto di Ricerca sulle Acque, Area Roma1 del CNR)  
Laura Passatore (Istituto di Ricerca sulle Acque, Area Roma1 del CNR)

### **Sommario**

Il fitorimedio applicato come sistema colturale agroforestale con 1-1,5 alberi per m<sup>2</sup> consente, rispetto alle applicazioni agronomiche con piante erbacee e arbustive, una decontaminazione potenzialmente più efficiente di suoli e acque da alcuni metalli pesanti, da forme azotate solubili e da xenobiotici organici. La migliore efficienza di fitorimedio è attribuita alla produzione, in queste condizioni, di un enorme rizosfera: una densissima rete di capillari radicali in grado di esplorare il suolo abbastanza omogeneamente fino a profondità di qualche metro. Oltre al maggiore assorbimento dei nutrienti essenziali per la crescita, questi capillari possono assorbire passivamente anche discrete quantità di metalli pesanti e altri inorganici eventualmente presenti nel suolo. In aggiunta, essi rilasciano nel loro intorno ossigeno e molte sostanze attive che stimolano la crescita di una varia microflora aerobica. Alcuni elementi di tale microflora sono in grado di co-degradare molti polimeri biologici e alcune molecole xenobiotiche, anche molto complesse e recalcitranti, per ottenerne il carbonio necessario per crescere.

### **Introduzione**

Numerosi studi hanno documentato che le piante svolgono ruoli importanti in vari processi naturali di attenuazione della contaminazione ambientale, in particolare quella da sostanze organiche e metalli pesanti [1, 3, 13, 15, 16, 21, 23, 26, 27]. Questi processi avvengono in gran parte nella rizosfera, nel volume di suolo dove è significativamente influente la presenza delle radici. L'influenza delle piante fa sì che i microambienti del suolo in prossimità degli apici radicali siano tra i più dinamici e biologicamente diversi della terra. Nell'unità di suolo (ml), secondo Buèe et al. [2] si trovano numerosi nematodi, un numero elevatissimo di batteri



(108-1012), protozoi (109-1010), alghe (108-1012), attinomiceti (107-108), e funghi (105-106).

Cosa favorisce una così alta concentrazione di diverse biocenosi in tale suolo? La risposta è che le radici concentrano negli apici diverse sostanze a base carboniosa, con gruppi amminici o tiolici pronti per essere trasformati metabolicamente per lo sviluppo del sistema radicale. Una parte di queste sostanze è rilasciata, essudata o depositata in egual misura nel suolo circostante, con un flusso totale giornaliero di 1-10 mg; si viene così a creare una disponibilità in situ tra 5 e 30 mg di carbonio organico, fondamentale e sufficiente per la proliferazione delle quantità sopra indicate di micro- e macro-organismi.

Il carbonio organico essudato ha una composizione chimica specie-dipendente. Generalizzando si può indicare che esso è costituito per il 65%-75% da saccarosio, per il 15%-25% da una miscela di aminoacidi/ammine (dove predominano treonina e glutammina), per il 10%-18% da acidi organici (come citrico, malico, aspartico, ossalico) e infine per l'1%/2,5% da ormoni (come auxine, gibberelline, e citochine). A queste sostanze vanno poi aggiunte piccole quantità, in questo caso percentualmente poco rilevanti, di sali di potassio e micro-tracce di sali di magnesio e calcio. Naturalmente, anche se quantificabili globalmente fino a un massimo dell'1% della sostanza secca totale, sono state individuate negli essudati anche molecole leggermente più complesse come polisaccaridi, proteine e fosfolipidi. Probabilmente in quest'ultimo caso è più corretto classificare queste molecole complesse come prodotto di sfaldamento da turnover delle cellule radicali e microbiche, più che come essudati, giacché includono anche quantità discrete di lignina, cellulosa ed emicellulosa [3, 30].

In questi micrositi il flusso di tutte queste sostanze, insieme a un rilevante rilascio di ossigeno, è modulato dai ritmi diurni della fotosintesi e della respirazione, arrivano a modificare tra una e due unità il pH, portano alla formazione di complessi solubili di metalli, essenziali per la pianta, e soprattutto inducono cicli di aerobiosi e anaerobiosi. Influenzando di conseguenza il tipo di microflora batterica metabolicamente attiva di volta in volta sulle sostanze carboniose disponibili [7, 10].

### **Xenobiotici organici nella rizosfera**

I microorganismi aerobi, obbligati o facoltativi, che proliferano nella rizosfera consumano l'ossigeno presente e rifornito dalle perdite delle radici. Tali perdite sono



significative quando la fotosintesi è alta e l'ossigeno prodotto insieme al saccarosio è trasferito ad alte concentrazioni nelle radici in crescita. È provato che in piante acquatiche o su suoli saturi d'acqua le perdite di ossigeno risultino abbastanza rilevanti per consentire la successione di condizioni anaerobiche e aerobiche durante le quali si combinano attività metaboliche diverse in grado di modificare anche molecole persistenti e recalcitranti.

Al momento gli studi su tale alternanza metabolica non sono numerosi ed esistono molti aspetti ancora da investigare. Nei nostri laboratori del CNR si stanno definendo le metodiche e le condizioni in cui eventualmente essa si instaura; in particolare, si stanno studiando i microorganismi della rizosfera di alcuni genotipi di pioppo selezionati al fine di sfruttare tali consorzi pianta-microorganismo per il fitorimedio di organoclorurati. I risultati sperimentali sono confortanti: confermano (tab. 1) che la rizosfera di questi pioppi induce un aumento di almeno due volte della popolazione microbica totale rispetto a quella di suoli nudi contaminati, ad esempio, da isomeri di esaclorocicloesano (incluso il lindano, un pesticida bandito per la sua biopericolosità dal 2001).

Clone		CFU x 10 <sup>6</sup> /g p.s. terreno			
		Classe I (r)	Classe II (r)	Classe III (k)	Totale
I-214	Suolo	57,6 ± 6,8	94,1,6 ± 11	75 ± 9	226,7 ± 26,8
	Rizosfera	176,8 ± 14	107,8 ± 11	181 ± 7,3	464,6 ± 32,3
AF-2	Suolo	81,4 ± 9	87,5 ± 9	84 ± 11	252,9 ± 29
	Rizosfera	196,6 ± 17	147,4 ± 12	133 ± 10	477 ± 39
Monviso	Suolo	72,4 ± 4,7	116,4 ± 10	67,5 ± 8,8	194,6 ± 23,5
	Rizosfera	187,7 ± 10,3	125,1 ± 4	231,4 ± 28	544,2 ± 42,3

Tab. 1. Popolazione microbica in suolo contaminato da esaclorocicloesano: aumento delle unità formanti colonia (CFU) sui suoli occupati dalle radici di tre diversi cloni di pioppo rispetto al suolo non vegetato  
Fonte D. Lippi e M.R. De Paolis, IBAF CNR Montelibretti.

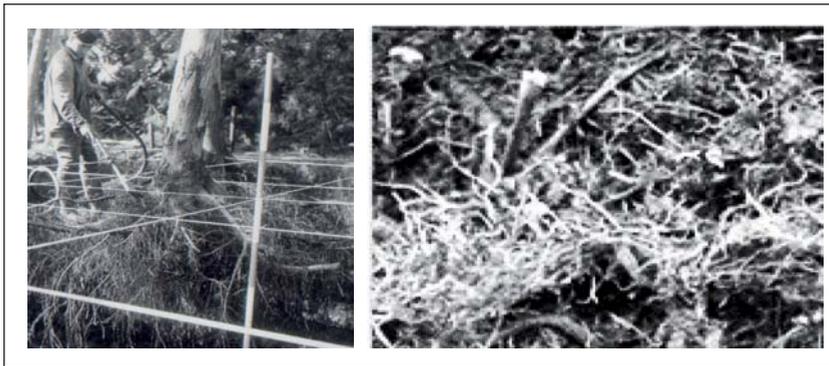
Tra la popolazione della rizosfera sono stati identificati ceppi di *Arthrobacter* che sono stati particolarmente efficaci nella degradazione degli isomeri di HCH più recalcitranti, le forme alfa e beta [1].

Il microsito rizosferico, oltre a supportare la proliferazione di una ricca popolazione, fornisce condizioni ottimali per importanti attività redox degradative da parte di enzimi come citocromo P450 ossidasi, perossidasi, laccasi, dealogenasi ed esterasi. Queste attività modificano, semplificandole, molecole particolar-



mente complesse, come la lignina, la cellulosa e contaminanti xenobiotici, mettendole a disposizione di altre vie metaboliche fino alla degradazione completa [22].

Questo complesso laboratorio biochimico, che abbiamo sommariamente descritto, rappresenta uno strumento particolarmente efficace di rimedio naturale nei casi di contaminazione da sostanze organiche e non solo.



*Figura 1 - Microsito della rizosfera di un'arborea*

### **Metalli pesanti tossici nella rizosfera**

I processi che avvengono nella rizosfera determinano condizioni favorevoli anche per l'estrazione di metalli pesanti. Certamente l'efficienza di estrazione di un metallo è nettamente più alta se la pianta è immersa in un'acqua contaminata, dove la biodisponibilità dei sali di tali elementi è notevolmente superiore rispetto alla biodisponibilità dei metalli presenti in un suolo argilloso o ricco di sostanza organica; in esso, infatti, i metalli sono difficilmente estraibili, anche da parte di piante con un'elevata attività traspirativa.

In alcune situazioni la presenza di una rizosfera molto estesa e densa come quella prodotta da un impianto di pioppi ad alta densità di piante (sesto d'impianto: 1-2 m), di cui parleremo più avanti come modello sperimentale in generale particolarmente efficace per il fitorimedio, favorisce la rimozione dei metalli pesanti da un suolo riducendo il peso del fattore biodisponibilità grazie alla presenza di determinate comunità di microrganismi [23]. A tal riguardo, uno studio sulla componente microbica presente in un suolo multi-contaminato da As, Pb, Zn e Cd ha messo in evidenza un arricchimento di batteri tolleranti nei confronti



di questi metalli [27]. È stato ipotizzato, confermando le conclusioni di lavori simili, che questi batteri utilizzino, inglobandoli, alcuni acidi organici presenti sotto forma di complessi con tali metalli. I microrganismi, muovendosi all'interno della rizosfera utilizzando gli spazi tra le radici, trasportano e concentrano questi elementi, rilasciandoli in vario modo, vicino agli apici radicali. Sempre sotto forma di complessi, con l'ausilio di varie molecole leganti essudate, i metalli entrano all'interno delle radici attraverso i canali di trasporto specifici per i microelementi essenziali, dei quali possiedono caratteristiche chimiche e steriche simili. L'incidenza di questo fenomeno non è ben quantificabile, basandosi sulle conoscenze attualmente disponibili.

All'interno delle radici gli acidi organici di- e poli-carbossilici, come l'acido citrico, l'acido aspartico e malico, le fitochelatine, le metallotioneine e altre molecole vettrici glicosilate, trasportano questi metalli attraverso la pianta.

I leganti di questi complessi si scambiano con altri leganti che possiedono costanti di stabilità simili, secondo le caratteristiche chimiche del mezzo che attraversano [28]. Fisicamente il percorso seguito dai contaminanti inizia nella zona della corteccia radicale e può seguire tre vie:

- 1) la via apoplastica attraverso la rete delle pareti cellulari,
- 2) la via simplastica che attraversa le cellule percorrendo da cellula a cellula dei canali chiamati plasmodesmi,
- 3) la via transcellulare passiva attraverso la cellula e l'apoplasto.

Per arrivare alla parte aerea (tronco, rami e foglie) i contaminanti devono attraversare le membrane di uno strato cellulare (l'endoderma), inclusa una barriera di cera (la fascia di Caspari) che ha il ruolo di escludere o minimizzare il trasporto passivo di sostanze xenobiotiche verso gli organi fotosintetici e produttivi della pianta. In effetti, la quantità di contaminanti che supera tale barriera e si trova in tali organi è molto piccola mentre è elevata nelle radici dove i contaminanti sono degradati (se molecole organiche) o segregati (generalmente metalli pesanti) nei vacuoli. I contaminanti che superano, anche se in piccole quantità, la barriera di Caspari sono trasportati come complessi con leganti che ne modificano la solubilità rendendole sufficientemente idrofobe per attraversare la membrana lipidica plasmatica della cellula e sufficientemente idrofili per attraversare il citoplasma e non rimanere bloccati nel suo interno. I contaminanti resi idrosolubili (ad esempio i metalli pesanti complessati con acidi organici policarbossilici o con



fitochelatine) quando arrivano nello xilema, il sistema vascolare che trasporta l'acqua e le sostanze essenziali nella parte aerea, si muovono sotto l'azione della forza traspirativa, generata dal forte gradiente chimico esistente tra il contenuto di acqua nella foglia e nell'atmosfera. Dai vasi di trasporto i contaminanti diffondono nel resto della pianta secondo la loro struttura e le loro caratteristiche chimiche. Ad esempio, i contaminanti organici lipofili sono accumulati sulle membrane cellulari o adsorbiti su altri lipidi o terpenoidi nel citoplasma. I complessi dei metalli pesanti sono invece trovati più facilmente nelle foglie per diffusione fisica o chimica passiva dalle venature. Studi sulla tolleranza di pioppi e salici verso il Cd traslocato nelle foglie hanno fornito indicazioni molto interessanti sui meccanismi che sono alla base della loro capacità di estrarre, traslocare nelle foglie e tollerare questo metallo [26, 27]. Secondo tale ricerca [17] ad esempio, la causa della differenza sostanziale nelle capacità di fitorimedio di cloni di salice e di pioppo sembrano dipendere dalla presenza o meno di fitochelatine. Queste molecole fortemente leganti, presenti nei pioppi, complessano il Cd e lo diffondono nelle foglie, dove si accumulano nei vacuoli. Dai vacuoli una parte del Cd viene riemesso nel citoplasma, dove diffonde e può entrare nei cloroplasti. Sia nel citoplasma sia nei cloroplasti il Cd interagisce con le attività metaboliche, incluse la fotosintesi, la sintesi delle clorofille e il metabolismo riduttivo e ossidativo degli zuccheri. Siccome i flussi di  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{O}$  sono controllati dall'attività di apertura/chiusura degli stomi e i cambiamenti della fotosintesi esercitano come ben noto, un retrocontrollo su tale attività, quando il Cd causa la riduzione della fotosintesi allora anche l'evapotraspirazione, la forza guida che spinge il Cd assorbito dalle radici agli organi della parte aerea, subisce una riduzione. Come conseguenza, una minore quantità di Cd è estratta dal suolo e accumulato nelle radici e negli organi aerei della pianta.

In assenza di fitochelatine, nel caso quindi del clone di salice, il Cd si accumula nel sistema vascolare del tronco e nelle vene principali e secondarie delle foglie. Quando si satura la capacità dell'adsorbimento delle pareti, esso diffonde passivamente all'esterno ed entra nelle cellule limitrofe. Qui la sua attività ossidante causa danni alle membrane, alla catena di trasporto mitocondriale e fotosintetica con produzione di forme ridotte dell'ossigeno, incluso il perossido d'idrogeno. Oltre un certo livello di accumulo, il perossido d'idrogeno funge da segnale d'inizio del processo di autodemolizione cellulare (o apoptosi) durante il quale si forma un miscuglio di



aminoacidi, poliammine, acidi grassi di diversa lunghezza della catena che contribuiscono nel loro insieme a realizzare un'elevatissima capacità complessante del Cd che rimane così intrappolato in queste cellule distrutte. Il risultato è che in queste cellule, spesso contigue a formare delle macchie necrotiche, il Cd si iperaccumula rispetto al resto della superficie fogliare, dove è quasi non rilevabile. La conseguenza di tale fenomeno è che dove non c'è Cd la fotosintesi e la traspirazione restano ovviamente alte o a livelli normali e la pianta è in grado, mediante tale forza traspirativa, di estrarre altro Cd e trasferirlo nelle foglie fino a quando poi le necrosi si allargano a tutta la(e) foglia(e) e la pianta muore, cessando di funzionare come agente di fitorimedio del Cd.

Queste particolari situazioni di risposta al Cd di cloni di pioppo e di salice sono un interessante esempio dell'importanza che i caratteri biochimici e fisiologici delle piante rivestono nel processo di estrazione dei metalli pesanti da una matrice contaminata.

Il ritardo mostrato nell'applicazione dei processi fitoestrattivi dei metalli rispetto a quelli di biorimedio delle sostanze organiche è spiegato dalla maggiore quantità di studi, e quindi dalla maggiore disponibilità d'informazione, sul metabolismo degradativo dei batteri che rivestono un ruolo molto importante nel bio/fito-rimedio dei contaminanti organici.

L'estrazione dei metalli è invece un'attività svolta fundamentalmente dalla pianta, e risente ancora della mancanza di informazioni dettagliate su molti aspetti. Ad esempio sono ancora poco chiari:

- i processi fisiologici con cui le piante controllano l'assorbimento (o esclusione), poi la distribuzione di metalli e organici nei loro tessuti;
- i meccanismi di assorbimento e traslocazione dei metalli e inquinanti organici nelle piante;
- l'anatomia e fisiologia delle radici, riguardo al loro accumulo o esclusione dall'assorbimento;
- la comprensione dei meccanismi di protezione indotti dalla presenza di sostanze inquinanti;
- le interazioni tra le piante, le loro radici e l'ambiente circostante;
- la misura in cui il fattore di specificità del sito contaminato possa essere manipolato per aumentare o diminuire l'assorbimento (pH, aggiunta di agenti chelanti, pratiche agronomiche, ecc.);



- il ruolo degli essudati radicali nella disponibilità e la penetrazione di agenti contaminanti nella pianta;
- l'identificazione di nuove specie iperaccumulatrici di metalli pesanti;
- le caratteristiche fisiologiche e metaboliche di specie utili riguardo la struttura e la crescita radicale, le esigenze di nutrienti, la capacità fotosintetica e traspirativa;
- la dipendenza del trasferimento di inquinanti nella pianta in funzione della loro concentrazione nel suolo, delle caratteristiche specifiche delle radici, o della velocità di accumulo nella biomassa vegetale;
- il contenuto e la distribuzione degli inquinanti nei singoli organi della pianta (radici, fusto, foglia, fiore, semi) secondo la specie e la varietà vegetale;
- la comprensione del trasporto apoplastico e simplastico di inquinanti nelle radici;
- la caratterizzazione del ruolo dello xilema e del floema nella traslocazione delle sostanze inquinanti nella parte aerea della pianta;
- l'effetto competitivo di eccesso e carenza di nutrienti e di contaminanti;
- la vasta gamma di meccanismi di difesa che le piante sviluppano in risposta a varie condizioni sfavorevoli, inclusa la presenza di contaminanti nella rizosfera, nelle radici e nelle foglie.

Tutte queste informazioni sono fondamentali per individuare l'ideotipo in base al quale selezionare, nella vastità della biodiversità vegetale, le piante in grado di rendere questa tecnologia più efficace.



*Figura 2 - Selezione di pioppi in idroponica per esperimenti sulla biochimica e la fisiologia di assorbimento e tolleranza del Cadmio a livello fogliare.*

*Fonte: IBAF, CNR Montelibretti, Progetto PRIN 2009*



### Rizosfera e nutrienti

Oltre ai batteri, nella rizosfera occorre evidenziare la presenza di un particolare tipo di funghi: le micorrize. Essi vivono in simbiosi con le radici delle piante. La loro proliferazione è indotta dal rilascio nella rizosfera di un sesquiterpene, lo strigolattone. La produzione di questa sostanza avviene quando la pianta si trova in una situazione di particolare carenza nutrizionale. Le micorrize, stimolate da questa molecola, producono ife che si ramificano e penetrano nelle radici. È stato riportato [4, 22] che queste ife possono raggiungere una lunghezza tra i 5 e i 20 km, sviluppando una superficie di contatto con il suolo pari a 600-700 volte maggiore di quella delle radici non micorizzate. Certamente il fenomeno della micorrizzazione richiede un enorme investimento di risorse da parte della pianta che è giustificato dalla necessità vitale di approvvigionamento di alcuni nutrienti. In presenza di metalli pesanti le micorrize possono svolgere due importanti funzioni. La prima è di mantenere elevata la disponibilità di nutrienti essenziali per la pianta, la seconda di ridurre, diluendo i metalli pesanti, gli effetti tossici che questi avrebbero sull'apparato radicale e che porterebbero all'inibizione di importanti attività metaboliche e fisiologiche come il processo fotosintetico.



Fig. 3. Esempio di impianto di pioppi con rotazione a turno breve nella Valle del Sacco ad Anagni



La disponibilità di un'estesa interfaccia della pianta con il suolo è un aspetto chiave per ottenere efficienze elevate nelle attività di fitorimediazione, nella rimozione dei metalli, così come nella riduzione dei nutrienti in eccesso prima che essi siano drenati all'interno dei corsi d'acqua.

Una nostra strategia alternativa alla micorrizzazione, che è una pratica difficile da indurre e controllare artificialmente, è stata quella di adottare il sistema di impianto per la produzione di biomassa con rotazione a turno breve.

Le piante utilizzate normalmente a questo scopo sono quelle a rapido accumulo giovanile di biomassa come pioppi, salici ed eucalitti. Queste specie, per una loro importante proprietà, l'anastomosi radicale, possono essere piantate ad altissima densità, fino a 10-15.000 piante per ettaro. In questo modo è raggiunta un'esplorazione radicale completa del suolo, sia orizzontalmente sia verticalmente, fino a profondità di 2-3 m. I contaminanti eventualmente presenti nella porzione di suolo interessata vengono quindi a trovarsi a contatto con gli essudati complessanti e con i batteri della rizosfera. Includendo in questa struttura intricata le micorrize si ottiene un sistema potente che una volta stabilito sul suolo contaminato potenzia enormemente l'attività estrattiva delle piante. Tale sistema è molto simile a quello utilizzato nelle buffer strips, o fasce tampone vegetate, che, poste al margine di laghi o corsi d'acqua, servono ad intercettare nutrienti, fitofarmaci e pesticidi presenti nelle acque di drenaggio.

### **Selezione del materiale vegetale più idoneo per il fitorimediazione**

Un aspetto importante sul quale si sta lavorando servendosi di avanzate tecniche a livello genetico-molecolare, fisiologico e agronomico, è la selezione dei cloni e delle specie vegetali più utili per estrarre un dato contaminante capaci di tollerarne al meglio la presenza, segregando per esempio l'inquinante nel fusto, dove è minimizzata l'interazione con le attività vitali della pianta.

Un esperimento organizzato su una selezione con più di cento individui (cloni) di una popolazione di pioppi, ottenuta per incrocio con parentali con caratteristiche utili ma diverse tra loro, ha evidenziato che, con piante ben selezionate, si può efficacemente rimuovere molti metalli dal suolo concentrandoli nella biomassa legnosa che poi sarà asportata periodicamente e trasformata in energia utile. È bene rilevare che il processo di riutilizzo della biomassa vegetale contribuisce a rendere ancora più a basso costo, se non addirittura remunerative, le



azioni di fitorimedia. È fondamentale però che nella pianificazione del processo sia tenuto conto del destino dei contaminanti estratti dal suolo e sequestrati nelle piante.

## Conclusioni

Oltre agli esperimenti in laboratorio sono state condotte un discreto numero di applicazioni sperimentali in situ basate su diverse specie e diversi inquinanti. Da queste esperienze sono stati individuati sia gli aspetti positivi sia i limiti al raggiungimento di un'efficienza soddisfacente nel fitorimedia.

I risultati positivi conseguiti in progetti su due Siti di interesse nazionale, il primo condotto a Porto Marghera (Venezia) per il controllo del bilancio idrico di un suolo contaminato da vari metalli pesanti [29] e il secondo localizzato nella Valle del Sacco (Frosinone) per la rimozione del lindano (esaclorocicloesano) su una vastissima area lungo gli argini del fiume [1] hanno evidenziato la fondamentale importanza che ha la ricerca scientifica associata ad applicazioni di questo tipo. Prima di qualsiasi azione è importante infatti individuare i processi biologici e le condizioni ambientali capaci di massimizzare l'efficacia di ogni attività di fitorimedia.

## Riferimenti bibliografici

- [1] Bianconi D., De Paolis M.R., Agnello M.C., Lippi D., Pietrini F., Zacchini M., Polcaro C., Donati E., Paris P., Spina S., Massacci A. (2011). Field-scale rhizoremediation of a contaminated soil with hexachlorocyclohexane (HCH) isomers: the potential of poplars for environmental restoration In *"Phytoremediation: Processes, Characteristics, and Applications"*. Nova Science Publisher, Hauppauge. NY. Vol. 10 pp. 231-242.
- [2] Buée M., De Boer W., Martin F., Overbeek L.V., Jurkevitch E. (2009). The rhizosphere zoo: An overview of plant-associated communities of microorganisms, including phages, bacteria, archaea, and fungi, and of some of their structuring factors. *Plant Soil*, 321: 189-212.
- [3] Cardon Z.G., Gage D.J. (2006). Resource Exchange in the Rhizosphere: Molecular Tools and the Microbial Perspective. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 37: 459-488.
- [4] El-Shatnawi M.K.J., Makhadmeh I.M. (2001). Ecophysiology of the Plant-Rhizosphere System. *Journal of Agronomy and Crop Science* 187 (1): 1-9.
- [5] Gaudet M., Pietrini F., Beritognolo I., Iori V., Zacchini M., Massacci A., Scarascia Mugnozza G., Sabatti M. (2011). Intraspecific variation of physiological and molecular response to cadmium stress in *Populus nigra* L. *Tree Physiol* (2011) 31(12): 1309-1318.
- [6] Hartmann A., Schmid M., Diederik van Tuinen and Gabriele Berg (2009) Plant-driven selection of microbes. *Plant Soil*, 321: 235-257.
- [7] Hinsinger P., Bengough A.G., Vetterlein D., Young I.M. (2009). Rhizosphere: biophysics, biogeochemistry and ecological relevance. *Plant Soil* (2009) 321: 117-152.



- [8] A. Hodge, Berta G., Merchan C.D.F., Crespi M. (2009). Plant root growth, architecture and function. *Plant Soil*, 321: 153-187.
- [9] Iori V., Pietrini F., Massacci A., Zacchini M. (2012). Induction of metal binding compounds and antioxidative defence in callus cultures of two black poplar (*P. nigra*) clones with different tolerance to cadmium. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*: 10.1007/s11240-011-0006-8.
- [10] Jones D.L., Nguyen C., Finlay R.D. (2009). Carbon flow in the rhizosphere: carbon trading at the soil-root interface. *Plant Soil* 321: 5-33.
- [11] Jordahl J.L., Foster L., Schnoor J.L., Alvarez P.J.J. (1997). Effect of hybrid poplar trees on microbial populations important to hazardous waste bioremediation. *Environ Toxicol Chem* 16: 1318-1321.
- [12] Karlinski L., Rudawska M., Kieliszewska-Rokicka B., Leski T. (2009). Relationship between genotype and soil environment during colonization of poplar roots by mycorrhizal and endophytic fungi. *Mycorrhiza* 20, (5): 315-324.
- [13] Kuiper I., Lagendijk E.L., Bloembergen G.V., Lugtenberg B.J.J. (2004). Rhizoremediation: A Beneficial Plant-Microbe Interaction. *Molecular Plant-Microbe Interactions* 17(1): 6-15.
- [14] Lynch J.M. (ed.) (1987). The rhizosphere. Chichester: Wiley Interscience.
- [15] Marmioli M., Pietrini F., Maestri E., Zacchini M., Marmioli N., Massacci A. (2011). Growth, physiological and molecular traits in Salicaceae trees investigated for phytoremediation of heavy metals and organics. *Tree Physiol* 31, 1319-1334 doi: 10.1093/treephys/tpq090.
- [16] McCutcheon S.C., Schnoor J.L. (2003). Phytoremediation. Transformation and control of contaminants. Wiley Interscience.
- [17] Pietrini F., Zacchini M., Iori V., Pietrosanti L., Ferretti M., Massacci A. (2010). Spatial distribution of cadmium in leaves and its impact on photosynthesis: examples of different strategies in willow and poplar clones. *Plant Biology* 12: 355-363.
- [18] Pietrini F., Zacchini M., Pietrosanti L., Iori V., Bianconi D., Massacci A. (2010). Screening of poplar clones for cadmium phytoremediation using photosynthesis, biomass and cadmium content analyses. *International Journal of Phytoremediation* 12: 105-120.
- [19] Quoreishi A.M., Khasa D.P. (2008). Effectiveness of mycorrhizal inoculation in the nursery on root colonization, growth, and nutrient uptake of aspen and balsam poplar. *Biomass and Bioenergy* 32: 381-391.
- [20] Richardson A.E., Barea J.M., McNeill A.M., Prigent-Combaret C. (2009). Acquisition of phosphorus and nitrogen in the rhizosphere and plant growth promotion by microorganisms. *Plant and soil*, 321 (1-2): 305-339.
- [21] Shimp J.F., Tracy J.C., Davis L.C., Lee E., Huang W., L.E. Erickson, Schnoor J.L. (1993). Beneficial effects of plants in the remediation of soil and groundwater contaminated with organic materials. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 23(1): 41-77.
- [22] Walker T.S., Bais H.P., Grotewold E., Vivanco J.M. (2003). Root Exudation and Rhizosphere Biology. *Plant Physiol* 132: 44-51.
- [23] Wenzel W.W. (2009). Rhizosphere processes and management in plant-assisted bioremediation (phytoremediation) of soils. *Plant Soil* 321: 385-408.
- [24] Xie H.L., Jiang R.F., Zhang F.S., McGrath S.P., Zhao F.J. (2009). Effect of nitrogen form on the rhizosphere dynamics and uptake of cadmium and zinc by the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Plant Soil*, 318: 205-215.
- [25] Zacchini M., Pietrini F., Scarascia Mugnozza G., Iori V., Pietrosanti L., Massacci A. (2008). Metal tolerance, accumulation and translocation in poplar and willow clones treated with cadmium in hydroponics. *Water Air Soil Pollut* 197: 23-34.
- [26] Zacchini M., Iori V., Scarascia Mugnozza G., Pietrini F., Massacci A. (2011). Cadmium accumulation and tolerance in *Populus nigra* and *Salix alba*. *Biologia Plantarum* 55: 383-386.
- [27] De Paolis M.R., Pietrosanti L., Capotorti G., Massacci A., Lippi D. (2011). Eco-physiological characterization of the culturable bacterial fraction of a heavy-metal contaminated soil subjected to phytoremediation. *Water Air and Soil Pollution* 216: 505-512.
- [28] Pietrini F., Iannelli M.A., Montanari R., Bianconi D., Massacci A. (2005). "Cadmium interaction with thiols and photosynthesis in higher plants. In "Advances in Plant Physiology" Hemantaranjan editor, Vol. 8, Chapter 18 pp. 313-326, Scientific Publisher Jodhpur.
- [29] Pietrosanti L., Pietrini F., Matteucci G., Massacci A., Aromolo R., Zuin M.C., Capotorti G.,



- Nardella A. (2012). Fitostabilizzazione e controllo idrologico in un sito multicontaminato da metalli pesanti nell'area industriale di Porto Marghera. *Workshop su bonifica, recupero ambientale e sviluppo del territorio: esperienze a confronto sul fitorimediazione*. Terni, ARPA Umbria 20/21 Ottobre 2011.
- [30] Lambers H., Mougél C., Jaillard B., Hinsinger P. (2009). Plant-microbe-soil interactions in the rhizosphere: an evolutionary perspective. *Plant and Soil*, 321(1-2), 83-115.
- [31] Drew M.C., Lynch J.M. (1980). Soil anaerobiosis, microorganisms, and root function. *Ann. Rev. Phytopathol.* 18:37-66.
- [32] Drew M.C. (1977). Oxygen deficiency and root metabolism: injury and acclimation under hypoxia and anoxia. *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* 1977. 48:223-250.





## Fitotrattamento del percolato di discarica: il caso Alcantara

Paolo De Angelis (DIBAF, Università degli Studi della Tuscia, Viterbo)

Daniele Bianconi (DIBAF, Università degli Studi della Tuscia, Viterbo)

Angelo Massacci (IRSA, Consiglio Nazionale delle Ricerche, Montelibretti - Roma)

### Introduzione

L'impiego dei sistemi vegetali può trovare anche utile applicazione nel ridurre o annullare il trasferimento dei percolati di discarica verso sistemi di trattamento chimico-fisico-biologici esterni alla discarica stessa. In questi casi la funzione delle piante è di consumare il percolato direttamente in situ, evitando costosi trasferimenti e la produzione di altri rifiuti. Un'applicazione di questo tipo è stata realizzata presso lo stabilimento Alcantara SpA di Nera Montoro (TR), con la collaborazione del Dipartimento per l'Innovazione nei Sistemi Biologici, Agroalimentari e Forestali (dell'Università degli Studi della Tuscia) e dell'Istituto di ricerca sulle acque (del Consiglio nazionale delle ricerche).

Obiettivo dell'impianto è di annullare il trasferimento del percolato proveniente dalla discarica interna, "in uso", dove sono depositati i fanghi di risulta del sistema di trattamento acque. Nel quadro complessivo di un miglioramento della sostenibilità ambientale e dell'ottimizzazione e razionalizzazione dei processi di gestione del percolato di discarica è stata individuata come soluzione tecnica quella di realizzare un sistema di "fitotrattamento *in-situ*" idoneo a consumare la fase liquida del percolato, per mezzo dei processi evapotraspirativi, e a gestire gli elementi minerali presenti immobilizzandole nella matrice pianta-suolo. Tale scelta era motivata dalla valutazione delle caratteristiche fisico-chimiche del percolato e dei fanghi dai quali si origina. Nello specifico, i fanghi provenienti dal trattamento acque non contengono concentrazioni rilevanti di sostanze pericolose.

Il sistema di fitotrattamento è stato realizzato sulla superficie di vecchie discariche già sigillate (come previsto dalla normativa) in cui era già presente una copertura di terreno vegetale. In questo modo il sistema di fitotrattamento rimane all'interno di un'area già dotata dei dispositivi di sicurezza necessari ad evitare la dispersione in falda dei contaminanti presenti.



### **Inquadramento generale dell'area**

Gli stabilimenti Alcantara S.p.A. sono situati nella frazione Nera Montoro, nel territorio della Provincia di Terni a circa 6 km da Narni, in un'area industriale posizionata a circa 70 km a Nord di Roma. Il complesso insiste in una zona dove storicamente hanno operato industrie nei settori della chimica e della trasformazione. Il clima è temperato umido con influenze mediterranee, con estati calde e inverni freddi e umidi. La temperatura media annua è intorno ai 14,5 °C; le precipitazioni presentano una tipica distribuzione concentrata nel periodo autunnale-invernale e sono pari a circa 800 mm annui. Dal punto di vista della vegetazione ci troviamo in una zona di confine tra il complesso delle formazioni ripariali a carattere azonale e la serie del piano collinare mesomediterraneo, caratterizzata dalla formazione *Fraxino orni - Quercetum ilicis* costituita da boschi misti xerofili a dominanza di leccio e orniello.

### **Stato attuale delle discariche**

La discarica è suddivisa in due distinte sezioni, in relazione al loro attuale stato di esercizio. Una visione complessiva dell'area è riportata in figura 1.



Figura 1 - Vista dall'alto della discarica; a sinistra le tre sezioni chiuse dove è stato realizzato il sistema di fitotrattamento, a destra in basso la sezione in esercizio

La “sezione 0” è costituita da tre vasche non più in esercizio. La vasca 1 è di 1.443 m<sup>2</sup>, la vasca 2 di 2.151 m<sup>2</sup>, la vasca 3 di 1.905 m<sup>2</sup>. Le tre vasche sono state chiuse con un sistema di capping che ha previsto l’impiego combinato di strati di sabbia, telo HDPE e terreno vegetale. Lo strato di terreno riportato varia nelle tre vasche da un minimo di 40 cm (vasche 2 e 3) ad un massimo di 100 cm (vasca 1). La sezione 0 è caratterizzata da una produzione di percolato discontinua e di portata ridotta, essendo ormai bloccato l’effetto dilavante delle piogge.

La sezione A è costituita da un’unica vasca, oggi in fase di coltivazione, con una superficie complessiva di circa 2.800 m<sup>2</sup>. La principale aliquota del percolato proviene pertanto da questa sezione, con valori direttamente correlati con l’andamento stagionale delle precipitazioni atmosferiche: valori minimi o nulli nel periodo estivo e massimi in quello autunnale-invernale.

### Il sistema di fitotrattamento

Il sistema di fitotrattamento prevedeva la messa a dimora di specie arbustive/arboresceti adatte al clima dell’area, e distribuzione del percolato o di altre acque provenienti dall’impianto produttivo quando il percolato è assente attraverso un sistema di irrigazione a goccia (fig. 2). Le piante selezionate sono legnose sempreverdi, così da garantire anche nel periodo invernale una discreta capacità di consumo dei flussi di percolato. In considerazione del ridotto spessore di terreno e allo scopo di evitare possibili danni da vento, le piante scelte sono caratterizzate da un ridotto sviluppo in altezza.

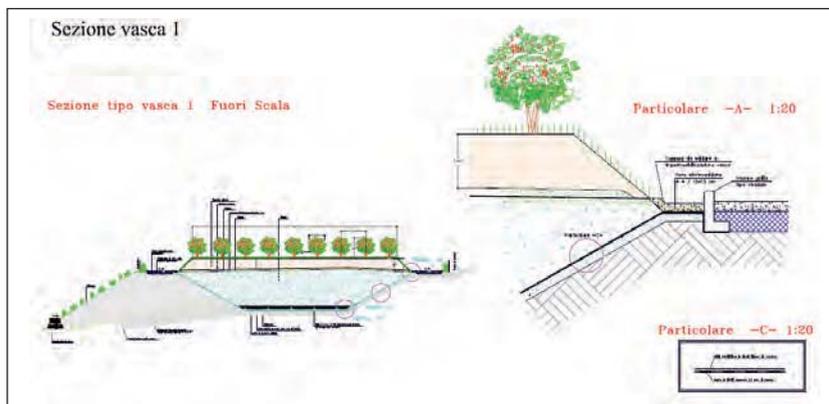


Figura 2 - Vista in sezione del sistema di fitotrattamento di una delle vasche



Il sistema d'irrigazione previsto dal progetto è regolato da una rete di sensori che gestisce i flussi di percolato in relazione alle condizioni di saturazione del terreno; la gestione è quindi automatica e indipendente per ciascuna vasca. In definitiva, il sistema suolo-pianta è continuamente rifornito di acqua, così da massimizzare i processi evaporativi ed evapotraspirativi e favorire lo sviluppo di apparati radicali superficiali.

### **L'impianto delle specie vegetali**

La preparazione del terreno è consistita in una fresatura superficiale (20 cm) effettuata con terreno in "tempera". In coincidenza con l'operazione di messa a dimora delle piante sono state aperte delle buche di dimensioni analoghe alla zolla di terreno in cui si era sviluppato l'apparato radicale delle giovani piante. Il materiale vivaistico (fornito con pane di terra e in vaso) si presentava con uno sviluppo armonico della chioma e dell'apparato radicale, con fogliame evidentemente sviluppato in condizioni di buona illuminazione, privo di malattie evidenti e di età compresa nell'intervallo previsto dal progetto cioè da 2 a 4 anni. Le giovani piante sono state messe a dimora in file spaziate fra loro di 2,5 metri e ad una distanza sulla fila pari a 1 metro. Lungo il perimetro interno delle vasche è stata lasciata una fascia inerbata, della larghezza di 3 metri. Tale fascia garantisce l'intercettazione di eventuali fenomeni di scorrimento superficiale e al contempo impedisce che il fogliame senescente possa fuoriuscire dalle vasche. Nella tabella 1 sono riportate le quantità e le specie vegetali che sono state messe a dimora.

Vasca N.	Specie impiantata	Nome comune	N. di piante
1	<i>Prunus laurocerasus</i> L.	Lauroceraso	671
2	<i>Nerium oleander</i> L.	Oleandro	939
3	<i>Viburnum tinus</i> L.	Lentaggine	848

Tabella 1 - Caratteristiche dell'impianto con specie legnose

La messa a dimora è stata effettuata al termine della stagione invernale, in accordo all'andamento climatico (aprile 2011).

### **L'impianto di irrigazione e di approvvigionamento idrico**

Le piante ricevono il percolato per mezzo di un sistema d'irrigazione a goccia,

opportunamente calibrato e automatizzato per garantire la gestione in totale sicurezza del percolato, impedendo la dispersione in aria e lo scorrimento superficiale dei flussi immessi nel sistema.

In ogni vasca sono stati installati cinque sensori del tipo DECAGON (USA) mod. 5-TE per la misura in continuo del contenuto idrico. I sensori misurano l'umidità, la temperatura e la conducibilità elettrica (in diretta relazione con la salinità) del suolo. Il contenuto d'acqua volumetrico è ottenuto misurando la costante dielettrica del suolo attraverso una tecnologia basata sul tempo di carica di un condensatore. La frequenza utilizzata minimizza gli effetti ambientali e della matrice.

I dati in uscita ogni 10 minuti da ogni gruppo di 5 sensori vengono acquisiti separatamente e memorizzati in una centralina posta a poca distanza dagli stessi (fig. 3a), quindi trasmessi via radio ad una stazione di raccolta ed elaborazione (datalogger CR1000 della Campbell - UK).

Quest'ultima invia in automatico il comando on/off alle valvole di apertura dell'impianto d'irrigazione (separatamente per ogni vasca) e alla centralina di controllo del sistema di pompaggio (fig. 3b), in accordo ai valori di contenuto idrico fissati come soglia superiore ed inferiore. I dati raccolti sono quindi inviati via GPRS ad un server che consente la lettura su interfaccia web e la gestione in remoto dei valori di soglia.

L'impianto di distribuzione è di tipo a goccia (Netafim), con ale gocciolanti del tipo autocompensante (Netafim Dripnet), di diametro 16 mm e portata di 1,6 litri / ora, disposte lungo le file adiacenti alla base delle piante (fig. 4).

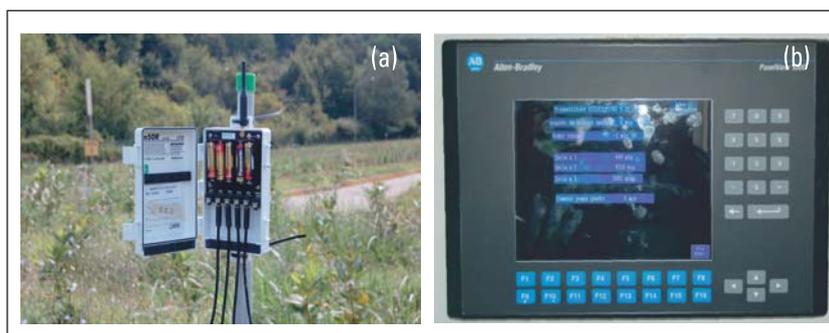


Figura 3 - Centralina di raccolta dati dai sensori (a) e centralina di controllo del sistema di pompaggio del percolato sulle vasche (b)

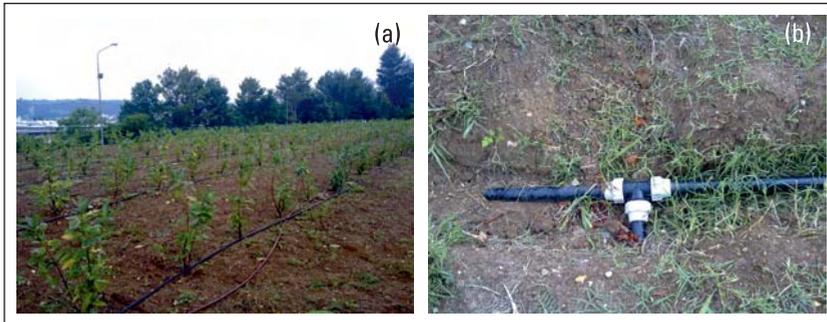


Figura 4 - Vista dell'impianto d'irrigazione a goccia steso sul sistema di fitotrattamento.

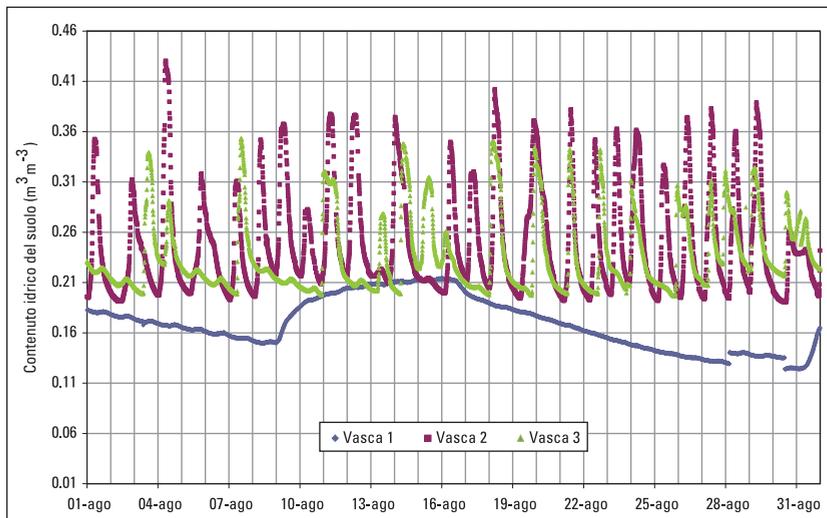


Figura 5 - Andamento del contenuto idrico nelle tre vasche, nel mese di agosto 2011.

Allo scopo di garantire una continua disponibilità all'impianto d'irrigazione, il percolato e le acque provenienti dall'impianto industriale sono raccolti in vasche di rilancio separate per le due tipologie (percolato e acque industriali), in accordo alle prescrizioni dell'Autorizzazione Integrata Ambientale.

Le quantità in ingresso alle vasche di rilancio sono misurate da contatori posti in ingresso al sistema; ulteriori misuratori di livello delle vasche e di pressione sono presenti a servizio dell'impianto. Filtri idonei ad evitare l'intasamento delle ale gocciolanti sono posti sulle linee in uscita dal sistema; cicli di controlavaggio automatici garantiscono il mantenimento in efficienza del sistema

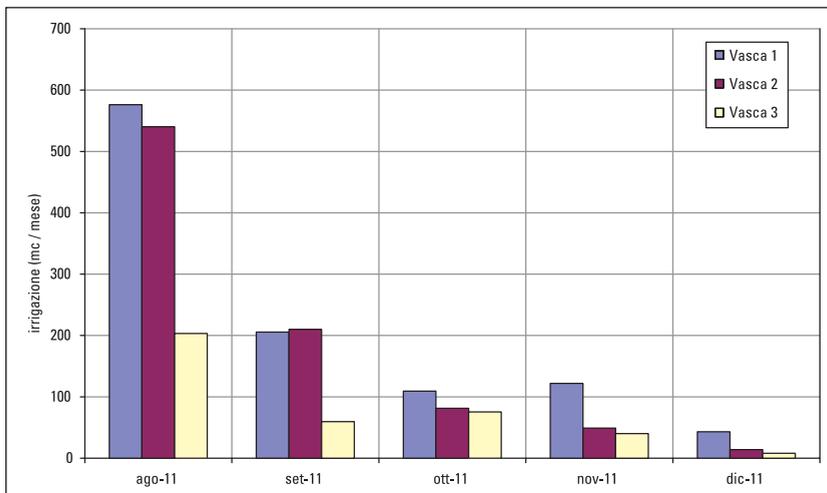


Figura 6 - *Quantità di acqua erogata mensilmente con l'irrigazione alle tre vasche, nel primo periodo di funzionamento.*

di filtrazione. Un sistema di controllo automatico garantisce la selezione del percolato o delle acque industriali quando il primo risulta indisponibile, in accordo all'Autorizzazione Integrata Ambientale. I dati di funzionamento del sistema di pompaggio sono anche inviati alla centrale di controllo interna allo stabilimento di produzione.

Dopo una prima fase di messa a punto del sistema è stato possibile definire le soglie minime e massime che regolano l'accensione e lo spegnimento dell'irrigazione. Un esempio del risultato ottenuto sul contenuto idrico del suolo è mostrato nella figura.

È evidente l'effetto dell'irrigazione caratterizzato, in estate, da cicli quasi giornalieri del contenuto idrico nelle vasche 2 e 3 (profondità del terreno circa 40 cm), e da cicli più lunghi nella vasca 1 (profondità del terreno di circa 1 metro). Utilizzando i contatori predisposti all'uscita dell'impianto di rilancio delle acque e del percolato e l'informazione sullo stato di apertura delle valvole, è stato possibile stimare la quantità di "acque" utilizzate complessivamente nei diversi mesi di funzionamento (fig. 6).

Evidentemente, i dati in ingresso alle vasche di rilancio possono differire anche sensibilmente da quelli qui stimati in ingresso all'impianto di irrigazione a causa del contributo delle precipitazioni e dell'evaporazione sul livello delle vasche.

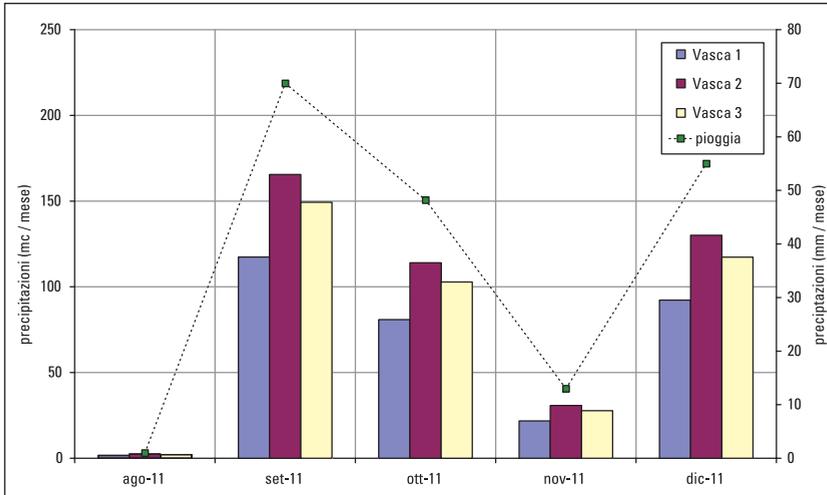


Figura 7 - Precipitazioni mensili in input alle tre vasche (mc) e altezza di pioggia mensile (mm)

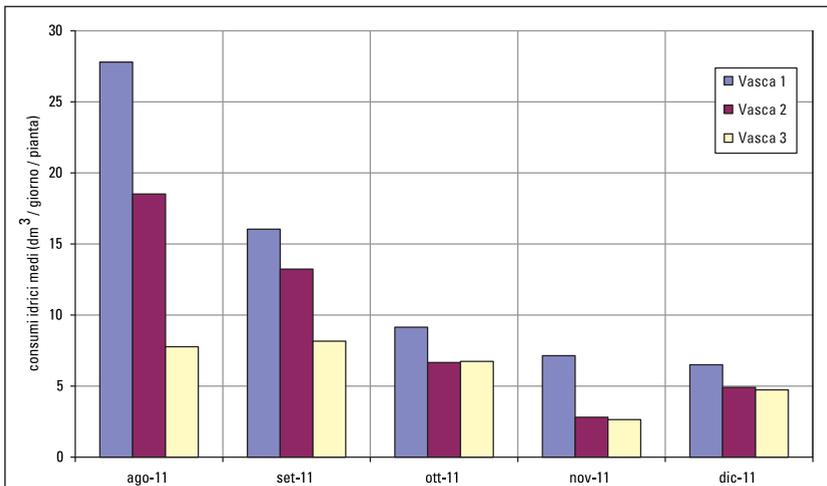


Figura 8 - Consumi idrici media giornalieri per pianta (dm<sup>3</sup>/giorno/pianta), nelle tre vasche

Per questo motivo ai fini del monitoraggio si è preferito utilizzare il dato relativo al percolato in ingresso al sistema di approvvigionamento.

Si evidenzia una minore richiesta irrigua della vasca 3, caratterizzata da un minor sviluppo della vegetazione. I ridotti input del mese di dicembre sono dovuti alla ridotta domanda evapotraspirativa, alla minore attività biologica delle piante e all'input dato dalle piogge cadute nel periodo (fig. 7).

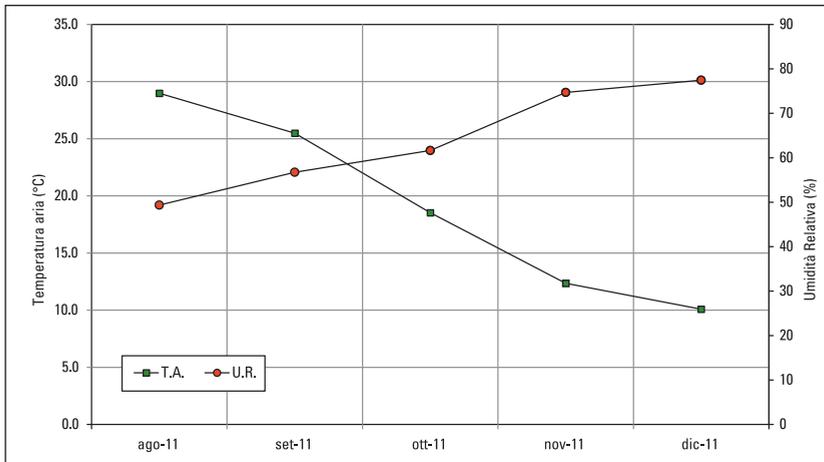


Figura 9 - Valori medi della temperatura dell'aria e dell'umidità atmosferica, calcolati su base mensile sulle sole ore diurne (quando l'attività traspirativa delle piante è attiva)

Considerando l'input complessivo dovuto all'irrigazione e alle precipitazioni e assumendo una condizione di equilibrio fra input e perdite idriche su base mensile (anche tenuto conto della ridotta capacità di immagazzinamento del terreno), è stato possibile calcolare il consumo idrico medio mensile per pianta (fig. 8). Ovviamente, anche in questo caso è evidente un minor consumo idrico a livello della vasca 3, caratterizzata da un minor sviluppo delle piante. Tale differenza si riduce con il progredire della stagione autunnale e invernale.

I valori più elevati di consumo idrico giornaliero, normalizzato per pianta, sono stati ottenuti in coincidenza con le giornate più lunghe, calde e con minore umidità atmosferica, tipiche del mese di agosto (fig. 9).

### Operazioni di controllo delle erbe infestanti

Nel corso della stagione vegetativa è stato necessario eseguire un intervento per il controllo della vegetazione spontanea infestante. Considerata la necessità di non apportare variabili esterne che potessero falsare i risultati analitici del monitoraggio non ci si è avvalsi dell'utilizzo di erbicidi chimici; il diserbo è stato quindi realizzato mediante trinciatura superficiale con trincia stocchi tra le file di piante e pulizia manuale lungo le file per evitare il danneggiamento dell'impianto d'irrigazione e delle piante stesse (fig. 10).

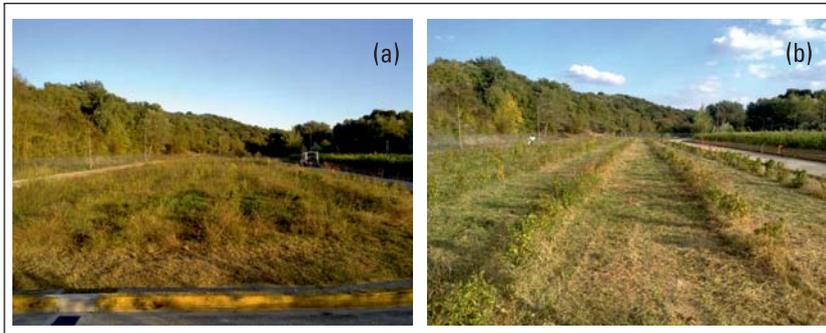


Figura 10 - Vasca 3 prima (a) e dopo (b) un intervento di pulizia da erbe infestanti stagionali.

Il materiale trinciato non è stato raccolto, ma lasciato *in situ* a svolgere la naturale funzione pacciamante e di restituzione degli elementi nutritivi. L'intervento di pulizia delle vasche è stato realizzato nel settembre 2011.

### **Attività riguardanti il piano di monitoraggio**

Allo scopo di poter avere gli elementi necessari al monitoraggio di eventuali accumuli di contaminanti nella matrice suolo è stato eseguito il campionamento e l'analisi del suolo riferibile al tempo zero (pre-impianto).

#### *Il campionamento del suolo*

Nella scelta dei parametri da monitorare nella matrice suolo sono stati considerati due aspetti fondamentali:

- le caratteristiche del percolato oggetto del trattamento;
- le caratteristiche chimiche di tipo agronomico necessarie alla buona riuscita di una piantagione vegetale.

In funzione delle caratteristiche del percolato trattato sono stati individuati come parametri da sottoporre ad indagine tutti quelli che hanno evidenziato un riscontro analitico nelle analisi svolte sul percolato stesso: Cd, As, Zn, Cu, cianuri totali, solfati, cloruri. Qualora nelle analisi del percolato fosse riscontrata la presenza di ulteriori sostanze rispetto a quelle già inserite nel monitoraggio del suolo, queste saranno aggiunte nei rilievi successivi.

Per quanto concerne le indagini di natura agronomica, sono stati selezionati quei parametri che per le loro caratteristiche giocano un ruolo fondamentale nelle attività fisiologiche delle piante e sono indice dello stato di fertilità del suolo: pH,



azoto totale, azoto nitroso, carbonio organico totale (TOC), potassio, fosforo, capacità di scambio cationico (CSC); in aggiunta a questi, la misura della conduttività elettrica (salinità) consentirà di monitorare l'effetto dell'irrigazione continua nel sistema confinato. Relativamente alla modalità e alla frequenza dei campionamenti, è stato prelevato, per ciascuna vasca, un pool mediato di topsoil come previsto dal piano di monitoraggio. I primi risultati si riferiscono alla condizione iniziale pre-impianto e pre-irrigazione con percolato.

Allo scopo di rappresentare adeguatamente la variabilità spaziale della superficie di copertura, per ogni vasca sono stati raccolti campioni in numero proporzionale alla superficie della stessa: 5 campioni per la vasca 1, 8 campioni per la vasca 2 e 7 campioni per la vasca 3. Le posizioni di campionamento sono state scelte estraendo casualmente le coordinate relative ad una griglia definita dal numero di file e di piante per fila presenti sulla vasca: 1.444 punti per la vasca 1 e 3.430 punti per le vasche 2 e 3. Le determinazioni analitiche sono state effettuate sui singoli campioni raccolti e i risultati ottenuti sono stati mediati per vasca. Il prelievo del suolo è stato effettuato nei primi 15 cm di profondità tramite trivella manuale, con diametro pari a circa 4 cm.

#### *Risultati delle analisi chimiche del suolo (pre-impianto)*

Nella tabella 2 sono riportati i valori medi per vasca, ottenuti dalle analisi riportate in allegato.

<b>Parametri</b>	<b>Vasca 1</b>	<b>Vasca 2</b>	<b>Vasca 3</b>
Conducibilità (mS/cm)	99,00	74,38	89,29
PH	8,30	8,08	8,21
Capacità di Scambio Cationico ( meq/100g )	27,86	23,33	23,46
Carbonio organico (% p/p )	0,52	0,42	0,53
Azoto ammoniacale (NH <sub>4</sub> ) *	100,00	n.r.	n.r.
Azoto nitroso (N)*	n.r.	n.r.	n.r.
Azoto nitrico (N)*	n.r.	5,60	n.r.
Azoto Totale ( % p/p) (Kjeldal)	0,07	0,06	0,10
Fosforo Assimilabile*	21,78	29,76	24,00
Potassio Scambiabile*	167,80	141,04	145,46
Arsenico*	7,94	8,86	7,70
Cadmio*	n.r.	n.r.	n.r.
Rame*	22,74	16,63	17,32
Zinco*	61,26	52,53	51,59
Cloruri*	67,54	54,13	48,83
Cianuri (totali come CN)*	n.r.	n.r.	n.r.
Solfati*	15,61	17,41	31,58

*Tabella 2 – Quadro dei risultati analitici sul suolo, effettuate prima della messa in opera dell'impianto di fitotrattamento. I valori sono la media dei campioni prelevati nelle singole vasche. \* = parametri espressi come mg elemento / kg suolo anidro*



## **Conclusioni**

In conclusione, con l'intervento realizzato è stato possibile determinare un complessivo miglioramento ambientale dell'area di discarica, interrompere il ciclo che portava alla produzione di rifiuti, aprire nuove destinazioni ai fanghi prodotti dal sistema di trattamento acque.

## **Ringraziamenti**

Si ringraziano la direzione e il personale di Alcantara per la collaborazione nella realizzazione del sistema di fitotrattamento.



## Le attività di REMIDA e l'approccio operativo

Andrea Sconocchia (ARPA Umbria, Responsabile Servizio Suolo, Rifiuti e Bonifiche)

### 1. Introduzione

Le attività di bonifica dei siti contaminati, come anche la riqualificazione di siti degradati a causa del precedente sfruttamento, risultano particolarmente agevoli e rapide in tutti quei casi in cui il sito è: relativamente piccolo, con sorgenti ben circoscritte (nel caso di contaminazione) e situato in un'area pregiata ad alto valore economico. In queste condizioni i costi da sostenere per le operazioni di bonifica e/o di ripristino ambientale sono facilmente confrontabili con il valore finale dell'area una volta portata a termine l'operazione (che ha tempi definiti). Chi investe in queste attività ha quindi la possibilità di valutare preventivamente la convenienza di tutta l'operazione. Diversamente, nel caso di siti caratterizzati da una contaminazione bassa ma distribuita in modo disomogeneo su aree estese (spesso in zone periurbane), in associazione ad uno scarso valore commerciale, non risulta facile valutare il ritorno economico derivante da un'operazione di intervento, stante i tempi non certi associati a costi troppo elevati rispetto al valore dell'area e rispetto all'efficienza delle tecnologie impiegabili. In alcuni casi in un unico sito sono presenti entrambe le tipologie sopra descritte, rendendo disomogenei gli interventi necessari (in dipendenza del valore delle aree) o creando delle passività economiche nel caso di un unico approccio esteso alle due fattispecie. Per fornire una possibile soluzione a questo problema ARPA Umbria, IRSA-CNR e DIBAF (Dipartimento per l'Innovazione dei Sistemi Biologici, Agroalimentari e Forestali dell'Università degli Studi della Tuscia) hanno stretto una partnership scientifica facendo nascere il progetto REMIDA (Remediation & Energy Production & Soil Management).

### 2. L'approccio REMIDA

Il progetto REMIDA si propone di rispondere al problema delle bonifiche e del



ripristino delle aree marginali e/o rurali collegando ai processi di riqualifica attività di mitigazione o compensazione delle emissioni di carbonio mediante una filiera energetica e/o un sistema di accumulo della CO<sub>2</sub> nella biomassa legnosa monitoraggio degli inquinanti e interventi di risanamento spondale. La metodica di intervento proposta si basa sull'implementazione di tecniche di bonifica o miglioramento dei suoli a basso costo basate sul fitorimediale applicate, ove possibile, con il metodo delle Short Rotation Forestry (SRF) o di altre tecniche colturali; la gestione del sistema indicato permette di coniugare gli obiettivi principali contestualmente a quelli secondari.

Scendendo nello specifico, le attività in esame, meglio identificabili come "strumenti operativi di intervento", sono finalizzati al raggiungimento contestuale di una o più delle seguenti finalità:

- disinquinamento e/o bonifica di aree contaminate (anche aree pubbliche e/o private con proprietari inadempienti);
- ripristino ambientale di aree degradate abbandonate e/o dismesse di interesse per la collettività poiché intimamente interconnesse al sistema urbano;
- contenimento degli impatti ambientali (sulle matrici suolo, aria, acqua) causati da attività antropiche presenti o pregresse;
- riduzione delle emissioni di CO<sub>2</sub> (utilizzando la biomassa come fonte di energia rinnovabile e ottenendo "certificati verdi") e/o creazione di interventi per l'immagazzinamento della CO<sub>2</sub> (interventi compensativi per protocollo di Kyoto, carbon footprint aziendale, bilancio di sostenibilità ambientale ecc.);
- monitoraggio e controllo dell'inquinamento (anche in adempimento a prescrizioni VIA o AIA).

Tutti gli interventi sopra descritti sono accomunati da alcuni elementi caratterizzanti:

- si basano sulla valorizzazione delle potenzialità dei sistemi vegetali e sulle loro proprietà di contenere, ridurre, misurare l'inquinamento nelle diverse matrici ambientali e di utilizzare/ convertire l'energia solare per tali finalità;
- sono caratterizzati da costi estremamente contenuti, da tecnologie applicative semplici e da una elevata accettabilità sociale;
- sono applicabili contestualmente in uno stesso sito, cumulandone i vantaggi e avvicinando gli interessi di soggetti distinti.

Di seguito sono descritti sinteticamente i diversi strumenti utilizzabili per gli in-



terventi integrati di cui sopra. Le condizioni ambientali e gli impatti ambientali sito specifici determineranno le condizioni per la selezione degli strumenti da applicare contestualmente nello stesso sito.

### *2.1. Strumento 1: Bonifica suoli e riduzione/contenimento emissioni CO<sub>2</sub>*

Si basa sull'impiego di sistemi vegetali e batterici per bonificare o mettere in sicurezza i siti contaminati, riqualificare aree degradate, mitigare gli effetti dell'inquinamento. Tali sistemi prevedono la valorizzazione delle biomasse prodotte per ottenere un obiettivo sinergico consistente nella realizzazione di stock di carbonio (realizzando boschi permanenti) o nella produzione di biomassa combustibile (fonte energetica rinnovabile).

L'approccio proposto, previa verifica di applicabilità, è particolarmente indicato per il trattamento di aree di scarso valore economico e scarso interesse strategico quali ad esempio: i siti contaminati localizzati in aree rurali e periurbane (come ad esempio i "siti orfani" di responsabilità della Pubblica Amministrazione), le aree periferiche degradate soggette a pressioni ambientali, e aree di tutela e controllo delle falde e dei corsi d'acqua superficiali.

Interventi di questa natura sono caratterizzati da un impatto ambientale e costi di intervento molto ridotti e da un'azione positiva sull'ambiente e sul paesaggio.

### *2.2. Strumento 2: Phytoscreening per le aree forestali periurbane*

Questo strumento nasce con la finalità di valutare l'evoluzione delle deposizioni atmosferiche di sostanze inquinanti mediante analisi dell'accumulo nella vegetazione forestale anche a supporto dei modelli di dispersione attualmente in uso o potenzialmente utilizzabili. Lo strumento può essere utilizzato in sinergia con altri strumenti (effettuare attività di phytoscreening utilizzando biomassa derivante dall'applicazione di altri strumenti) oppure può essere sviluppato utilizzando biomassa spontanea, approfondendo la valutazione del pregresso.

Attraverso lo studio dell'evoluzione delle deposizioni atmosferiche nel tempo e dell'impatto sulla vegetazione forestale è quindi possibile effettuare la valutazione dell'accumulo e della mobilità di sostanze inquinanti nel sistema suolo, la validazione dei modelli di diffusione idonei, l'identificazione delle relazioni fra emissioni e deposizioni ed una approfondita analisi della capacità di mitigazione dei sistemi forestali sull'impatto dei contaminanti atmosferici sul sistema aria-acqua-suolo.



Una volta messo a regime, tale strumento consentirebbe l'implementazione di un sistema di monitoraggio permanente basato sull'analisi della vegetazione esistente.

### *2.3. Strumento 3: Phytoremediation per il sistema fluviale*

La finalità principale di questo strumento è quella di impedire la diffusione di contaminanti dalla matrice suolo al sistema fluviale, procedendo contestualmente alla riambientazione e stabilizzare le sponde.

Lo strumento è particolarmente adatto alle attività di messa in sicurezza delle aree di discarica poste in prossimità dei corpi idrici ed alla riqualificazione ambientale delle aree ripariali mediante controllo dei fenomeni erosivi spondali e della stabilità della vegetazione.

Anche in questo caso vi è la possibilità di ottenere un obiettivo sinergico consistente nell'incremento degli stock di carbonio.

Tutti gli strumenti di intervento sopra descritti possono comportare, come ulteriore aspetto ambientale, il miglioramento della qualità dall'aria a seguito della riqualificazione e dell'estensione delle aree verdi.

Qualora tale aspetto risulti rilevante, potranno essere attivate specifiche linee di intervento, con le competenti strutture del CNR IBAF, volte alla valutazione quantitativa e sito-specifica dell'assorbimento delle polveri sottili, degli inquinanti atmosferici e della CO<sub>2</sub> da parte del sistema forestale, definendo i benefici specifici, in termini economici, sociali e funzionali.

### **3. Descrizione delle leve di co-finalizzazione per il coinvolgimento di imprese ed aziende del territorio**

Tra le finalità descritte, quelle che possono costituire interesse strategico per le imprese e le aziende del territorio sono sicuramente quelle relative alla riduzione o compensazione delle emissioni di CO<sub>2</sub>.

Tali finalità possono essere perseguite promuovendo un mercato locale dei crediti di carbonio, su base volontaria. Il mercato scambierà crediti di carbonio con l'obiettivo di ridurre le emissioni di gas serra. Un credito di carbonio è un'entità "intangibile" generata da un'attività che assorbe anidride carbonica o evita le emissioni di gas serra. La caratteristica principale del mercato dei crediti, che si intende promuovere, è che i crediti stessi saranno prodotti esclusivamente da



attività di mitigazione locali e non in altri Paesi o luoghi geografici. Quindi, a sistema avviato, gli Enti territoriali interessati a realizzare attività di bonifica, ripristino ambientale o altri interventi che prevedano l'utilizzo di piante e la realizzazione di sistemi forestali, urbani e periurbani, potranno “cedere”, i crediti di carbonio derivanti dall'accumulo nella matrice legnosa per il periodo di vita dell'impianto (da 20 a 100 anni), ai partner cofinanziatori dell'attività; il valore di una tonnellata di CO<sub>2</sub> immagazzinata ha un prezzo sul mercato volontario che oscilla da 30 a 80 euro .

Alternativamente, o in maniera integrata, potrà essere avviato un sistema di produzione di biomassa (fonte di energia rinnovabile) derivante dallo sfruttamento agro energetico di parte delle aree di interesse. A tal proposito va ricordato che all'energia elettrica prodotta da impianti alimentati a biomasse sono riconosciuti certificati verdi nella misura di 1 certificato per ogni MWh prodotto. Tale riconoscimento è soggetto ad un fattore moltiplicativo pari a 1,8 nel caso in cui le biomasse vengano utilizzate nell'ambito della filiera corta, ovvero sono ottenute entro un raggio di 70 km dall'impianto che le utilizza (Decreto Interministeriale del 5 maggio 2010, Gazzetta Ufficiale n.103)

#### **4. Il fitorimedia**

Il fitorimedia sfrutta la capacità di alcune specie vegetali, sia erbacee sia arboree, di interagire con gli inquinanti, operando in modo estremamente versatile attraverso i seguenti processi:

- fitoestrazione: rimozione degli inquinanti dal substrato con accumulo nella biomassa delle piante;
- fitodegradazione: degradazione dei contaminanti mediante l'azione combinata di piante e microrganismi ad esse associati;
- rizofiltrazione: rimozione di sostanze contaminanti dalle acque sotterranee attraverso l'azione radicale;
- fitostabilizzazione: riduzione della biodisponibilità degli inquinanti presenti nel suolo attraverso l'adsorbimento o l'accumulo nelle radici e nello spazio della rizosfera;
- fitovolatilizzazione: rimozione delle sostanze inquinanti dal terreno e successivo rilascio in atmosfera a seguito della trasformazione del contaminante.

A questo deve poi essere aggiunto l'effetto immediato di controllo idrologico e del



trasporto solido legato a fenomeni erosivi superficiali, che rappresenta una misura di contenimento della contaminazione.

Va inoltre rimarcato che le piante, crescendo, non si limitano ad agire sui contaminanti obiettivo di bonifica, ma innescano una serie di processi che tendono a migliorare la composizione e la struttura del suolo sul quale vegetano. Tale effetto comporta un'intrinseca attivazione di processi di "ripristino ambientale" e di "misure di riparazione" consistenti, come definito dal DLgs152/06. I primi in interventi di riqualificazione ambientale e paesaggistica, che consentono di recuperare il sito per l'effettiva e definitiva fruibilità; i secondi in misure dirette a riparare, risanare o sostituire risorse naturali e/o servizi naturali danneggiati.

#### *4.1. La coerenza con gli indirizzi di legge*

Risulta utile richiamare alcuni contenuti dell'allegato 3 al DLgs 152/06 – Parte IV – Titolo V in materia di "Criteri generali per gli interventi di bonifica e di messa in sicurezza"; in particolare, in detto allegato, viene richiesto, fra l'altro, di privilegiare:

- le tecniche tendenti a trattare e riutilizzare il suolo nel sito;
- le tecniche che blocchino le sostanze inquinanti in composti chimici stabili;
- le tecniche che permettono il trattamento e il riutilizzo nel sito anche dei materiali eterogenei o di risulta utilizzati nel sito come materiali di riempimento.

Viene infine richiesto di evitare ogni rischio aggiuntivo a quello esistente di inquinamento dell'aria, delle acque sotterranee e superficiali, del suolo e sottosuolo, nonché ogni inconveniente derivante da rumori e odori. A differenza delle soluzioni usualmente impiegate, tutti i requisiti sopra descritti sono rispettati dall'approccio proposto. A conferma della valenza ambientale di detto approccio è prevista una valutazione di LCA (valutazione del ciclo di vita) comparativa per confrontare l'impatto ambientale globale della bonifica effettuata con l'approccio proposto rispetto ad altre eventuali soluzioni.

#### *4.2. I limiti*

La strategia di intervento in esame è orientata principalmente a risolvere i problemi delle pubbliche amministrazioni o delle grandi aziende multi sito. L'obiettivo è quello di offrire soluzioni che consentano di intervenire sui così detti "siti orfani", o sui siti di interesse non strategico, caratterizzati da carenza di interesse per dette



superfici e per i quali non sono disponibili grandi risorse (almeno nel medio periodo).

Non bisogna però dimenticare che tale approccio non è – e non potrà mai essere – la soluzione di ogni problema: esistono condizioni nelle quali la metodologia proposta risulta non applicabile o applicabile efficacemente solo in sinergia con altri interventi. Per queste ragioni Arpa Umbria, IRSA CNR e DIBAF stanno lavorando per definire i campi di applicazione e i protocolli per gli interventi di fitorimediazione e per consolidare l'impiego di un approccio che è ancora praticamente sconosciuto nel nostro Paese, supporre abbondantemente adottato negli USA e nei paesi del Nord Europa.





## **Prime esperienze di bonifica del suolo dal lindano: le potenzialità della short rotation coppice (SRC) per il recupero ambientale e la sostenibilità economica**

Daniele Bianconi (Università degli Studi della Tuscia - DIBAF; Consiglio Nazionale delle Ricerche - CNR)  
Pierluigi Paris (Istituto di Biologia Agro-ambientale e Forestale - IBAF, Porano TR)  
Angelo Massacci (Istituto di Ricerca sulle Acque - IRSA, Montelibretti (Roma))

### **Biomasse e rizorimedio**

Energia ed inquinamento sono due elementi critici della moderna economia industrializzata, che utilizza enormi quantità di energia per alimentare i processi di produzione industriali, con emissioni di altrettanti enormi quantità di sottoprodotti residui, spesso inquinanti per l'ambiente e dannosi per la salute umana. In Italia sono censiti 57 Siti di interesse nazionale, SIN, in attesa di bonifica da inquinanti del suolo e delle acque, con una popolazione potenzialmente esposta stimata tra 6,4-8,6 milioni di abitanti.

Questi inquinanti spesso contaminano i terreni agricoli, rendendoli non utilizzabili per la conduzione di colture ad uso alimentare, con grossi pericoli per la salute umana attraverso la contaminazione della catena alimentare. L'ingresso di organismi vegetali contaminati sia direttamente (consumo vegetali) che indirettamente (consumo di carne, latte, ecc.) può determinare il trasferimento all'uomo del 90%-95% dei contaminanti presenti nel suolo. Il suolo è una risorsa che sconta un tempo di recupero molto più lungo dell'acqua e dell'aria una volta rimossa la fonte di contaminazione; la causa di ciò è da individuare nei fenomeni di migrazione, trasformazione e ripartizione tra le varie componenti del suolo (gas interstiziale, particelle solide, acqua) che gli inquinanti subiscono una volta rilasciati in esso; tali fenomeni favoriscono l'estensione in termini spaziali e temporali della contaminazione con conseguenze negative sulla fertilità del terreno e sulla probabilità che, con il trascorrere del tempo, si verifichi il trasferimento all'uomo e agli organismi animali e vegetali.

Attualmente l'energia è principalmente prodotta con i combustibili fossili (petrolio, carbone e gas naturali), inquinanti, che sono tra i principali responsabili delle emissioni di CO<sub>2</sub> ad effetto climalterante ed in via di esaurimento. L'alternativa sono le energie rinnovabili, cioè l'eolico, il solare e le biomasse, queste



ultime di esclusiva competenza del comparto agro-forestale. Tra le biomasse, la filiera del biogas e dei combustibili legnosi per conversione in energia elettrica e calore sono le tecnologie che hanno trovato, sino ad adesso, la maggior diffusione sul territorio nazionale, con centinaia di impianti. Le biomasse legnose sono, al momento, quelle che dimostrano la maggiore sostenibilità ambientale, sia che si tratti di biomasse legnose residuali (forestali e dell'industria di trasformazione del legno) sia che provengano dalle piantagioni dedicate, cioè le piantagione cedue da biomassa o *Short Rotation Coppice* (SRC). Queste piantagioni sono costituite prevalentemente con cloni di pioppo ibridi e producono biomassa con cicli di taglio molto brevi (2-5 anni); le produzioni molto più alte rispetto a quelle dei boschi naturali, e con costi ridotti dovuti ad una completa meccanizzazione di tutte le fasi colturali, dalla realizzazione della piantagione alla raccolta della biomassa legnosa.

La ricerca, sia nazionale sia internazionale, sta mettendo in evidenza che queste piantagioni, oltre a produrre energia a basso impatto ambientale, possono anche essere utilizzate per l'uso alternativo di terreni inquinati, con la possibilità di sottrarli alle colture alimentari ed anche di bonificarli grazie alla capacità delle piante di assorbire molti inquinati, oppure di degradare questi ultimi attraverso i processi biochimici che si possono instaurare nella rizosfera, cioè nell'ambiente del suolo immediatamente a ridosso delle radici fini delle piante. In questo caso si parla di rizorimedio, cioè di degradazione sul posto (*in situ*) di numerosi inquinanti attraverso una sinergia tra radici, funghi e batteri che vivono nel terreno, grazie alla presenza di essudati organici emessi dalle radici delle piante. Alcune di queste molecole influenzano la rizosfera modificando il suo pH o il suo stato redox e contribuendo significativamente all'apporto di carbonio essenziale per la crescita microbica. Tuttavia, altre molecole possono specificatamente indurre o aumentare la degradazione enzimatica di contaminanti organici complessi. La proliferazione di organismi del suolo in questo comparto di terreno può essere stimata in 3-4 volte maggiore rispetto a quella che si sviluppa in suoli non vegetati. Oltre all'attività degradativa, il complesso di microrganismi del suolo può esercitare la promozione della crescita delle piante, la protezione da agenti patogeni e la produzione di chelanti per l'assorbimento e la traslocazione dei nutrienti essenziali per le piante. Tutte queste attività che prendono atto nella rizosfera e che coinvolgono le popolazioni di batteri autoctoni possono essere



indicate come attenuazione naturale. Recenti ricerche hanno dimostrato che tramite l'utilizzo di specifici ammendanti può essere stimolata la crescita e l'attività di questi microrganismi accelerando così il processo di attenuazione naturale. In alcuni casi si è visto che microrganismi isolati dai suoli contaminati, in grado di degradare contaminanti organici, possono essere reinoculati nella rizosfera in concentrazioni elevate (bioaugmentation).

Il vantaggio più immediato del rizorimedio è quello di degradare e neutralizzare le sostanze inquinanti nel suolo, e di produrre biomassa vegetale non contaminata, cioè che non ha assorbito il principio inquinante. Quindi biomassa che può essere utilizzata per l'eventuale combustione e la produzione di energia. Il rizorimedio, come tecnica di bonifica in situ, è quindi un'alternativa alla tecnica prevalente di bonifica dei suoli attraverso l'approccio di scavo e smaltimento del suolo contaminato.

Molti inquinanti organici sono suscettibili di degradazione attraverso il rizorimedio, tra questi il lindano.

### **Il lindano e la Valle del Sacco nel Lazio**

L'esaclorocicloesano (HCH), e in particolare il lindano ( $\gamma$ -esaclorocicloesano), è uno dei composti organoclorurati più comunemente incontrato considerato che in tutto il mondo, sin dal 1940 sono state usate approssimativamente 10 milioni di tonnellate di HCH tecnico come insetticida.

Il lindano ha trovato impiego soprattutto nel trattamento delle sementi e dei suoli, degli alberi da frutta e del legname; è stato inoltre impiegato come prodotto antiparassitario per gli animali domestici e d'allevamento e in alcuni preparati farmaceutici per la cura e la prevenzione nell'uomo della pediculosi e della scabbia. In Italia i prodotti antiparassitari agricoli a base di lindano sono stati consumati in tutte le regioni, in quantità sempre crescenti fino al 1979. Nel decennio 1969-1979 sono stati raggiunti i valori massimi di consumo (circa 20 mila quintali/anno). Solo nel 1975 un decreto del Ministero della Sanità ha introdotto delle limitazioni all'utilizzo del lindano in campo agricolo.

Il lindano tecnico dell'HCH (P.M. 290,83) era costituito dai quattro isomeri nel rapporto:  $\alpha$ -HCH 60%-70%;  $\beta$ -HCH 10%-15%;  $\gamma$ -HCH 10%-15%;  $\delta$ -HCH 6%-10%. Il  $\gamma$ -HCH, usato come insetticida in agricoltura, tende ad isomerizzare nelle forme più recalcitranti  $\alpha$  e  $\beta$ , che si accumulano nell'am-



biente. Il lindano, e gli isomeri non insetticidi  $\alpha$ -,  $\beta$ -,  $\delta$ -, presenti nel prodotto industriale, pur non essendo più prodotto ed utilizzato, continua a porre problemi ambientali e di salute, soprattutto in siti dove sia stato sintetizzato, conservato e distribuito. Tende ad accumularsi nell'ambiente poiché biodegrada lentamente: l'emi-vita varia da 88 giorni a più di dieci anni, secondo le condizioni ambientali. La scarsa idrosolubilità del lindano ne favorisce l'assorbimento nella frazione organica del terreno. La molecola è pertanto relativamente immobile (migra lentamente nel suolo). Diversi studi dell'Istituto superiore di sanità e di altri enti simili di molti Paesi (Spagna, India, America) hanno confermato che gli isomeri del lindano sono presenti nella vegetazione cresciuta su terreni inquinati ed entrano così nella catena alimentare attraverso la catena dei grassi. Gli isomeri dell'HCH sono stati individuati nei prodotti caseari, nelle carni bovine, nel pesce, nel pollame, nella frutta, negli ortaggi, nell'olio e nello zucchero, con grave rischio di cancerogenesi per l'uomo.

La Valle Latina, o Valle del Sacco, è una regione del Lazio meridionale, situata in massima parte nella provincia di Frosinone e per un breve tratto in quella di Roma, è compresa tra i Monti Ernici ed i Monti Lepini ed è attraversata dal fiume Sacco.

L'emergenza ambientale della Valle del Sacco sale alla ribalta delle cronache solo dopo che il 3 marzo 2005: nel corso di un'indagine campionaria prevista dal Piano Nazionale Residui, l'Istituto zooprofilattico sperimentale delle Regioni Lazio e Toscana (IZSLT) riscontrò in un campione di latte di un'azienda bovina sita in Gavignano (RM) livelli di  $\beta$ -esaclorocicloesano ( $\beta$ -HCH) di 0.062 mg/kg (circa 30 volte superiore ai livelli limite di legge per la matrice considerata, ovvero 0.003 mg/kg)<sup>1</sup>. Per questo motivo, a partire dal 2005, un'area agricola di circa 800 ettari lungo le sponde del fiume Sacco, oltre al comprensorio industriale di circa 1.000 ettari, è stata dichiarata Sito d'interesse nazionale per inquinamento da lindano, e ne è stata assegnata la gestione esclusiva all'Ufficio commissariale per la Valle del fiume Sacco. Una delle prime azioni poste in essere per contrastare l'emergenza ambientale/sanitaria è stata l'imposizione del divieto assoluto di conduzione di colture ad uso alimentare e l'utilizzo di acque del fiume per fini irrigui. La presenza degli isomeri

---

<sup>1</sup> Centro studi regionale per l'analisi e la valutazione del rischio alimentare, <http://195.45.99.79/csra>



dell'HCH rilevata nei prodotti alimentari viene messa in relazione all'attività industriale (cronicità dell'inquinamento), al dilavamento di terreni/manufatti contaminati presenti all'interno del comprensorio industriale di Colleferro e al ciclo delle acque superficiali (in prevalenza). L'inquinante si è poi diffuso sui terreni della valle attraverso le periodiche e frequenti esondazioni e la distribuzione delle acque irrigue per le colture foraggere. L'obiettivo della bonifica, coordinata dall'Ufficio commissariale della Regione Lazio, è il mantenimento della vocazione agricola della zona, con la possibile trasformazione della Valle del Sacco in distretto agro-energetico (biogas, biodiesel e filiera legno-energia).

### **Le esperienze di ricerca**

Nell'ambito del problema della bonifica da lindano nella Valle del Sacco il gruppo di ricerca formato dal dottor Daniele Bianconi, dottoressa Daniela Lippi, dottoressa Maria Rita De Paolis e il dottor Piero Paris, dell'Istituto di biologia agro-ambientale e forestale (IBAF) del CNR, sotto la supervisione scientifica del dottor Angelo Massacci, hanno svolto degli studi, sia preliminari in laboratorio sia di applicazione in pieno campo, con l'obiettivo di:

- 1) valutare l'efficienza di un intervento di riorimedio, tramite l'utilizzo di diversi cloni di pioppo che abbiano mostrato caratteristiche disinquinanti proprie o in associazione con microrganismi;
- 2) ottenere una produzione di biomassa legnosa qualitativamente e quantitativamente idonea a sostenere processi di filiera di conversione energetica, in modo tale da poter offrire agli agricoltori un parziale indennizzo economico per l'interdizione dei loro terreni dall'esercizio di attività agricole.

La prima fase sperimentale dell'attività ha avuto come obiettivo la selezione di cloni di pioppi, che risultassero idonei alla coltivazione ad alta densità in SRC (*short rotation coppice*) e ad una applicazione di fitorimedio dei suoli contaminati della Valle del Sacco. La recente messa a punto di tecniche di selezione rapide e specifiche per individuare il materiale più efficace nell'estrarre o degradare un contaminante e, soprattutto, la recente costituzione di ricche collezioni di germoplasma disponibile presso l'Università della Tuscia di Viterbo, hanno permesso di sperimentare applicazioni di pioppi per fitorimedio con buone probabilità di successo. Contemporaneamente alla selezione delle



piante si sono sperimentati diversi trattamenti sia biologici sia chimici, noti per le potenziali capacità degradative, che potessero aiutare la pianta nell'attecchimento, nello sviluppo radicale e nella produzione di biomassa. In particolare sono state approfondite le capacità degradative di batteri già studiati in precedenti esperimenti con sostanze organiche clorurate. Le indagini di laboratorio della dottoressa Lippi e della dottoressa De Paolis hanno permesso la selezione di due ceppi del batterio *Arthrobacter* (agrobatterio) in grado di degradare molto velocemente gli isomeri  $\alpha$ -,  $\beta$ - e  $\gamma$ -HCH utilizzati come unica fonte di carbonio. L'azione dell'agrobatterio avviene sia in condizioni di presenza sia di assenza di ossigeno, ma la degradazione totale avviene solo con ossigeno. Inoltre, per aumentare le capacità di recupero naturale del suolo stesso è stato sperimentato il trattamento con perossido di calcio (ORC) e compost: il primo, infatti, è un ammendante del suolo in grado di rilasciare gradualmente ossigeno in presenza di umidità, già sperimentato nella degradazione di composti organici clorinati; il compost commerciale, invece, con la sua alta carica microbica, è stato usato come fonte di carbonio organico. Tale sperimentazione, della durata di due mesi, è stata effettuata in serra su suoli contaminati derivanti dal sito del futuro campo sperimentale.

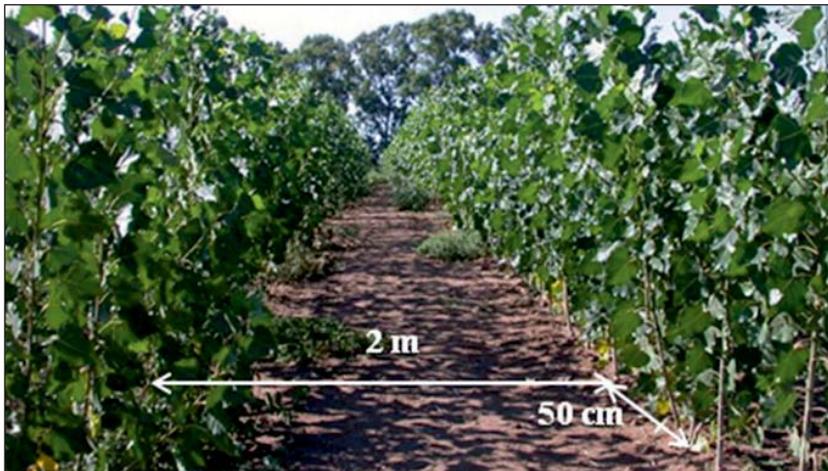
I trattamenti di rizorimedio successivamente testati direttamente in campo sono stati:

- 1) cloni di pioppo Src inoculati con ceppi di batteri selezionati in laboratorio;
- 2) pioppo associato a suolo trattato con compost commerciale e perossido di calcio;
- 3) il solo pioppo SRC.

I suddetti trattamenti sono stati applicati in un'area sperimentale nella Valle del Sacco (foto 1 e 2), costituita nel 2009 su mandato dell'Ufficio commissariale. Sono stati usati tre cloni di pioppo ibrido (I-214; Monviso e AF2), precedentemente selezionati in laboratorio. I cloni Monviso e AF2 sono nuovi cloni da Srf già in uso in piantagioni Src commerciali realizzate nella Valle del Sacco, l'I-214 è, invece, un clone tradizionale della pioppicoltura italiana, utilizzato come "modello" in numerosi studi e che nella sperimentazione preliminare, in scala di laboratorio, ha dimostrato buone capacità di rizorimedio del lindano. I primi risultati di degradazione del lindano con pioppo Src e rizorimedio sono riportati nella tabella 1.



*Foto 1 - Valle del Sacco (Lazio): predisposizione dell'area sperimentale del CNR per l'impianto di pioppi ibridi SRC da biomassa e per rizorimediazione*



*Foto 2. Valle del Sacco (Lazio): l'area sperimentale di pioppi ibridi Src ad un anno dall'impianto. Le linee bianche indicano le distanze di piantagione*

Ad un anno dall'inizio degli esperimenti di applicazione delle tecniche di rizorimediazione in pieno campo c'è stata una forte interazione tra trattamenti di rizorimediazione e cloni di pioppo.

L'inoculo con agrobatterio e il Compost più perossido di calcio sono stati i trattamenti con maggiore frequenza di successo nella degradazione del lindano totale, espressa come media dei quattro isomeri analizzati figura 1. I migliori risultati sono stati ottenuti con il clone Monviso, associato all'inoculo con agrobatterio ed al Compost più perossido di calcio.



SAMPLE	$\alpha$ -HCH	$\beta$ -HCH	$\gamma$ -HCH	$\delta$ -HCH	Total HCH
Soil before poplar cuttings planting	0,044 $\pm$ 0,031 ab	0,058 $\pm$ 0,052 a	0,017 $\pm$ 0,002 abc	0,006 $\pm$ 0,001 a	0,125 $\pm$ 0,008 a
I-214	0,044 $\pm$ 0,074 ab	0,046 $\pm$ 0,015 abcd	0,011 $\pm$ 0,001 cd	0,002 $\pm$ 0,001 c	0,103 $\pm$ 0,009 abc
I-214 + bacteria	0,042 $\pm$ 0,015 ab	0,047 $\pm$ 0,058 abcd	0,016 $\pm$ 0,001 abc	0,004 $\pm$ 0,003 abc	0,108 $\pm$ 0,007 ab
I-214 + ORC + compost	0,047 $\pm$ 0,035 a	0,054 $\pm$ 0,055 abc	0,020 $\pm$ 0,003 a	0,006 $\pm$ 0,027 ab	0,126 $\pm$ 0,006 a
AF-2	0,044 $\pm$ 0,061 ab	0,039 $\pm$ 0,019 bcd	0,014 $\pm$ 0,001 abcd	0,004 $\pm$ 0,006 abc	0,102 $\pm$ 0,008 abc
AF2 + bacteria	0,045 $\pm$ 0,035 ab	0,053 $\pm$ 0,044 abc	0,018 $\pm$ 0,001 ab	0,005 $\pm$ 0,001 abc	0,120 $\pm$ 0,008 ab
AF2 + ORC + compost	0,039 $\pm$ 0,054 ab	0,038 $\pm$ 0,063 cd	0,012 $\pm$ 0,002 bcd	0,003 $\pm$ 0,001 abc	0,093 $\pm$ 0,010 bcd
Monviso	0,038 $\pm$ 0,062 abc	0,057 $\pm$ 0,015 ab	0,013 $\pm$ 0,001 bcd	0,004 $\pm$ 0,001 abc	0,112 $\pm$ 0,008 ab
Monviso + bacteria	0,025 $\pm$ 0,007 c	0,032 $\pm$ 0,099 d	0,010 $\pm$ 0,001 cd	0,002 $\pm$ 0,001 bc	0,070 $\pm$ 0,011 d
Monviso + ORC +compost	0,032 $\pm$ 0,012 bc	0,030 $\pm$ 0,020 d	0,013 $\pm$ 0,001 bcd	0,003 $\pm$ 0,001 abc	0,079 $\pm$ 0,002 cd

Tabella 1 - Dosaggio del contenuto in HCH isomerici e HCH totale ( $\alpha + \beta + \gamma$ ) nel suolo (denominato "Bianco") e nella rizosfera delle piante. I valori sono la media ( $n = 4$ ) dei campioni prelevati nelle singole parcelle e sono espressi come parti per milione (ppm)  $\pm$  Errore Standard. Lettere diverse indicano differenze statisticamente significative tra le medie, per  $p < 0.05$  (Anova) LSD multiple range Test

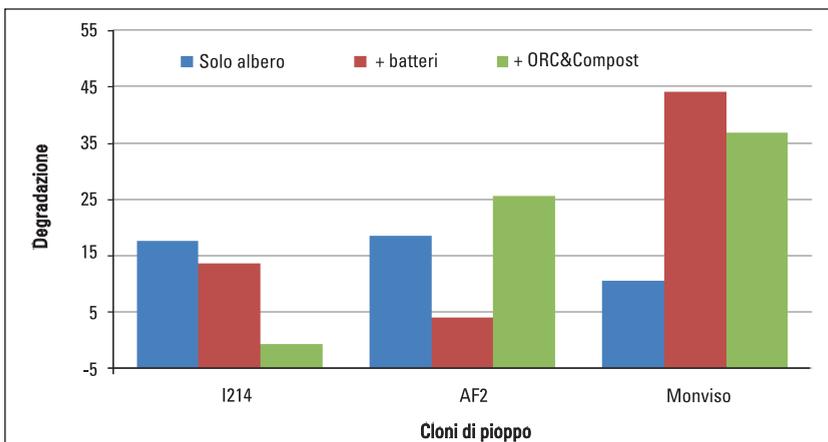


Figura 1 - Percentuale di degradazione dell'inquinante lindano in prove di rizorimedio con cloni ibridi di poppio SRC in associazione a batteri e trattamenti stimolanti in un'area sperimentale del CNR nella Valle del Sacco (Lazio)



Con il primo trattamento siamo arrivati alla degradazione di quasi il 40% del lindano totale in un solo anno. La maggiore efficacia del Monviso nella degradazione significativa su tutti gli isomeri dell'HCH e, in particolare, sull'isomero beta ( $\beta$ ) il più recalcitrante, non ha al momento una spiegazione univoca. Potrebbe essere associata ad una maggiore produzione di biomassa a livello radicale.

Quindi il clone potrebbe aver messo a disposizione più metaboliti in grado di sostenere la proliferazione e l'attività dei ceppi batterici inoculati nella rizosfera. Infatti nel corso della sperimentazione è stata monitorata la popolazione microbica del suolo imperturbato dai trattamenti e la rizosfera delle piante batterizzate con le due specie di *Arthrobacter*; da tale monitoraggio si è potuto constatare che la popolazione batterica presente nella rizosfera di tutti i cloni di pioppo ha subito un incremento notevole, in particolare nella rizosfera del clone Monviso.

Infine, è da sottolineare che la produzione di biomassa (figura 2) dei tre cloni di pioppo utilizzati nel campo sperimentale e sottoposti a trattamento con batteri e ammendanti è risultata simile, per i cloni AF2 e Monviso, a quella ottenuta nella stessa area della Valle del Sacco non esposta alla contaminazione da HCH.

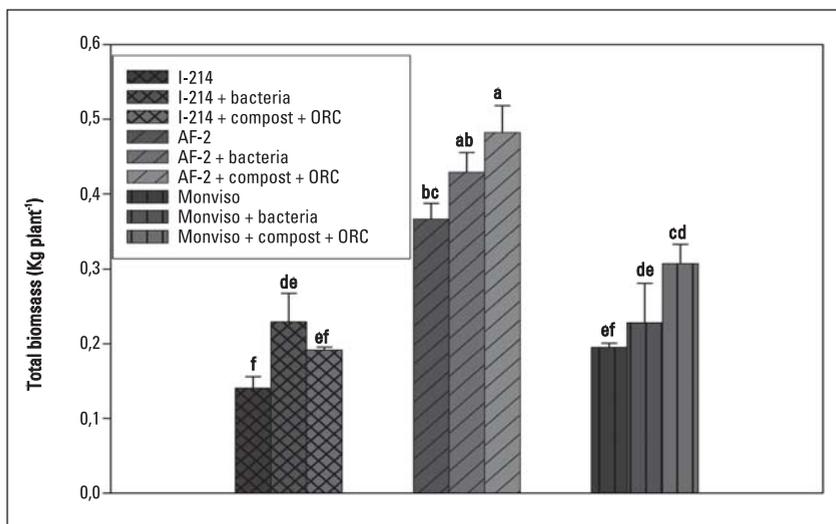


Figura 2 - Produzione di biomassa primo anno. Lettere diverse indicano differenze statisticamente significative tra le medie per  $p < 0.05$  (Anova) LSD multiple range Test



Questi dati sono puramente indicativi sulle potenzialità produttive del pioppo SRC nella zona contaminata; inoltre, va considerato che questa biomassa, affinché possa essere usata per la conversione termica in centrale energetica, deve essere non contaminata, cioè non deve contenere inquinanti che potrebbero essere dispersi nell'ambiente con i fumi di combustione e con le ceneri post combustione. Anche in questo senso i dati delle ricerche sulla contaminazione del legno di pioppo con lindano sono molto incoraggianti: le analisi del CNR indicano che solo il 10% di campioni legnosi di pioppo SRC hanno un grado di contaminazione di  $\beta$ -HCH di 0,03 mg per kg di legno secco.

Questi incoraggianti risultati preliminari sull'efficacia del rizorimedia da lindano con pioppo SRC, richiedono comunque una prosecuzione delle attività di ricerca per chiarire ancora numerose problematiche, tra cui la verifica dei tempi per la degradazione del 100% del lindano nel suolo, i limiti di contaminazione della biomassa per la combustione, i sistemi economici di inoculo dell'agrobatterio utilizzando macchinari e pratiche agricole correnti (iniettori o irrigazione a goccia sub-superficiale).

#### Bibliografia

- Bachmann A., Walet P., Wijnen P., de Bruin W., Huntjens J.L.M., Roelofsen W., Zehnder A.J.B. (1988). Biodegradation of Alpha- and Beta-Hexachlorocyclohexane in a Soil Slurry under Different Redox Conditions. *Appl. Environ. Microbiol.* 54, 143-149.
- Beurskens J.E.M., Stams A.J.M., Zehnder A.J.B., Bachmann A. (1991). Relative biochemical reactivity of three hexachlorocyclohexane isomers. *Ecotoxicol Environ Safety* 21: 128-136.
- Bianconi D., De Paolis M.R., Agnello A.C., Lippi D., Pietrini F., Zacchini M., Polcaro C., Donati E., Paris P., Spina S. and Massacci A. (2010). Field - Scale Rhizoremediation of a Contaminated Soil with Hexachlorocyclohexane (HCH) Isomers: The Potential of Poplars for Environmental Restoration and Economical Sustainability. In: Ivan A. Golubev (ed) *Handbook of Phytoremediation*, Chapter 31, Ed. 2010, Nova Science Publishers, Inc., ISBN: 978-1-61728-753-4.
- Datta J., Maiti A.K., Modak D.P., Chakrabarty P.K., Bhattacharyya P., Ray P.K. (2000). Metabolism of  $\gamma$ -hexachlorocyclohexane by *Arthrobacter citreus* strain BI-100: Identification of metabolites. *J Gen Appl Microbiol* 46: 59-67.
- Heinisch E., Jonas K., Klein S. (1993). HCH isomers in soil and vegetation from the surroundings of an industrial landfill of the former GDR, 1971-1989. *Sci. Total. Environ.* (Suppl Part 1):151-159.
- IHPA (2006). The Legacy of Lindane HCH Isomer Production. A global Overview of residue Management, Formulation and Disposal. International HCH & Pesticides Association [www.iHPA.info](http://www.iHPA.info).
- Li Y.F. (1999). Global technical hexachlorocyclohexane usage and its contamination consequences in the environment: from 1948 to 1997. *Sci. Total Environ.* 232, 121-15.
- Sala M., Sunyer J., Otero R., Santiago-Silva M., Camps C., Grimalt J.O. (1999). Organochlorine compound concentration in the serum of inhabitants living near an electrochemical factory. *Occup Environ Med.*, 56:152-158.
- Traina M.E., Urbani E., Rescia M., Mantovani A. (2001). L' insetticida lindano: identificazione dei rischi possibili per la riproduzione umana. Rapporto Istituto Superiore di Sanità. 59 p. Rapporti ISTISAN 01/3. ISSN 1123-3117.



## **Il progetto europeo GREENLAND (Gentle remediation of trace element contaminated land): una soluzione verde per l'inquinamento**

Giancarlo Renella (Università degli Studi di Firenze, Dipartimento di Scienze delle Produzioni Vegetali, del Suolo e dell'Ambiente Agroforestale)

### **Riassunto**

La *phytoremediation* è un insieme di tecnologie sviluppate negli ultimi venti anni, alternative alle tecniche di ingegneria civile che si basano principalmente su escavazione e smaltimento in discarica del suolo inquinato. La *phytoremediation* si basa sull'uso di piante, microrganismi e ammendanti naturali o sintetici, in grado di ridurre la frazione solubile dei metalli pesanti, la più pericolosa, restituendo al suolo la fertilità e le sue funzioni ambientali caratteristiche, non ultima quella di filtro delle sostanze che possono inquinare le acque e, complessivamente, l'ambiente.

I metalli pesanti, come altre forme di inquinanti, si diffondono nell'acqua e nell'aria ma soprattutto si accumulano nel suolo, dove reagiscono con le fasi solide reattive organiche ed inorganiche. A differenza degli inquinanti organici, i metalli pesanti non si degradano e possono persistere nel suolo per decenni o anche secoli, poiché sono trattenuti con varia forza dalle particelle reattive del suolo stesso. La frazione solubile dei metalli pesanti costituisce quella maggiormente assimilabile dalle piante, dai microrganismi e dagli animali, e col passare del tempo tali elementi possono propagarsi nelle catene alimentari e accumularsi anche nel corpo umano, con il rischio di causare varie patologie acute e croniche. Decontaminare un suolo inquinato da metalli pesanti, senza alterarne le caratteristiche fondamentali, è virtualmente impossibile se non in tempi lunghissimi, data la natura dei legami che si stabiliscono tra i metalli pesanti e i colloidali del suolo.

Mediante la *phytoremediation* i metalli pesanti sono estratti dal suolo in seguito al loro assorbimento da parte delle piante o sono stabilizzati nel terreno con vari meccanismi che ne riducono la solubilità, allo scopo di ridurre il rischio sanitario ed ambientale.



Il primo beneficio per l'ambiente è la preservazione del suolo, una risorsa naturale non rinnovabile se non in tempi geologici, che riattiva le sue preziose funzioni (ad esempio decomposizione, umificazione, fertilità) all'interno degli ecosistemi. Inoltre, esiste oggi la concreta possibilità di praticare la *phytoremediation* utilizzando essenze destinate alla produzione di biocarburanti (colza e girasole) o produzioni legnose anche da combustione (pioppo e salice), che non accumulano metalli pesanti nelle parti combustibili. Così facendo è possibile attenuare i rischi per la salute umana e per gli ecosistemi, legati alla propagazione dei metalli pesanti nelle catene trofiche e nelle acque freatiche. Oltre alla conservazione e al miglioramento di suoli inquinati, la *phytoremediation* presenta costi di bonifica relativamente bassi, la non distruttività e non invasività, e la possibilità di coniugare recupero ambientale, tutela del paesaggio e sostenibilità socio-economica. Con questo approccio, da mero problema che sottopone gli abitanti del territorio al rischio, un suolo inquinato può divenire una potenziale risorsa, poiché possiamo attuare una gestione agroforestale che dia anche un ritorno economico a chi possiede le aree o ci abita intorno. Il lavoro specifico dell'unità di ricerca dell'Università degli Studi di Firenze sarà di capire se il suolo recuperato mediante *phytoremediation* incrementi la propria fertilità e la diversità microbica, e ritorni a svolgere quelli che sono definiti i "servizi ecosistemici".

### **L'inquinamento del suolo da metalli pesanti: cause ed effetti**

Gli inquinanti organici e inorganici, prodotti ed emessi in relazione alle attività produttive, si diffondono nelle varie matrici ambientali ma soprattutto si accumulano nel suolo. In questo corpo naturale costituito da fasi solide, liquide e gassose reattive, e da aggregati di varie dimensioni che creano microambienti interconnessi da una rete mirabile di pori (fig. 1), i metalli pesanti reagiscono ripartendosi tra le fasi solide e la soluzione del suolo. In relazione ai principali processi che avvengono nel suolo, i metalli pesanti tendono ad accumularsi e persistono nel suolo per tempi variabili da anni a decenni, poiché sono trattieneuti con varia forza dalle particelle reattive del suolo stesso.

L'inquinamento del suolo da metalli pesanti è dovuto principalmente a: deposizione secca e umida dall'atmosfera, fertilizzazione chimica e smaltimento di fanghi di depurazione di varia origine. L'entità dell'inquinamento del suolo da

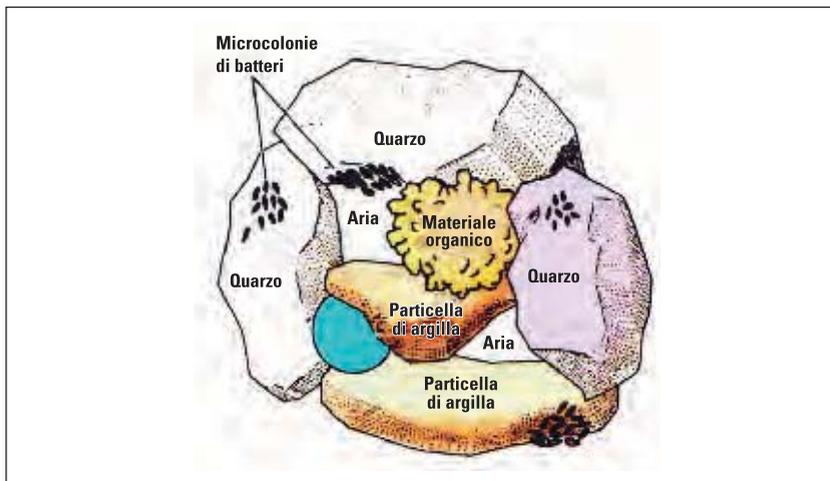


Figura 1 - Rappresentazione schematica di un aggregato di suolo

metalli pesanti è ben stato valutato misurando il loro contenuto in suoli agrari e forestali di esperimenti di lungo corso (> 100 anni) condotti in diversi Paesi europei.

Grazie a queste preziose osservazioni è stato accertato che negli orizzonti superficiali del suolo la concentrazione di alcuni metalli pesanti maggiormente connessi con le attività industriali (Cd, Cu, Pb, Zn) è aumentato a partire dalla rivoluzione industriale del XIX secolo, mentre la concentrazione di elementi meno utilizzati quali Co, Cr, Ni, Mo, Rb, V, Y e Zr non è aumentata significativamente. Ad esempio, dall'analisi del suolo archiviato in oltre 150 anni presso la stazione sperimentale di Rothamsted (Harpenden, Regno Unito) è stato appurato che nei suoli agricoli di quell'area l'arricchimento in Cd elementi nell'orizzonte di superficie (Ap) è stato in media di 3 g/ha/anno. In un altro esperimento situato non lontano dal precedente (Woburn, Regno Unito), l'uso di fanghi di depurazione per circa 20 anni ha portato all'incremento del contenuto di Cd totale da 1 mg/kg (fondo naturale) a circa 12 mg/kg, anche in relazione alla quantità di fango applicato, mentre l'uso di concime organico in parcelle adiacenti non hanno incrementato significativamente la concentrazione totale di Cd.

L'accumulo dei metalli pesanti nei suoli naturali dipende dal tipo di suolo: in quelli in cui prevalgono i flussi idrologici e il trasporto di sedimenti lungo il



profilo, l'accumulo è generalmente più lento che in altri, poiché si ha un allontanamento della frazione solubile e dei metalli adsorbiti ad argille ed ossidi di Fe verso gli orizzonti più profondi e, in ultima analisi, verso la falda. In molti casi, i suoli inquinati sono parte di siti industriali fortemente compattati ed è necessario riformare un "tecnosuolo" con densità e porosità adeguate prima di poter avviare qualunque intervento di fitobonifica.

Nel suolo la maggior parte degli inquinanti organici, anche di sintesi, e sebbene altamente tossici, possono essere degradati dalla microflora in virtù dell'elevatissima diversità delle comunità microbiche e delle molteplici funzioni che tali comunità esprimono, ben riassunte nel principio dell'infalibilità metabolica del suolo enunciato negli anni 1970 dal grande microbiologo americano M. Alexander. Questo risulta nella scomparsa degli inquinanti organici dai suoli inquinati, che può essere accelerata con varie tecniche di fitorimediazione, sfruttando il fenomeno del co-metabolismo, in cui le capacità degradative della microflora del suolo aumentano durante la decomposizione di essudati radicali o lettiera rilasciate dalle piante. Diversamente, i metalli pesanti e i metalloidi non possono essere degradati, modificati, dai microorganismi e pertanto costituiscono una minaccia persistente per la sopravvivenza di piante e organismi del suolo, e una pressione selettiva verso le comunità microbiche del suolo che porta alla scomparsa delle specie sensibili e alla dominanza di microorganismi tolleranti o resistenti ai metalli pesanti. In particolare, la frazione dei metalli pesanti in soluzione è quella maggiormente assimilabile dalle piante, dai microrganismi e dagli animali. Con il passare del tempo, nelle aree contaminate i metalli pesanti possono propagarsi nelle catene alimentari e accumularsi anche nel corpo umano, con il rischio di causare varie patologie acute e croniche.

### **Phytoremediation di suoli contaminati da metalli pesanti: approcci e potenzialità**

A causa della forza e della natura dei legami che si instaurano tra i metalli pesanti e le fasi solide del suolo, la decontaminazione di un suolo inquinato, senza alterarne le caratteristiche fondamentali, è virtualmente impossibile, e l'attenuazione naturale dell'inquinamento richiede tempi lunghissimi.

La *phytoremediation* è un insieme di tecnologie sviluppate negli ultimi venti anni, alternative alle tecniche di ingegneria civile di escavazione e smaltimento



in discarica del suolo inquinato. La *phytoremediation* si basa sull'uso di piante, microrganismi e ammendanti naturali, o sintetici, in grado di ridurre la frazione solubile dei metalli pesanti, la più pericolosa, restituendo al suolo la fertilità e le sue funzioni ambientali caratteristiche, non ultima quella di filtro delle sostanze che possono inquinare le acque e, complessivamente, l'ambiente. Pertanto, dal punto di vista chimico, il principale scopo di un intervento di phytoremediation è quello di ridurre la frazione solubile dei metalli pesanti facendoli reagire con le fasi solide organiche e inorganiche del suolo, riducendone la tossicità.

	University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna (Coordinator); Austria <a href="http://www.boku.ac.at">www.boku.ac.at</a>
	Jaco Vangronsveld, Universiteit Hasselt, Belgium;
	Jurate Kumplene, Luleå tekniska universitet;
	Michel Mench, Institut National de la Recherche Agronomique, France;
	Valerie Bert, Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques, France;
	Andrew Cundy, University of Brighton, UK;
	Jannis Dimitriou, Sveriges lantbruksuniversitet, Sweden;
	Xose Quiroga Troncosa, Tratamientos Ecológicos del Noroeste SL, Spain;
	Ryszard Bajorek, ATON, Poland;
	Patrick Lemaitre, Innoveox, France;
	Anne Lopinet-Serani, CNRS-ICMCB, France
	Petra Kidd, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Spain;
	Glancarlo Renella, University of Florence, Italy;
	Wolfgang Friesl-Hanl, Austrian Institute of Technology, Austria;
	Grzegorz Siebielec, Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy, Poland
	Rolf Hertzig, Phytotech-Foundation, Switzerland;
	Ingo Müller, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Germany;

Figura 2 - Istituzioni di ricerca, piccole/medie imprese partecipanti al progetto GREENLAND e relativi referenti



## **Il progetto GREENLAND**

Il progetto è coordinato dall'Università Boku di Vienna e sostenuto dalla Commissione Europea (Seventh Framework Programme for Research FP7-KBBE-266124) con un finanziamento di 3 milioni di euro. Il consorzio è formato da 17 partner, tra cui 6 Università di Austria, Belgio, Italia, Polonia, Regno Unito e Svezia, 7 Istituti di ricerca e quattro piccole e medie imprese da Svizzera, Francia, Polonia e Spagna (fig. 2). Un aspetto interessante del progetto GREENLAND è il coinvolgimento di Agenzie per la Protezione dell'Ambiente da dieci Paesi europei (Austria, Belgio, Svizzera, Germania, Spagna, Francia, Italia, Polonia, Svezia, Regno Unito) i cui rappresentanti lavoreranno insieme come Advisory Board del progetto. Questo team di esperti, che parteciperà alla maggior parte dei meeting previsti, scambierà informazioni con le unità di ricerca con le seguenti finalità principali: i) orientare meglio l'attività di ricerca per meglio relazionarla alle problematiche concrete del territorio, ii) inquadrare i risultati ottenuti nel contesto normativo iii) identificare i vuoti e le incertezze del quadro normativo sia a livello europeo sia nazionale sui diversi aspetti studiati nell'ambito del progetto.

L'obiettivo complessivo del progetto è rimuovere i principali ostacoli che attualmente ancora non permettono alla phytoremediation di funzionare sempre, e aumentarne le possibilità di successo al fine di rendere questa tecnologia ambientale un'opzione accettabile per il ripristino ambientale. Infatti, nonostante la phytoremediation sia generalmente considerata una tecnologia innovativa e potenzialmente sostenibile, le varie possibili opzioni elencate in precedenza trovano ancora numerosi ostacoli nell'attuale pratica per il recupero di aree inquinate, relegandola al ruolo, seppur non trascurabile, di messa in sicurezza operativa.

Le principali attività di ricerca previste nell'ambito del progetto sono riassunte nei seguenti workpackage (WP):

- WP1: valutazione completa della phytoremediation su suoli e siti contaminati da metalli pesanti a scala reale di campo;
- WP2: valorizzazione economica della biomassa prodotta su suoli sotto phytoremediation e dei servizi ecosistemici;
- WP3: valutazione e armonizzazione dei metodi analitici per la valutazione dell'efficienza della phytoremediation, in particolare rischio residuale per piante, microorganismi ed esseri umani;
- WP4: miglioramento e ottimizzazione delle piante per l'utilizzo in vari scenari;



- WP5: coinvolgimento di esperti esterni, aziende, agenzie ambientali e delle popolazioni dei vari paesi nella valutazione complessiva delle varie tecniche di phytoremediation e formulazione di linee guida di intervento.

Nell'ambito del consorzio, l'Università degli studi di Firenze studierà in particolare la fertilità fisica, chimica e biologica, nonché l'andamento della diversità microbica, mediante la valutazione della tossicità dei suoli recuperati mediante phytoremediation.

Tra i principali problemi da studiare nell'ambito del progetto e provare a risolvere ci sono: la persistenza dei metalli pesanti al disopra le CSC e i tempi di trattamento relativamente lunghi (anni), con la necessità di monitoraggio post-operam a causa della persistenza dei metalli pesanti nel suolo.

Il progetto Greenland si propone di approfondire i risvolti di questi problemi principali, valutando il rischio associato all'implementazione di pieno campo della phytoremediation, in esperimenti reali di lungo medio e lungo termine situati nel Centro e Nord Europa. Le principali tecniche di phytoremediation esaminate nell'ambito del progetto GREENLAND sono: fitoestrazione, immobilizzazione in situ e fitostabilizzazione assistita. Tra i principali risultati attesi si annoverano la determinazione di indicatori adeguati, affidabili e facilmente comprensibili per la valutazione della performance della phytoremediation, valutare la praticabilità della phytoremediation come soluzione in relazione al contesto legislativo a livello europeo e nazionale e, in generale l'aumento delle conoscenze disponibili a supporto dei soggetti decisori.

<b>Tecnologia</b>	<b>Gestione</b>	<b>Paese</b>	<b>Partner</b>
<b>CS1</b>	SRC	BE	UHASSELT
<b>CS1</b>	HBC (M, R)	BE	UHASSELT
<b>CS1</b>	SRC	DE	LfULG
<b>CS2</b>	SRC	SE	SLU
<b>CS3</b>	Iperaccumulatrici	FR	INERIS
<b>CS3</b>	HBC (R)	FR	INERIS
<b>CS4</b>	HBC (S, T)	BE	UHASSELT
<b>CS4</b>	HBC (S, T)	FR	INRA
<b>CS4</b>	HBC (S, T)	CH	PT-F
<b>CS5</b>	SRC, Iperaccumulatrici	ES	CSIC
<b>CS6</b>	SRC	FR	INRA
<b>CS6</b>	SRC	ES	CSIC, TEN s.l.
<b>CS6</b>	Colture erbacee, salice	FR	INERIS
<b>CS7</b>	B, M	AT	AIT
<b>CS7</b>	Colture erbacee	PL	IUNG
<b>CS7</b>	Colture erbacee	DE	LfULG

Tabella 1 - Principali caratteristiche degli esperimenti di campo previsti nel progetto GREENLAND



Da questo punto di vista il progetto GREENLAND si pone come ulteriore progetto di approfondimento di conoscenze acquisite nell'ambito di precedenti programmi di ricerca europei (CLARINET, SUMATECS, COST 613, ecc.). Partendo dalle più recenti conoscenze disponibili sullo sviluppo e sull'applicazione delle varie opzioni di phytoremediation a casi studio reali, il progetto GREENLAND punta a perfezionare ulteriormente questo approccio multi disciplinare.

Ad esempio, è ormai chiaro che il successo della fitoestrazione come tecnica di recupero del suolo dipenda dal grado di contaminazione del suolo e dalla combinazione di metalli, dalla disponibilità dei metalli pesanti per l'assorbimento radicale e capacità delle piante di traslocarli negli organi epigei. Inoltre, calcolando il carico di metalli verosimilmente estratto dalle piante (iper)accumulatrici per ha per anno, la fitoestrazione è ragionevolmente applicabile nel recupero di suoli con basso o moderato livello di inquinamento, e comunque in suoli in cui i metalli pesanti siano accumulati negli orizzonti superficiali. Al fine di aumentare le potenzialità di questa tecnica occorre sia aumentare l'efficienza di estrazione, ad esempio aumentando la produzione di biomassa, sia produrre biomassa che abbia un potenziale valore economico, ad esempio per la produzione di energia.

In suoli in cui per vari motivi non sia possibile utilizzare la fitoestrazione è praticabile la fitostabilizzazione. Sebbene sia opinione diffusa che l'efficienza di questa tecnologia possa essere grandemente aumentata attraverso l'ottimizzazione della pratica agro-forestale (irrigazione, densità di impianto, fertilizzazione, difesa, piani di ceduzione), ad oggi non esiste una reale pratica agro-forestale né per la fitostabilizzazione né per la fitoestrazione praticata con essenze arboree. Molto scarse sono anche le conoscenze sulle potenzialità di impianti plurispecifici e sull'importanza dei microrganismi del suolo e delle micorrizze nella rizosfera.

Tra i punti di maggiore incertezza nell'implementazione della phytoremediation si annoverano i metodi attualmente disponibili per valutare la biodisponibilità dei metalli pesanti nel suolo. Questo aspetto è particolarmente controverso perché non è facilmente contestualizzabile nel quadro normativo in cui un singolo valore di riferimento è considerato. Nell'attuale contesto normativo, i valori di concentrazione utilizzati come riferimento sono le concentrazioni totali o le frazioni solubili, entrambe misurate con metodi chimici ufficiali. Ad esempio, informazioni sulla ripartizione dei metalli pesanti nel suolo si possono ottenere per mezzo di studi di specazione effettuati mediante estrazioni a singolo solvente o estrazioni



sequenziali, che portano alla individuazione e quantificazione delle diverse forme geochemiche dei metalli pesanti nel suolo (tab. 2).

	<b>Reagente utilizzato</b>	<b>Frazione identificata</b>
Soluzione A	0.11M Acido acetico	Frazione del Cd adsorbito sui siti di
Soluzione B	(temperatura ambiente) 0.1M idrossilamina cloridrata	scambio e associato ai carbonati Frazione del Cd riducibile
Soluzione C	(temperatura ambiente) 8.8M perossido di idrogeno (85°C) 1M acetato di ammonio (temperatura ambiente)	(legato a ossidi di Fe e Mn) Frazione del Cd ossidabile (legato alla sostanza organica)
Soluzione D	HF + HNO <sub>3</sub> (rampe termiche)	Frazione residuale

*Tab.ella 2 - Speciazione dei metalli pesanti EUR 14763 EN, protocollo ufficiale per i paesi EU del preparato dal BCR*

Scopo delle tecniche di phytoremediation è quello di ridurre la frazione solubile e scambiabile dei metalli pesanti per ridurre la tossicità del suolo, anche con l'utilizzo di ammendanti organici ed inorganici con proprietà adsorbenti. Alcuni degli ammendanti valutati nell'ambito del progetto GREENLAND sono: compost, scorie contenenti Fe zero-valente, scorie di Thomas e scorie di Linz-Donavitz, ceneri di fondo, gel e vari tipi di nanoparticelle.

La biodisponibilità di un elemento è la sua capacità di oltrepassare le membrane biologiche e penetrare negli organismi viventi. Pertanto è quella frazione di metalli pesanti che è realmente tossica perché in grado di alterare o compromettere definitivamente il metabolismo. La frazione biodisponibile dei metalli pesanti nel suolo non è però ascrivibile ad una specifica frazione o forma chimica, ma è quella che è assorbita in funzione dei diversi processi biologici attivi negli organismi del suolo e delle piante ed è quindi variabile nel tempo e nello spazio. Questo vuol dire che la stima della biodisponibilità dei metalli pesanti dipende dagli organismi considerati oltre che dalle concentrazioni totali e solubili dei metalli pesanti. Oltre che essere un problema di ordine scientifico, la stima della biodisponibilità dei metalli pesanti ha grandi ripercussioni sulla praticabilità della phytoremediation perché richiede un'analisi di rischio del sito contaminato. Oltre alla speciazione, è possibile e anzi auspicabile che per ogni suolo inquinato sia anche stimata la potenziale biodisponibilità e la tossicità dei metalli pesanti. Esistono oggi molti test di eco-tossicità batterica, algale, vegetale ed animale, e biosensori batterici che utilizzano la tecnologia del gene reporter in grado di fornire queste importantissime informazioni. Il progetto GREENLAND indi-



viderà gli indicatori più affidabili per la stima della biodisponibilità dei metalli pesanti in suoli contaminati.

Gli aspetti ambientali e socio-economici della phytoremediation, specifico oggetto del WP5, costituiscono in realtà un leitmotiv dell'intero progetto. Un aspetto innovativo del progetto GREENLAND, che ha contribuito alla sua positiva valutazione da parte della Commissione Europea, è la prevista valutazione delle potenzialità produttive di suoli e siti contaminati per provare a quantificare i vantaggi sociali ed economici che possano eventualmente scaturire da una gestione agro-forestale che coniughi la minimizzazione del rischio e la generazione di reddito.

<b>Specie vegetali, cloni, cultivar, mutanti</b>	<b>Condizioni sperimentali</b>	<b>Tecnica e inquinante principale</b>
<b>Essenze legnose:</b> <i>Salix caprea</i> (Mauerbach) <i>S. caprea</i> (Cu-tollerante) <i>S. viminalis</i> (Cu-tollerante) <i>Populus nigra</i> (Cu-tollerante)	<b>Pieno campo:</b> Touro (CSIC, TEN s.l., BOKU, INRA)	Fitostabilizzazione (Cu)
<b>Piante annuali:</b> <i>Nicotiana tabacum</i> (mutanti NBCu10-4, NBCu10-8, BAG linea madre)	<b>Pieno campo:</b> Biogeco (CS4) (INRA, PT-F) Lommel (UHasselt, PT-F) Touro (CSIC, TEN s.l., PT-F) Bettwiesen (PT-F)	Fitoestrazione (Cu) Fitoestrazione (Cd, Zn); Bioenergia Fitoestrazione (Cu) Fitoestrazione (Cd, Zn)
<i>Helianthus annuus</i> Mutanti R14-F, R8MG, R44FM, R1BF R3A-R13-M10A-R6/15-35-190-04-M6 38/R4-R6/15-35-190-04-M5	<b>Pieno campo:</b> Biogeco (CS4) (INRA, PT-F) Lommel (UHasselt, PT-F) <b>Vaso:</b> As/Cd/Pb-contaminated soil (LfULG, PT-F)	Fitoestrazione (Cu) Fitoestrazione (Cd, Zn); Bioenergia
<i>Zea mays</i> (cv. Fuxxol, cv. Falkone)	<b>Vaso:</b> Arnoldstein (AIT)	Fitoesclusione (Cd)
<b>Gramineae:</b> <i>Agrostis capillaris</i> (cv. Highland) <i>Festuca</i> sp. Geophyte grass mix <i>Vetiveria zizanioides</i> <i>A. capillaris</i> <i>A. gigantea</i> <i>Festuca</i> sp.	<b>Pieno campo:</b> Touro (CSIC, TEN s.l., INRA) Biogeco (CS4, INRA) Biogeco (CS4, INRA) Biogeco (CS4, INRA) <b>Vaso:</b> Cu-contaminated soil (CSIC) Cu-contaminated soil +soil conditioners (INRA)	Fitostabilizzazione (Cu) Fitostabilizzazione (Cu) Fitostabilizzazione (Cu) Fitostabilizzazione (Cu)

Tab. 3. Essenze vegetali impiegate in esperimenti pilota in serra e in pieno campo

Oltre agli aspetti tipici della phytoremediation come tecnologia di recupero di suoli e siti contaminati, quali valutazione del rischio, monitoraggio, potenzialità



produttive dei siti e destinazione finale delle aree recuperate, saranno valutati sotto l'aspetto socio-economico anche aspetti non studiati o comunque non sufficientemente chiariti dai precedenti progetti che integrano la *phytoremediation* con altre priorità socio-ambientali quali le possibilità di valorizzazione della biomassa prodotta sui siti contaminati, le potenzialità nel conseguimento della "carbon neutrality" (acquisizione di crediti di carbonio), l'incremento della biodiversità e dei servizi ecosistemici. A tal fine, in tutti gli esperimenti di campo saranno misurati tutti i flussi di gas e nutrienti, la diversità microbica e l'umificazione della sostanza organica per relazionarli alla tecnica d'intervento utilizzata. Un alto aspetto importante è la valorizzazione della biomassa prodotta in relazione all'implementazione della *phytoremediation*. In realtà, questo aspetto ne comprende almeno due molto diversi: il possibile utilizzo di biomassa contaminata, attraverso l'estrazione di metalli in quantità economicamente accettabili, e l'utilizzo della biomassa non contaminata ma prodotta su suoli contaminati.

Il primo problema è che, in accordo con la Direttiva 2008/98/EC e i criteri ribaditi nella risoluzione 2000/532/CE del 3/5/2000, la biomassa vegetale è da considerarsi scoria tossica se contiene sostanze tossiche, mutageniche o carcinogeniche in concentrazione superiore a 0,1%. Questo condiziona l'utilizzo per combustione della biomassa prodotta durante la *phytoremediation*. Comunque, la digestione anaerobica o acida di scorie tossiche non è regolata dalle due direttive sopra menzionate. Per colmare le lacune legislative nell'ambito del progetto GREENLAND gli istituti di ricerca e le imprese lavoreranno in sinergia per valutare le specifiche tecniche e i costi nell'impiego di biomassa contaminata per la produzione di energia.

Circa il secondo problema, il quadro normativo sulle possibilità di produzione di biomassa su suoli e siti contaminati non è chiaro né a livello nazionale né europeo. Allo scopo di valutare l'impatto dell'origine della biomassa sul mercato un questionario rivolto a produttori e utilizzatori finali sarà preparato e inviato ad esperti ed utilizzatori di biomassa sia nei processi di combustione digestione sia in quelli di anaerobica.

Tra gli importanti aspetti socio-economici della *phytoremediation*, occorre sicuramente valutare i motivi dello scetticismo prevalente tra gli esperti di gestione ambientale, che ne hanno limitato l'implementazione su scala reale finanche a livello di progetti pilota.



Lo scopo complessivo del WP5 del progetto è proprio quello di coinvolgere tutti i soggetti interessati a vario titolo alla gestione sostenibile di suoli e siti contaminati e ridiscutere insieme quelli che sono oggi ritenuti i limiti fondamentali di questa tecnologia per le potenziale valorizzazione delle aree e i nuovi metodi di monitoraggio e migliorare le conoscenze delle sue potenzialità e accettabilità. Questo processo dovrebbe portare alla formulazione di linee guida di intervento il più possibile condivise. Queste includeranno una valutazione quanto più comprensiva possibile dei rapporti:

I risultati saranno frutto dell'analisi dettagliata del progresso delle sperimentazioni di campo (WP1), delle potenzialità di valorizzazione della biomassa (WP2), dell'individuazione di metodi affidabili per la valutazione del rischio e dell'ottimizzazione di utilizzo delle piante (WP3 e WP4).

Al fine di formulare linee guida di intervento condivise, amministratori locali, tecnici, proprietari e gestori di aree inquinate, professionisti interessati a vario titolo alla problematica, saranno individuati, coinvolti in varie forme di discussione e le varie opinioni raccolte e pubblicate negli atti del progetto e in articoli su riviste internazionali.

Un altro scopo del WP5 sarà quello di formulare un sistema di sostegno alle decisioni, più semplice rispetto alle esistenti procedure nazionali, che consenta di valutare varie opzioni di phytoremediation. Questo sistema, integrerà vari aspetti della sostenibilità quali l'analisi SWAT (inclusi uso e riciclo della biomassa), l'analisi LCA e altri aspetti socio economici che oggi influenzano le decisioni e consentono anche un miglior confronto con le altre tecniche di bonifica tradizionali. Il risultato di quest'attività consentirà all'Europa di avere strumenti a supporto delle decisioni paragonabili al regolamento USA Phytotechnology and Decision Trees del 2009. La grande varietà di casi studio reali presenti nel progetto consentirà un'ampia valutazione e la validazione delle linee guida proposte.

## **Conclusioni**

Sebbene sia ampiamente dimostrato che la phytoremediation consenta la conservazione e la rivegetazione di suoli e siti contaminati a costi molto bassi, la riattivazione dei servizi eco sistemici e la valorizzazione delle aree contaminate attraverso la produzione di biomassa con interventi sito-specifici, intorno a



questo approccio di gestione sostenibile di suoli e siti contaminati vi è ancora un generale scetticismo e un conflitto con le normative nazionali in materia ambientale. Per questo motivo, la phytoremediation non è considerata alternativa allo smaltimento in discarica o alle tecniche di ingegneria civile per la bonifica ambientale.

Attraverso un'ampia sperimentazione condotta su un gran numero di casi studio reali ed esperimenti pilota, il progetto GREENLAND chiarirà le potenzialità delle varie opzioni di phytoremediation per il recupero dei suoli inquinati da metalli pesanti attraverso la valutazione ponderata del rischio residuale e della sostenibilità. Il progetto produrrà altresì delle linee guida d'intervento condivise frutto del coinvolgimento di tutti i soggetti interessati alla tematica dell'inquinamento e recupero di suoli e siti contaminati dalle attività dimostrative rivolte alle popolazioni locali su come gestire e minimizzare il rischio associato ad un sito inquinato, e come grazie alla gestione sostenibile possa essere reso nuovamente produttivo.

Inoltre, il progetto consentirà all'Europa di mantenere la leadership nelle scienze e tecnologie ambientali, cioè nella bio-economy, produrrà trasferimento tecnologico e contribuirà anche all'offerta formativa universitaria.





## Fitostabilizzazione e controllo idrologico in un sito multicontaminato da metalli pesanti nell'area industriale di Porto Marghera

L. Pietrosanti, F. Pietrini, G. Matteucci, A. Massacci, R. Aromolo, M.C. Zuin (CNR-IBAF)  
G. Capotorti, A. Nardella (Eni SpA)

### 1. Introduzione

L'utilizzo di essenze arboree Salicaceae (*Populus e Salix spp.*) come pompe idrauliche naturali per rimuovere l'eccesso di acqua dal suolo è legato alla loro notevole capacità di evapotraspirazione che può assommare, in piante di cinque anni, a 100 litri al giorno. Inoltre alle salicaceae sono riconosciute capacità di fitorimedio nei confronti di diversi metalli grazie soprattutto alla loro rapida velocità di crescita, all'estensione dell'apparato radicale e alla capacità specifica di alcuni cloni di accumulare diversi metalli nelle radici e nella parte aerea. Alcuni studi di laboratorio e di campo hanno mostrato l'elevata variabilità fra specie e cloni rispetto alla capacità di gestire un inquinamento da metalli. I pioppi sono generalmente capaci di accumulare Zn e Cd nei tessuti fogliari [1, 2], e sono stati anche usati come bioindicatori per l'inquinamento di As nel suolo; alcuni cloni di salice hanno mostrato buone capacità di rilocalizzazione di Zn e Cd nelle foglie e nei rami [4]. Alcuni pioppi sembrano inoltre ben tollerare la presenza di alcuni metalli pesanti nel suolo, riuscendo a mantenere un buon tasso di crescita anche in suoli fortemente degradati dalla presenza di questi inquinanti.

Per quanto riguarda le capacità di fitoestrazione, in letteratura recentemente si riferisce di una specie di felce, la *Pteris vittata*, che ha mostrato un comportamento di iperaccumulatrice nei confronti dell'As, essendo in grado di assorbire e di rilocalizzare questo elemento nella parte aerea sino a fattori di concentrazione pari a 40 o più [6]. Nonostante le ottime premesse, ad oggi sono stati effettuati numerosi studi in laboratorio ed in microcosmo relativi a questa specie ma risultano ancora limitate le applicazioni in pieno campo.

Nell'ambito di una ricerca ambientale commissionata da ENI in base a queste nozioni è stato pianificato lo studio della capacità delle salicaceae di mitigare



il rischio di percolazione dagli orizzonti superficiali del suolo alla falda sottostante, di As, Cd, Pb e Zn, nonché la capacità fitoestrattiva dell'As da parte della felce *P.vittata*. Il sito sperimentale scelto è stato un'area insulare, denominata "Isola dei Petroli", sita nel distretto industriale della laguna di Venezia, ove attualmente insistono strutture di raffineria, già interessata da operazioni di messa in sicurezza (isolamento idraulico tramite palancole).

## 2. Materiali e metodi

### 2.1 Area di studio

Il campo sperimentale (40x80 m) è stato approntato nel 2004 in un'isola oggetto di ripascimento per diverse decadi con scarti industriali sin dagli albori della industrializzazione di Porto Marghera. Su una superficie di 1.600 m<sup>2</sup>, sono stati trapiantati 2 cloni di *Populus deltoides* Bartr. Ex Marsch. (Dvina and Lena), 1 di *Populus .x canadensis* Moench. (Neva), 2 clone di *Salix matsudana* Koidz. (S76-005 and S76-008) e 1 di *Salix alba* L. (SI64-017), secondo uno schema a blocchi randomizzati con 3 repliche, ad una densità (1x1,5 m) tipica di una *Short Rotation Coppice* (SRC). Ciascuna unità sperimentale consisteva in una fila di 40 piante di ciascun clone. Una parcella contigua colonizzata da essenze erbacee spontanee ha avuto la funzione di tesi controllo; su una sottoarea della stessa sono state trapiantate nella primavera del 2006 circa 100 piantine, derivate da propagazione in serra da spore, di un ecotipo locale della felce *Pteris vittata*.

### 2.2 Analisi del bilancio idrico

Per studiare l'effetto dell'impianto arboreo sul bilancio idrico del sito, l'area sperimentale è stata attrezzata con diversi strumenti e sensori. Le precipitazioni sono state misurate tramite pluviometro, l'umidità del suolo con sensori (TDR, CS615 e CS616, Campbell Inc., USA), installati sia sotto gli alberi sia nella parcella di controllo. Le variazioni di livello della falda superficiale sono state registrate con un diver (TecnoEL) installato in un piezometro all'interno dell'area sperimentale. La traspirazione è stata misurata con sensori di Granier (UPS, Germany), inseriti in piante di 2 anni rappresentative del vigore medio di ciascun clone.

### 2.3 Campionamento ed analisi dei metalli (Cd, Zn, Pb, As)

Il suolo è stato campionato per diverse profondità con diverse repliche; campioni di organi delle piante sono stati presi all'inizio e a fine stagione vegetativa, mentre 12 piezometri sono stati installati nell'area per monitorare l'acqua di prima falda (0-5 m). Sui campioni di suolo essiccati e vagliati a 2 mm sono stati determinati: pH (KCl), contenuto di C ed N (Elemental analyzer CHNS 1108 Carlo Erba) e contenuto dei metalli tramite ICP (Thermo Jarrell, Ash Iris Advantage) dopo digestione del campione con un mix di HNO<sub>3</sub> e HCl (Velp Scientifica TMD20 system). Per la determinazione del contenuto di metalli pesanti i campioni di acqua sono stati filtrati a 0,45 micron e acidificati sino a pH 2 con HNO<sub>3</sub>; le analisi sono state quindi effettuate sui campioni stabilizzati con un GFAA. Varian SpectrAA800 (As, Cd, Pb) e un FAA, Pelkin-elmer 2380, (Zn). La crescita dei cloni di pioppo e salice è stata determinata misurando parametri dendrometrici (quali diametro, altezza) e l'attività fotosintetica con camera fogliare (dati non mostrati).

## 3. Risultati e discussione

### 3.1 Bilancio idrico

Il bilancio idrico è stato stilato per gli anni 2007 e 2008. La traspirazione dell'impianto e le precipitazioni su base mensile sono illustrate in figura 1.

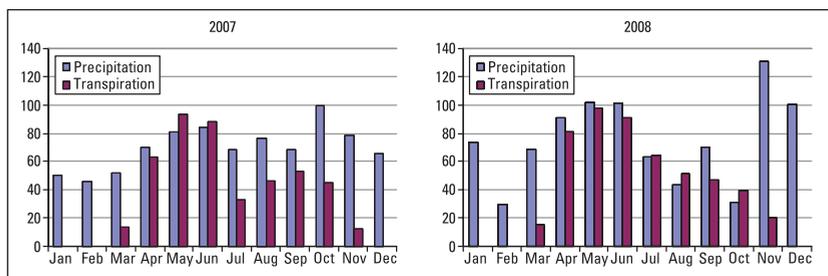


Figura 1 - Precipitazioni e traspirazione (mm) registrate nel 2007 e nel 2008

I dati complessivi dell'anno e della stagione vegetativa sono sintetizzati nella tabella 1, che include il valore dell'Evapotraspirazione potenziale (ETP) calcolata dai parametri climatici.



Nonostante i due anni di monitoraggio siano stati abbastanza diversi da un punto di vista climatico, con il 2007 relativamente più secco (ETP eccedente le precipitazioni) del 2008, la traspirazione dell'impianto è stata simile e capace di restituire in atmosfera l'80% circa delle precipitazioni verificatesi durante la stagione vegetativa. Se alla misurazione effettuata si aggiungono le perdite per evaporazione diretta (acqua intercettata dalla chioma e direttamente evaporata in atmosfera senza raggiungere il suolo), il cui valore tipico per le SRC è circa il 20% delle precipitazioni, si suppone che tutta l'acqua piovana sia stata utilizzata durante la stagione vegetativa, riducendo così il rischio di leaching dei metalli rispetto ad una situazione non vegetata.

	2007	Stagione vegetativa 2007 (mar-nov)	2008	Stagione vegetativa 2008 (mar-nov)
Precipitazioni	772	641	904	700
Traspirazione	513	513	507	507
Evapotraspirazione potenziale (ETP)	990	834	716	629

Tabella 1 - Precipitazioni e traspirazione (mm) registrate nel 2007 e nel 2008

#### A) Caratteristiche del suolo

pH	7,05 ± 0,05
<b>Granulometria</b>	
Sabbia	48 %
Limo	23 %
Argilla	29 %
<b>Concentrazione media metalli (mg/kg)</b>	
As	23,37 ± 5,89
Cd	9,13 ± 1,50
Pb	74,84 ± 9,74
Zn	482 ± 60,29

#### B) Concentrazione metalli a diverse profondità (mg/kg)

	Strato (cm)	As	Cd	Pb	Zn
<b>Limiti di riferimento per uso civile (CSC)</b>		50	15	100	150
<b>Controllo</b>	0-20	7,1	5,8	39,3	281,4
	20-40	9,6	3,6	34,3	249,7
	40-60	4,6	2	25,1	128,4
	60-80	9,8	2,5	37,8	269,1
	80-100	89,8	10	164,4	1.153,7
<b>Piantagione</b>	0-20	19,5	14,9	49	364,8
	20-40	20,5	13,7	49,9	388,5
	40-60	4,4	7,9	56,2	319,6
	60-80	13,4	16,1	51,6	336,8
	80-100	104,9	8,2	188	1.074

Tabella 2 - Analisi del suolo. Media ± SE

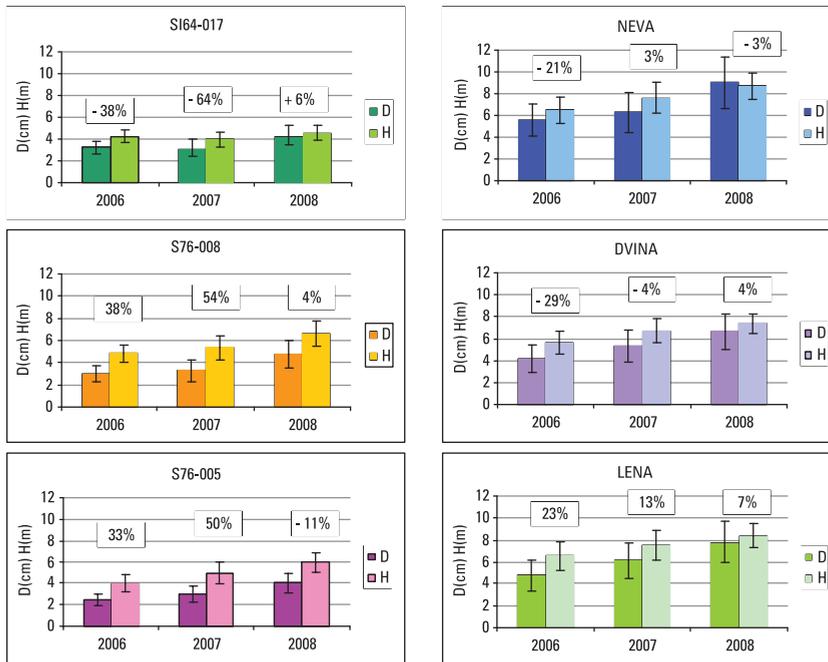


Figura 2 - Caratterizzazione dell'impianto. D: diametro e H: altezza media barimetrica di ciascun clone. Media  $\pm$  SE. I valori fra parentesi indicano le variazioni verificatesi in ciascun anno

### 3.2 Caratterizzazione del sito e condizioni dell'impianto

I risultati dell'analisi del suolo (tabb. 2A e 2B) mostrano una grande eterogeneità del contenuto di metalli pesanti dovuta alla contaminazione spot del sito. Generalmente lo strato maggiormente contaminato è risultato quello compreso fra 80-100 cm di profondità.

Le misure dendrometriche di diametro (D) e altezza (H) indicano che i cloni di pioppo sono cresciuti più rapidamente di quelli di salice ed hanno avuto un migliore tasso di sopravvivenza. Fra i cloni di pioppo Neva ha avuto i parametri di crescita più elevati (fig. 2).

### 3.3 Contenuto dei metalli nei diversi organi della pianta e nell'acqua di falda

Il contenuto di metalli pesanti riscontrato nel 2007 su piante di 3 anni di pioppi e salici è illustrato, separatamente per i diversi organi della pianta, nella figura 3.

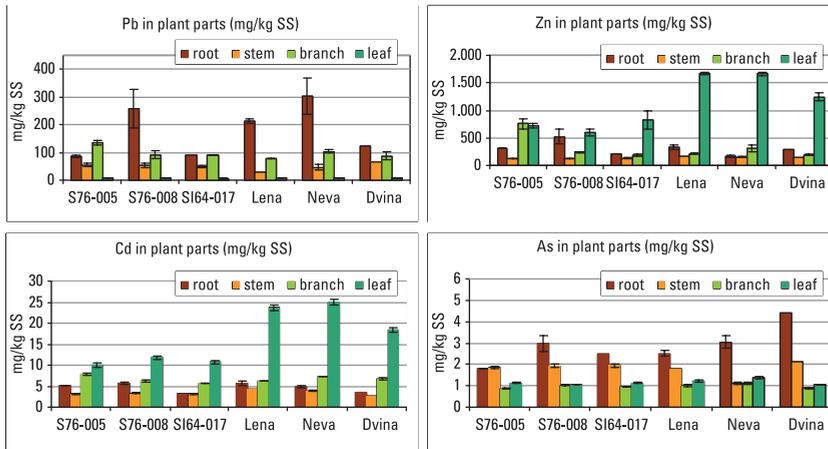


Figura 3 - Concentrazione dei metalli nei diversi organi dei cloni di salice e pioppo di 3 anni di età. Media  $\pm$  SE

In generale i cloni di pioppo mostrano valori più elevati dei salici per ogni singolo inquinante, con Lena e Neva che segnano concentrazioni più elevate rispetto a Dvina. Come comportamento generale Pb e As tendono a concentrarsi maggiormente nelle radici, mentre Zn and Cd nelle parti aeree, confermando quanto reperito in letteratura rispetto alla capacità di assorbimento e rilocalizzazione di questi metalli in *Populus* e *Salix spp.* [1-4-5].

Dai dati di produzione di biomassa (stimata) e di accumulo metalli del clone NEVA una pianta di 3 anni è in grado di accumulare circa 5 mg di Pb, 12 g di Cd, 825 g di Zn e 1 g di As nelle foglie; 824 mg di Pb, 62 g di Cd, 2.343 g di Zn e 16 g di As nel fusto e nei rami; 365 mg di Pb, 8 g di Cd, 439 g di Zn e 6 g di As nelle radici. La stima conseguente delle asportazioni per anno e per ettaro dà luogo a risultati modesti (tab. 3).

Pb	Cd	Zn	As
7,5	0,6	36	0,135

Tabella 3 - Asportazioni di metalli stimate per il clone NEVA (kg ha-1 anno-1)

L'analisi di campioni fogliari campionati in 3 anni consecutivi è illustrata nella figura 4 ed ha un andamento che è coerente con una variazione della biodisponibilità dei metalli e della conseguente capacità di rilocalizzazione nel tempo. Da essa si traggono anche indicazioni sulla validità dei cloni esaminati per un



utilizzo in un progetto di fitostabilizzazione in quanto le foglie cadute nel periodo autunnale possono costituire una fonte di inquinamento dello strato di suolo più superficiale o vengono comunque a contatto con il biota. Questo fenomeno sembra limitato per As e Pb, mentre il Cd potrebbe costituire un problema soprattutto nel caso di utilizzo di alcuni cloni di salice.

Le analisi fogliari mostrano una progressiva riduzione della concentrazione nel tempo per Pb ed As in tutti i cloni, forse in conseguenza di una deplezione nel suolo della frazione più biodisponibile di questi metalli o di una maggiore immobilizzazione degli stessi da parte degli apparati radicali. Quanto al Cd, non è evidente un andamento altrettanto chiaro, essendo stato riscontrato un leggero decremento nei cloni di pioppo ed un leggero incremento per quanto riguarda i salici. L'analisi dei campioni di acqua di falda sembra in accordo con questa ipotesi di diminuita disponibilità dei metalli in seguito all'azione di fitoestrazione-fitostabilizzazione, essendo stato riscontrata nel tempo una riduzione di As e Pb ma non del Cd (fig. 5).

Tuttavia, un'indagine idrogeologica più accurata è ritenuta necessaria per validare questa ipotesi.

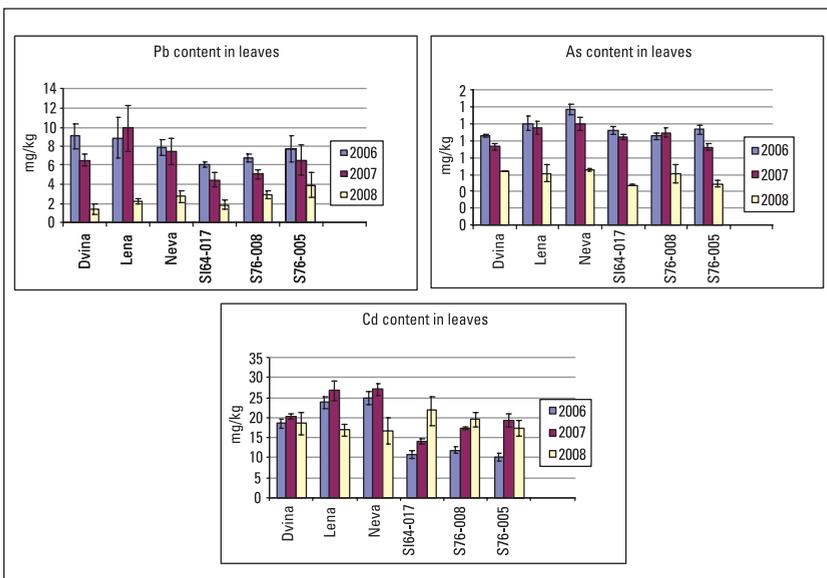


Figura 4 - Analisi fogliari dei cloni in 3 anni consecutivi

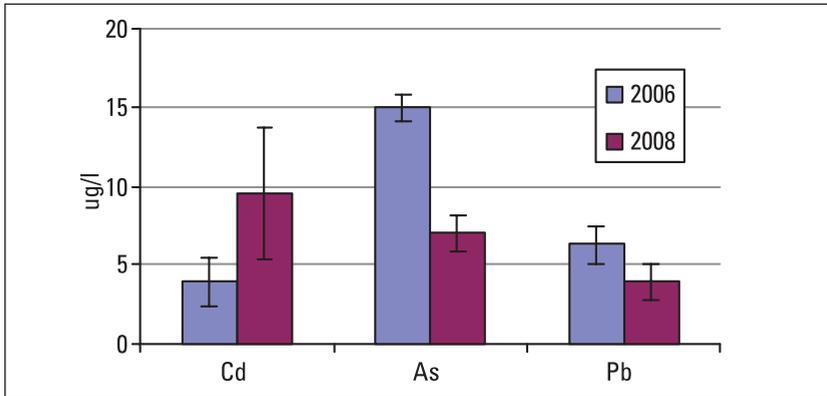


Figura 5 - Concentrazione metalli nella falda superficiale. Media  $\pm$  SE. n=12

### 3.4 Fitoestrazione As con *P.vittata*

Le piante trapiantate nell'“Isola dei Petroli” hanno sviluppato meno biomassa (circa il 50%) rispetto a piante coltivate in un'area vicina non contaminata. Su alcune piante è stata misurata la concentrazione di As, Pb e Zn separatamente in foglie vecchie e giovani e nelle radici, nonché nel primo strato di suolo su cui insisteva la parcella sperimentale a 4 mesi circa dal trapianto. I risultati analitici hanno mostrato che l'ecotipo utilizzato è in grado di iperaccumulare As nelle fronde con un fattore di accumulo, rispetto al suolo, di 15 e 38 volte (foglia giovane e vecchia rispettivamente) in buon accordo con quanto riportato in letteratura [6]. Anche lo Zn ed il Pb sono leggermente assorbiti nelle radici, ma non rilocali altrettanto efficacemente nella parte aerea (tab. 4).

	As	Pb	Zn
Foglia giovane	196 $\pm$ 31	2,9 $\pm$ 1,1	108,7 $\pm$ 11,2
Foglia vecchia	469 $\pm$ 57	5,5 $\pm$ 1,5	90,8 $\pm$ 7,2
Radici	37 $\pm$ 8	65,4 $\pm$ 6,7	406,0 $\pm$ 23,8
Suolo (0-20 cm)	12 $\pm$ 3	33,5 $\pm$ 6,4	349,2 $\pm$ 25,1

Tabella 4 - Concentrazione dei metalli in diversi organi di *P.vittata*

## 4. Conclusioni

In generale, si può affermare che la migliore forma di gestione dell'inquinamento, applicabile allo specifico sito, è quella di sfruttare la capacità evapotraspirati-



va delle piante per migliorare il bilancio idrico sì da ridurre il movimento degli inquinanti nel profilo del suolo. Fra le due specie in prova il pioppo ha mostrato, pur con una variabilità fra i cloni, ritmi di accrescimento soddisfacenti e capacità evapotraspirative migliori rispetto al salice. D'altra parte, una strategia di bonifica dei metalli sotto le concentrazioni soglia di contaminazione tramite la fitoestrazione con le salicaceae non sembra un'opzione applicabile, considerando le asportazioni modeste e i tempi, teoricamente molto lunghi, per portare gli spot inquinati sotto tali limiti. L'azione sulla frazione più biodisponibile dei metalli può essere invece decisamente più importante. Conseguentemente, l'applicazione dell'analisi di rischio sarebbe in grado di valorizzare correttamente l'azione di fitoestrazione di queste essenze arboree.

L'utilizzo della felce iperaccumulatrice *Pteris vittata*, per la fitoestrazione dell'As dallo strato più superficiale del suolo, rivela una notevole potenzialità qualora ne sia affinata la tecnica agronomica per massimizzare la produzione di biomassa.

#### Ringraziamenti

Si ringraziano il CNR Pisa, Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, per il lavoro svolto negli anni precedenti sull'area sperimentale oggetto di studi, e il CRA Casale Monferrato, Istituto Sperimentale per la Pioppicoltura, per aver fornito i cloni di salice e pioppo e l'assistenza prestata nelle fasi di affrancamento dell'impianto.

#### Bibliografia

- [1] Gallagher F.J., I.Pechmann, J.D. Bogden, J. Grabosky, P.Weis (2008) "Soil metal concentrations and vegetative assemblage structure in an urban brownfield", *Environmental Pollution* 153, 351-361.
- [2] Chang P., J.Y Kim, K.W Kim. (2005) "Concentration of arsenic and heavy metals in vegetation at two abandoned mine tailings in South Korea", *Environmental Geochemistry and Health* 27,109-119.
- [3] Madejon P., T. Maranon, J.M.Murillo, B. Robinson (2004) "White poplar (*Populus alba*) as a biomonitor of trace elements in contaminated riparian forests", *Environmental Pollution* 132, 145-155.
- [4] Rosselli W., C.Keller, K.Boschi (2003) "Phytoextraction capacity of trees growing on a metal contaminated soil", *Plant and Soil* 256, 265-272.
- [5] Unterbrunner R., M. Puschenreiter, P. Sommer, G. Wieshammer, P. Tlustos, M. Zupan, W.W. Wenzel (2007) "Heavy metal accumulation in trees growing on contaminated sites in Central Europe", *Environmental Pollution* 148,107-114.
- [6] Ma L.Q., Komar K.M., Tu C., Zhang W., Cai Y., Kennelley E.D.,- A fern that hyperaccumulates arsenic. *Nature* 409: 579, 2001.





## **Biorisanamento di acque sotterranee contaminate da solventi clorurati: batteri responsabili del processo e strategie applicative**

S. Rossetti, F. Aulenta, V. Tandoi (Istituto di ricerca sulle acque IRSA-CNR)  
M. Majone, B. Matturro, M. Petrangeli Papini (Dipartimento di Chimica, Università "La Sapienza" di Roma)

### **1. Tecnologie di biorisanamento in situ di siti contaminati da solventi clorurati**

La contaminazione di acque sotterranee da solventi clorurati, e la necessaria bonifica, rappresentano un rilevante problema nel settore del risanamento ambientale a causa della loro tossicità e dei conseguenti effetti che questi comportano sulla salute umana e sull'ambiente in generale. L'impiego estensivo di tali composti in vari settori industriali, in agricoltura e in applicazioni anche non commerciali, ne ha provocato la diffusione incontrollata nell'ambiente. I solventi clorurati sono considerati tra i maggiori responsabili dell'inquinamento di falde acquifere e di terreni sia in Europa sia negli Stati Uniti. Solo negli anni '70 fu riconosciuto il potenziale tossico di tali classi di inquinanti e si iniziò ad ottimizzarne l'impiego e a limitarne l'esposizione umana. A causa del buon potere solvente, propellente e della scarsa infiammabilità, i solventi clorurati sono stati e sono ancora impiegati nell'industria meccanica come agenti sgrassanti di parti metalliche, nelle tintorie o lavanderie chimiche, nell'industria orologiera ed in quella cartaria. L'impiego estensivo è stato determinato dall'economicità di tali prodotti, dalla facilità di manipolazione e dall'assenza di odori sgradevoli connessi al loro utilizzo.

La biodegradazione di tali composti avviene molto lentamente in condizioni naturali ed è generalmente mediata da microrganismi naturalmente presenti nelle aree contaminate che si sono adattati alla presenza del contaminante. Le cinetiche di biodegradazione di tali composti sono in genere piuttosto limitate, spesso a causa della mancanza nell'acquifero di adeguate condizioni ambientali (idonee condizioni redox, opportuno donatore di elettroni, nutrienti, ecc.) che determinano lunghi tempi per il recupero del sito contaminato. Tuttavia, sono disponibili delle tecnologie di bonifica di suoli e/o acque di falda basate sull'impiego controllato di microrganismi per rimuovere sostanze inquinanti ed i connessi



rischi sul piano sanitario ed ambientale. I processi di rimozione biologica degli inquinanti sono molteplici: l'inquinante è convertito in un prodotto innocuo, e/o meno tossico, e/o meno mobile, da parte di microrganismi (batteri naturalmente presenti o introdotti ad hoc) caratterizzati da dimensioni ridotte (0,2-3  $\mu\text{m}$ ), da un elevato rapporto superficie/volume, da elevate velocità di trasporto di nutrienti e da una elevata attività metabolica.

Rispetto a tecnologie "ex situ", che richiedono l'escavazione del terreno o il pompaggio dell'acqua di falda e il successivo trattamento (chimico-fisico) in impianti fuori terra, i vantaggi di tali tecnologie riguardano essenzialmente

- 1) i minori costi di gestione ed esercizio;
- 2) l'effettiva degradazione delle sostanze inquinanti (non solo trasferimento di fase come nel caso della maggior parte delle tecnologie chimico-fisiche quali "air-sparging"; "soil-vapour extraction", "soil washing", ecc.);
- 3) un basso impatto ambientale in quanto si basano sulla stimolazione di processi naturali (attraverso l'aggiunta di substrati e nutrienti);
- 4) applicazione ad aree molto estese e/o poco accessibili.

Complessivamente, l'insieme di tali peculiarità rendono il processo di biorisanamento in situ applicabile in un'ampia gamma di situazioni ambientali anche in combinazione con altre tecnologie che si basano sull'utilizzo e/o stimolazione di processi naturali (fitorimediazione per il recupero di suoli con contaminazioni superficiali di solventi clorurati).

Di contro, tale tecnologia richiede una maggiore attività di caratterizzazione (geochimica, idrogeologica, microbiologica) in fase progettuale e lunghi tempi di esercizio (le velocità delle reazioni biologiche sono relativamente basse).

A causa del loro elevato grado di clorurazione, i contaminanti quali PCE (tetracloroetilene) e TCE (tricloroetilene) sono raramente ossidati in condizioni aerobiche (solo ossidazione co-metabolica). La degradazione ossidativa è invece più semplice per composti a minor grado di clorurazione quali DCE e VC (anche metabolica). La dechlorazione riduttiva di eteni clorurati rappresenta pertanto il processo principale attraverso cui solventi alto-clorurati sono completamente ridotti a composti innocui non clorurati come l'etilene. Tale processo richiede un donatore di elettroni esterno (fonte di carbonio organico e/o  $\text{H}_2$ ) ed è effettuato da microrganismi anaerobici altamente specializzati.

Il biorisanamento anaerobico di acque di falda contaminate da solventi clorurati

(in particolare PCE e TCE) è un processo consolidato a livello internazionale e numerose sono le realizzazioni in piena scala. Il processo, come rappresentato schematicamente in figura 1, si basa sulla capacità dei microrganismi, naturalmente residenti nell'area contaminata, di utilizzare i solventi clorurati per le proprie esigenze metaboliche trasformandoli in composti non tossici e compatibili da un punto di vista ambientale. Il processo procede tramite la graduale sostituzione degli atomi di cloro con atomi di idrogeno, fino alla formazione di prodotti innocui, non clorurati come l'etilene.

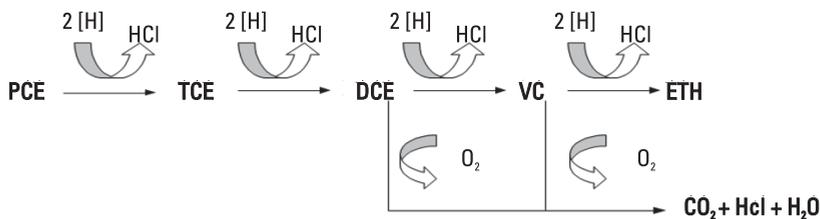


Figura 1 - Rappresentazione schematica dei processi di biodegradazione anaerobica/aerobica di eteni clorurati

Sono note diverse specie batteriche anaerobiche in grado di crescere con clorureti come accettori finali di elettroni. In tabella 1 sono riportate le principali specie dechloranti note unitamente alle loro potenzialità metaboliche nel processo di dechlorazione riduttiva di eteni alto-clorurati. Solo specie appartenenti al genere *Dehalococcoides* sono in grado di effettuare la completa dechlorazione riduttiva mentre la maggior parte dei batteri dechloranti noti non è in grado di spingere il processo oltre cDCE.

A seguito delle informazioni a disposizione riguardo l'identità e il metabolismo di microrganismi coinvolti nel processo di dechlorazione riduttiva, la disponibilità di metodologie di analisi che consentano l'individuazione nell'area contaminata di batteri dechloranti (in particolare di *Dehalococcoides spp.*) può pertanto fornire una preliminare ma utile informazione riguardo alle potenzialità di biorisanamento del sito contaminato così come consentire un più accurato monitoraggio e controllo del processo biodegradativo stesso nel corso di un intervento di bonifica.

Nella relazione sono stati riportati diversi esempi di caratterizzazione biomolecolare di *Dehalococcoides spp.* nell'ambito di attività di monitoraggio finalizzate



alla definizione del potenziale di biorisanamento di siti contaminati da solventi clorurati. La validazione di tali metodologie ottenuta a seguito dell'applicazione su campioni ambientali (sia acqua di falda sia suolo) può consentire l'impiego di tali strumenti di indagine nell'ambito di attività di biorecupero anche diversificate e non strettamente correlate alla valutazione di "attenuazione naturale" ed al biorisanamento *in situ* (ad esempio biorecupero combinato fitorimediazione-biorisanamento *in situ*, rizorimediazione ecc.).

Microrganismo	Donatore di elettroni	Prodotto finale
<i>Desulfotobacterium</i> Viet1	H <sub>2</sub>	TCE
<i>Desulfotobacterium</i> PCE1	H <sub>2</sub>	TCE
<i>Desulfotobacterium drappieri</i> TCE1	H <sub>2</sub>	cDCE
<i>Desulfotobacterium</i> PCE-S	H <sub>2</sub>	cDCE
<i>Desulfotobacterium</i> Y 51	H <sub>2</sub>	cDCE
<i>Clostridium bifermentans</i>	H <sub>2</sub>	cDCE
<i>Dehalobacter restrictus</i> PER-K22 e TCEA	H <sub>2</sub>	cDCE
<i>Enterobacter agglomerans</i> MS-1	Acetato	cDCE
<i>Desulforomonas chloroethenica</i> TT4B	Acetato	cDCE
<i>Desulforomonas michiganensis</i> BB1 e BRS1	Acetato	cDCE
<i>Geobacter lovleyi</i> SZ	Acetato	cDCE
<i>Sulfurospirillum multivorans</i>	H <sub>2</sub>	cDCE
<i>Sulfurospirillum halorespirans</i> PCE-M2	H <sub>2</sub>	cDCE
<i>Dehalococcoides ethenogenes</i> 195	H <sub>2</sub>	etene
<i>Dehalococcoides</i> FL2	H <sub>2</sub>	etene
<i>Dehalococcoides</i> BAV	H <sub>2</sub>	etene
<i>Dehalococcoides</i> VS	H <sub>2</sub>	etene
<i>Dehalococcoides</i> GT	H <sub>2</sub>	etene

Tabella1 - Principali batteri dechloranti di eteni clorurati, donatori di elettroni e prodotti finali del processo di dechlorazione riduttiva

## 2. Strumenti di indagine biomolecolare per la stima di microrganismi responsabili dei processi di biodegradazione

Per verificare la presenza di popolazioni microbiche native in grado di condurre la dechlorazione riduttiva in siti contaminati è necessario utilizzare metodi avanzati di caratterizzazione microbiologica. Le tecniche di biologia molecolare sono infatti caratterizzate da una elevata specificità nell'identificazione microbica e da tempi di indagine notevolmente ridotti (~ 3 ore) rispetto ai metodi convenzionali. Tali metodologie assumono maggiore rilievo in studi ambientali dove le metodologie tradizionali, che prevedono l'isolamento in coltura pura del microrganismo di interesse, sono molto spesso fallimentari. Ciò è principalmente determinato dai noti

limiti degli approcci coltivazione-dipendenti; solo una piccola porzione di microrganismi è infatti coltivabile in laboratorio. Le indicazioni fornite dall'applicazione di queste tecniche avanzate di caratterizzazione microbiologica sono di notevole ausilio, in aggiunta alle informazioni ottenute a seguito della caratterizzazione geo-chimica del sito, sia nella valutazione predittiva del potenziale di biorisanamento che nella definizione di una più completa caratterizzazione del sito contaminato. L'abbondanza di batteri attivi coinvolti nei processi di biodegradazione dei contaminanti e/o di gruppi funzionali che li supportano (ad esempio, fornendo H<sub>2</sub> o nutrienti ai batteri dechloranti) o che competono con essi (ad esempio, batteri solfato- e ferro-riduttori, metanogeni ecc.) può essere stimata mediante l'applicazione di tecniche di ibridazione in situ quali la FISH (Fluorescence in Situ Hybridization) e la CARD-FISH (Catalysed Reporter Deposition FISH), diffusamente impiegate per l'identificazione, la quantificazione, e la caratterizzazione di popolazioni microbiche in campioni ambientali.

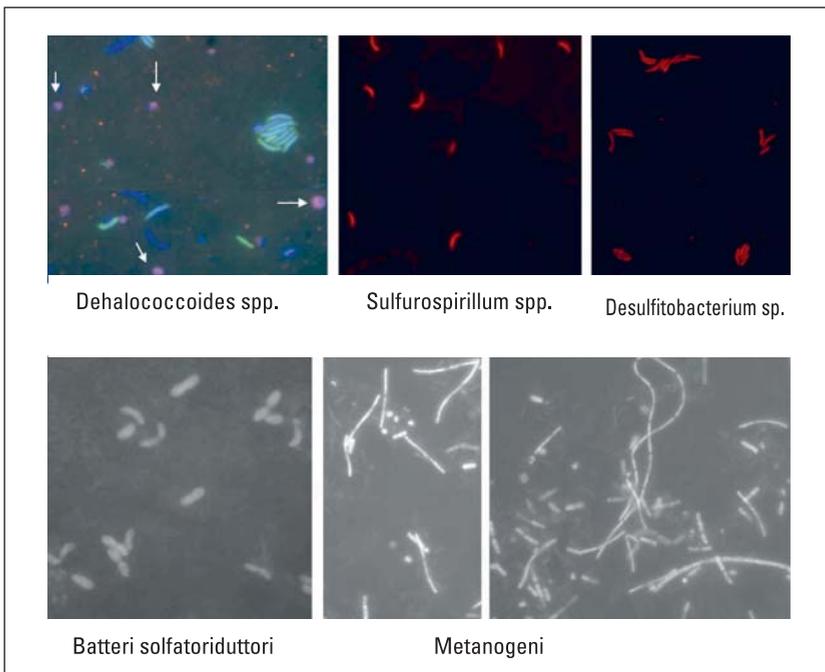


Figura 2 - Esempi di applicazione della tecnica FISH/CARD-FISH in campioni ambientali per l'identificazione di batteri dechloranti (*Dehalococcoides* spp., *Sulfurospirillum* e *Desulfotobacterium* spp.) e di gruppi funzionali competitori, quali i batteri solfatoriduttori e metanogeni



L'identificazione di singole cellule avviene mediante ibridazione di specifiche sequenze di 16S rRNA intracellulare con sonde molecolari fluorescenti; le cellule ibridate emettono fluorescenza e possono essere visualizzate mediante semplice analisi con microscopia ad epifluorescenza. La prima applicazione risale alla fine degli anni ottanta e a partire da quel momento la FISH si è imposta come una delle principali tecniche per l'analisi rapida e specifica di microrganismi ambientali. In figura 2 sono riportati alcuni esempi di applicazione di tali metodologie in campioni di acqua e suolo contaminati da solventi clorurati per il riconoscimento di specie dechloranti.

### **3. Biomonitoraggio di batteri degradatori (biomarker di contaminazione) in campioni ambientali**

Le tecniche di ibridazione in situ possono essere applicate in combinazione con metodi biomolecolari basati sull'impiego della PCR (Polymerase Chain Reaction) che consentono il riconoscimento e l'amplificazione di specifiche sequenze geniche nell'ambito delle informazioni contenute nel genoma di ogni organismo vivente. La PCR quantitativa (qPCR) e la "Reverse Transcription quantitative PCR", RT-qPCR, consentono di avere maggiori informazioni riguardo alle potenzialità metaboliche dei microrganismi dechloranti identificati con le tecniche di ibridazione in situ. Nel caso specifico di Dehalococcoides, tali metodologie consentono di discriminare i ceppi con diverse capacità metaboliche (fig. 3) attraverso l'analisi di geni funzionali (dehalogenasi, enzimi coinvolti nelle diverse fasi del processo sequenziale di dechlorazione riduttiva) e di verificarne l'effettiva attività attraverso l'analisi dell'espressione di tali geni funzionali.

Come descritto in tabella 2, l'applicazione combinata di tali approcci consente di definire le abbondanze dei microrganismi degradatori (esprese come numero di cellule per volume di acqua) e di ottenere la chiara indicazione della presenza nell'acqua contaminata di specie attive di Dehalococcoides in grado di spingere o meno il processo di dechlorazione riduttiva oltre cDCE.

I principali risultati ottenibili dall'applicazione combinata delle diverse metodologie sono presentati schematicamente in tabella 2 e sono organizzati su tre diversi livelli di informazione:

- 1) quantificazione delle specie dechloranti;
- 2) definizione delle potenzialità metaboliche;

3) verifica di processi declorazione riduttiva in corso.

Il contributo delle tecniche di ibridazione in situ è particolarmente cruciale soprattutto nella fase di caratterizzazione preliminare di un sito contaminato in quanto fornisce la fondamentale informazione della presenza di specie microbiche decloranti nell'area inquinata.

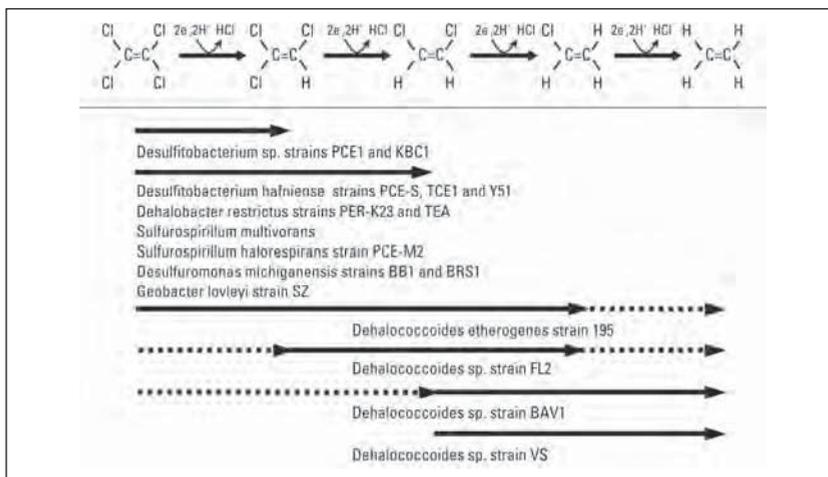


Figura 3 - Potenzialità metaboliche dei batteri decloranti nella degradazione anaerobica di PCE ad etilene (linea continua: declorazione metabolica; linea tratteggiata: declorazione co-metabolica)

Tecnica	Livelli di informazione	Gene bersaglio
<b>FISH/CARD-FISH</b> (numero di cellule)	<i>Dominio:</i> Batteri totali Archaea totali  <i>Genere:</i> Batteri decloranti Competitori di batteri decloranti	16S rRNA
<b>qPCR</b> (copie geniche)	<i>Ceppo:</i> <i>Dehalococcoides</i> ceppo 195 <i>Dehalococcoides</i> ceppo FL2 <i>Dehalococcoides</i> ceppo BAV1 <i>Dehalococcoides</i> ceppo VS	16S rRNA tceA bvcA vcrA
<b>RT-qPCR</b> (trascritti per gene)	<i>Attività metabolica:</i> decalogenasi	tceA bvcA vcrA

Tabella 2. - Protocollo di indagine impiegato per il biomonitoraggio di acqua di falda contaminata da solventi clorurati



#### 4. Considerazioni conclusive

Le metodologie biomolecolari rappresentano un ausilio importante nella caratterizzazione microbiologica dei processi di bonifica di siti contaminati. L'esperienza maturata dal gruppo di ricerca nel corso degli ultimi anni ha infatti evidenziato l'alto potenziale applicativo di tali metodologie per monitorare microrganismi coinvolti nella biodegradazione di contaminanti direttamente nelle matrici ambientali e come efficaci strumenti predittivi della capacità di biorecupero di aree inquinate.

Le peculiarità delle tecniche biomolecolari (tecniche di ibridazioni in situ combinate con qPCR e RT-qPCR) le rende applicabili anche ad altre tipologie di bonifica alternative quali il fitorimediazione (ad esempio nello studio di processi di rizodegradazione dei contaminanti).

#### Riferimenti bibliografici

- Amman R., Bernhard M.F. (2008). Single-cell identification in microbial communities by improved fluorescence in situ hybridization techniques. *Nat Rev Microbiol* 6: 339-348.
- Aulenta F., Canosa A., Leccese, M., Petrangeli, M.P., Majone, M., Viotti, P. (2007). Field study in situ bioremediation of a chlorinated solvent source zone. *Ind Eng Chem Res* 46: 6812-6819
- Aulenta F., Gossett, J.M., Papini M.P., Rossetti S., Majone M. (2005). Comparative study of methanol, butyrate, and hydrogen as electron donors for long-term dechlorination of tetrachloroethene in mixed anaerobic cultures. *Biotech Bioeng* 91: 743-753.
- Aulenta F., Pera A., Rossetti S., Petrangeli Papini M., Majone M. (2007). Relevance of side reactions in anaerobic reductive dechlorination microcosms amended with different electron donors. *Water Research*, 41 (1), 27-38.
- Aulenta F., Potalivo M., Majone M., Papini M.P., Tandoi V. (2006). Anaerobic bioremediation of groundwater containing a mixture of 1,1,2,2-tetrachloroethane and chloroethenes. *Biodegradation* 17: 193-206.
- Aulenta F., Rossetti S., Majone M., Tandoi V. (2004). Detection and quantitative estimation of Dehalococcoides spp. in a dechlorinating bioreactor by a combination of fluorescent in situ hybridisation (FISH) and kinetic analysis. *Appl Microbiol Biotechnol* 64: 206-212.
- Fazi S., Aulenta F., Majone M., Rossetti S. (2008). Improved quantification of Dehalococcoides species by fluorescence in situ hybridization and catalyzed reporter deposition. *Systematic and Applied Microbiology*, 31(1), 62-67.
- Rossetti S., Aulenta F., Majone, M., Crocetti G., Tandoi V. (2008). "Structure analysis and performance of a microbial community from a contaminated aquifer involved in the complete reductive dechlorination of 1,1,2,2-tetrachloroethane to ethane". *Biotechnology and Bioengineering* 100 (2), 240-249.
- Volpe A., Del Moro G., Rossetti S., Tandoi V., Lopez A. (2007). "Remediation of PCE-contaminated groundwater from an industrial site in southern Italy: A laboratory-scale study" *Process Biochemistry* 42 (11), 1498-1505.
- Volpe A., Del Moro G., Rossetti S., Tandoi V., Lopez A. (2009). Enhanced bioremediation of methyl tert-butyl ether (MTBE) by microbial consortia obtained from contaminated aquifer material. *Chemosphere*, 75(2), 149-155.



## Esperienze di fitorisanamento presso due aree industriali

Luca Marchiol (Dipartimento Scienze Agrarie e Ambientali, Università degli Sru di Udine)

Guido Fellet (Dipartimento Scienze Agrarie e Ambientali, Università degli Sru di Udine)

Giuseppe Zerbi (Dipartimento Scienze Agrarie e Ambientali, Università degli Sru di Udine)

Francesco Boscutti (Dipartimento Scienze Agrarie e Ambientali, Università degli Sru di Udine)

Barbara Conte (Lande srl)

Carlo Montella (ENI-Syndial spa)

Carmine Guarino (Dipartimento Scienze Biologiche, Geologiche e Ambientali, Università del Sannio)

### 1. Introduzione

Qualsiasi tecnologia trova estesa applicazione dopo approfondite verifiche sulla sua efficacia. Le tecniche di fitorimediazione non sfuggono a questa necessità. Sebbene le ricerche condotte negli ultimi vent'anni, abbiano contribuito a migliorare in modo rilevante la conoscenza sui meccanismi biologici sui quali si basano, esse non possono ancora essere considerate pienamente in grado di garantire le prestazioni attese a fronte della complessa casistica dei siti inquinati.

In questo scenario la complessità dei fattori in gioco è molto elevata. La variabilità spaziale delle condizioni del suolo – pH, tessitura, sostanza organica e nutrienti, per ricordarne solamente alcuni tra quelli in grado di influenzare le relazioni pianta/contaminante – e soprattutto quella dei parametri che riguardano direttamente i contaminanti, come ad esempio la concentrazione totale e la frazione biodisponibile dei metalli pesanti, il fatto dei contaminanti organici, sono variabili il cui effetto sull'efficienza del sistema non è osservabile in condizioni sperimentali semplificate. In condizioni reali a questa complessità già elevata, va aggiunta la componente vegetale a costituire un sistema da governare per finalità utilitaristiche (la bonifica del suolo) mediante una gestione agronomica.

Nonostante la rilevante mole di conoscenze acquisite le principali incertezze sono dovute al fatto che nella gran parte dei lavori pubblicati si estendono alla dimensione applicativa osservazioni condotte in sistemi sperimentali confinati (micro/mesosomi, lisimetri, ecc.). Utilizzando risultati ottenuti a questo livello di scala sono state condotte estrapolazioni per riferire i dati a ettaro, ottenendo lusinghieri risultati. Ciò si è rivelato un errore. I risultati così ottenuti hanno alimentato attese eccessive la cui delusione ha provocato un certo raffreddamento dell'interesse e la contrazione delle risorse investite per lo sviluppo delle applica-



zioni del fitorimedia. A un'intensa ricerca di base non è seguita una altrettanto intensa sperimentazione di campo, mentre molteplici aspetti strettamente legati alla gestione agronomica richiedono di essere precisati nelle condizioni in cui il fitorimedia è applicato e gestito nel tempo. Oltre a questo, alcuni aspetti molto importanti manifestano pienamente la loro influenza sul processo di fitorimedia a scala reale.

Si consideri ad esempio il problema dei suoli caratterizzati da contaminazione multipla.

La maggior parte dei suoli contaminati da metalli pesanti contiene due o più elementi in eccesso. Ad esempio, combinazioni di piombo e zinco sono presenti in suoli urbani, mentre cadmio, piombo, rame e zinco sono spesso rilevati in terreni inquinati da emissioni provocate da industrie siderurgiche. Situazioni ancora più complesse, con suoli contaminati da metalli pesanti e composti organici, sono tipicamente presenti in aree impattate dell'industria petrolchimica.

In questo caso la tecnologia adottata per la bonifica del suolo dovrà essere in grado di rimuovere tutti i contaminanti. Molti studi – pure fornendo risultati interessanti – sono stati condotti in condizioni artificiali, esponendo le piante a un singolo contaminante. In realtà, è piuttosto improbabile che la medesima pianta esposta a più inquinanti si comporti allo stesso modo. Ciò significa che, ad esempio, per un intervento di fitoestrazione su un suolo multi contaminato sarebbe necessario coltivare specie diverse individuate in base alla loro specializzazione.

Questo e altri aspetti di debolezza da consolidare con una robusta sperimentazione, sono stati riassunti da Dickinson *et al.* (2009) e Mench *et al.* (2010). Un'indagine condotta da Vangronsveld *et al.* (2009) ha prodotto un censimento sulle sperimentazioni di fitorimedia *in situ* in atto in Europa nel periodo 2002-2008, dimostrandone la distribuzione e il numero non elevato (tab. 1).

Nel nostro paese una delle difficoltà da affrontare per passare dalla scala-laboratorio alla scala-pilota è rappresentata dal combinato disposto di norme che restringono fortemente l'accesso ai siti inquinati censiti per motivi di sicurezza. Ciò non significa che la possibilità di allestire prove sperimentali non sia ammessa, tuttavia essa non è chiaramente inquadrata.



Per questo motivo può accadere che le pubbliche amministrazioni, potenzialmente interessate ai risultati della ricerca per i vantaggi legati all'abbattimento dei costi di bonifica, non sappiano attraverso quali percorsi amministrativi autorizzare le attività medesime (Marchiol *et al.*, 2005).

Questo è un aspetto fondamentale anche riguardo alla necessità di sostenere con fondi pubblici e privati la ricerca e la sperimentazione sul fitorisanamento.

Elemento inquinante	Specie	Località
Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn	<i>S. viminalis</i>	B – Menen (Vervaeke et al., 2003; Meers et al., 2005)
Cd, Cu, Zn	<i>Q. robur</i> , <i>P. alba</i> , <i>A. pseudo-platanus</i>	B – Deinze (Vandecasteele et al., 2008)
Cd, Cu, Zn	<i>S. viminalis</i> , <i>N. tabacum</i> , <i>H. annuus</i> , <i>B. juncea</i> , <i>Z. mays</i> , <i>T. caerulea</i> , <i>T. caerulea</i>	CH – Dornach, Caslano (Keller et al., 2003; Hammer and Keller 2003)
	<i>B. pendula</i> , <i>S. viminalis</i> , <i>A. incana</i> , <i>F. excelsior</i>	CH – Le Locle (Rosselli et al., 2003)
Cd, Pb	<i>Z. mays</i>	CZ – Pribram (Neugschwandtner et al., 2008)
Pb	<i>Pelargonium cvs</i>	F – Bazoches [Arshad et al., 2008]
Cd, Zn	<i>T. caerulea</i>	F – La Bouzule [Schwartz et al., 2003]
As, Cu, Cd, Co, Pb, Zn	<i>H. annuus</i> , <i>S. bicolor</i> , <i>Salix spp.</i> , <i>Populus spp.</i>	I – Torviscosa [Marchiol et al., 2007; Vamerali et al., 2009]
Cd, Zn	<i>B. napus</i>	NL – Budel [Grispen et al., 2006]
Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn	<i>S. viminalis</i>	S – Uppsala, Enköping [Klang-Westin and Eriksson 2003; [14]Dimitriou et al., 2006]
Pb, Zn, Cu, Cd	<i>B. carinata</i> , <i>B. juncea</i>	SP – Aznalcollar [del Río et al., 2000]
Pb, Sb, Tl, Zn	<i>O. europea</i> , <i>P. alba</i> , <i>Mediterranean shrubs</i>	SP – Aznalcollar [Dominguez et al., 2008]
Cd, Zn	<i>T. caerulea</i> , <i>A. halleri</i>	UK – Bedfordshire [McGrath et al., 2006]
As, Cd, Cu, Ni	<i>Betula spp.</i>	UK – Liverpool [French et al., 2006]
Cu	<i>Alnus spp.</i> , <i>C. monogyna</i> , <i>S. caprea</i>	UK – Merseyside [Dickinson, 2000]
Cd, Cu, Ni, Zn	<i>Salix spp.</i> , <i>T. caerulea</i>	UK – Nottingham [Pulford et al., 2002; Maxted et al., 2007a,b]
Cd, Cu, Zn	<i>Salix spp.</i>	UK – Warrington [King et al., 2006]

Tabella 1 – Sperimentazioni di fitorimedia in situ condotte in Europa (elaborazioni da Vansgrovel et al., 2009)



Questo lavoro illustra due esperienze di fitorisanamento in SIN (Siti inquinati di Interesse Nazionale). La prima è stata condotta nel biennio 2004-2005 nell'ambito di un Progetto di Rilevante Interesse Nazionale (PRIN) presso l'area Caffaro (Torviscosa, Udine) compresa nel SIN "Laguna di Grado e Marano". La seconda esperienza si riferisce alle fasi iniziali del percorso progettuale dell'intervento di fitorimediazione che sarà condotto all'interno dello stabilimento Ex Pertusola Sud (Crotone), inserito nel SIN "Crotone, Cassano e Cerchiara".

## 2. Area Caffaro, Torviscosa (Udine)

Fondata e sviluppata alla fine degli anni 30 in un territorio bonificato della Bassa Friulana, Torviscosa è una delle *company towns* italiane. Lo stabilimento chimico di Torviscosa (Udine) è stato realizzato dalla SNIA e inaugurato nel 1938 per la produzione di cellulosa e fibre sintetiche da biomasse vegetali. In seguito sono entrati in funzione altri impianti per la produzione di caprolattame e altri intermedi di chimica fine.

La presenza di un impianto cloro-soda ha causato nell'area circostante seri problemi d'inquinamento da mercurio e altre sostanze. L'intera area dello stabilimento è stata compresa nel perimetro del SIN Laguna di Grado e Marano (DM 48/2001).

All'interno dello stabilimento è stata avviata una sperimentazione sulla fitoestrazione di metalli pesanti in un'area inquinata da ceneri di pirite (fig. 1). Tale materiale, in origine, conteneva grandi quantità di ferro (60/85%), residui di zolfo (3-6%) e forti concentrazioni di zinco, rame, piombo, cadmio e arsenico, elementi in traccia presenti nel minerale.



Figura 1 – Vista aerea e a terra dell'area sperimentale allestita presso l'area Caffaro di Torviscosa.



Il substrato del sito sperimentale presentava la seguente composizione fisico-chimica: sabbia 69,4%, limo grosso 25,4%, argilla 5,17%, pH 7,75,  $C_{org}$  9,10 g kg<sup>-1</sup>, CSC 5,50 cmol+ kg<sup>-1</sup>, conduttività elettrica 2,65 ms cm<sup>-1</sup>,  $P_{scambiabile}$  7,78 mg kg<sup>-1</sup>,  $K_{scambiabile}$  132 mg kg<sup>-1</sup> e Fe totale 9,02 g kg<sup>-1</sup> (Marchiol *et al.*, 2007). Le concentrazioni di As (309 mg kg<sup>-1</sup>) e Cu (980 mg kg<sup>-1</sup>) risultavano eccedere i limiti imposti dalla norma per i suoli a destinazione industriale e commerciale, rispettivamente 50 mg kg<sup>-1</sup> e 600 mg kg<sup>-1</sup>; i valori di Cd (4,29 mg kg<sup>-1</sup>), Co (51 mg kg<sup>-1</sup>), Pb (233 mg kg<sup>-1</sup>) e Zn (980 mg kg<sup>-1</sup>) risultano inferiori ai limiti stabiliti per suoli a destinazione produttiva, ma comunque superiori ai limiti per i suoli a destinazione residenziale (Marchiol *et al.*, 2007).

Lo studio è stato condotto allo scopo di verificare gli effetti di diverse strategie di fertilizzazione sulla efficienza di fitoestrazione di metalli pesanti in piante agrarie e da biomassa. In particolare, il piano sperimentale prevedeva il confronto delle prestazioni delle piante allevate nel substrato tal quale non fertilizzato (Ctrl), in presenza di fertilizzazione minerale (Fert) e organica (Org).

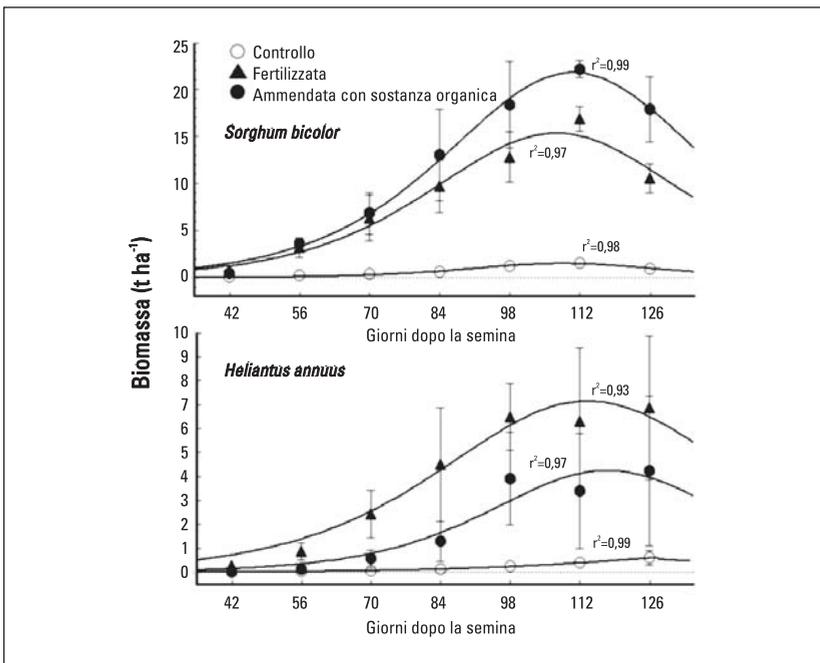


Figura 2 – Curve di accrescimento e produzione di biomassa di *Sorghum bicolor* e *Helianthus annuus* nella tesi di controllo, quella fertilizzata e ammendata con sostanza organica.



Circa 40 giorni dopo la semina è iniziata la fase di campionamento della biomassa delle piante in allevamento sul suolo inquinato. Nel corso del ciclo colturale, e con cadenza quindicinale, sono stati condotti 7 prelievi di biomassa (Fellet e Marchiol, 2011) (fig. 2).

La quantità di metalli pesanti rimossa dalla matrice inquinata per mezzo della biomassa delle piante di *S. bicolor* e *H. annuus* è stata calcolata per mezzo del prodotto tra la concentrazione dei metalli rilevata nella biomassa epigea e totale delle piante e la produzione di biomassa. Come atteso i più elevati valori di asportazione dei metalli, descritti di seguito, sono stati raggiunti nella fase di massima produzione di biomassa da parte delle colture.

#### *Arsenico*

La raccolta della biomassa epigea di *S. bicolor* ha consentito un'asportazione di As pari rispettivamente a 158 e 220 g ha<sup>-1</sup> di As nelle tesi Fert e Org. L'analisi della varianza ha messo in luce un effetto significativo dei trattamenti imposti; infatti, la produzione di biomassa ottenuta dalle tesi concimate ha garantito un'asportazione superiore rispetto alla tesi di controllo. Un rilevante incremento della quota di metallo asportata dal sito inquinato è stato ottenuto considerando l'intera biomassa della pianta; ciò si manifesta con maggiore intensità in Fert. La raccolta della biomassa epigea di *H. annuus* ha consentito una rimozione di rispettivamente 0,18, 6,74 e 3,96 g ha<sup>-1</sup> per piante Ctrl, Fert e Org.

#### *Cadmio*

Anche nel caso del cadmio le piante di *S. bicolor* si sono dimostrate più efficienti di quelle di *H. annuus*. La massima asportazione di Cd ottenuta dalla raccolta della biomassa epigea delle piante di sorgo è stata pari a 5,62 g ha<sup>-1</sup> nelle piante Fert e di 4,31 g ha<sup>-1</sup> nelle piante Org. Il più elevato livello di asportazione ottenuto attraverso le piante di *H. annuus* è stato pari a 1,27 (Fert) e 1,68 (Org) g di Cd per ettaro.

Le piante allevate nella tesi di controllo hanno subito un severo stress nutrizionale che non ha consentito una sufficiente produzione di biomassa e, quindi, un'adeguata rimozione di inquinanti. La raccolta della biomassa totale delle piante di *S. bicolor* avrebbe potuto incrementare rispettivamente di 2,5 e 1,7 volte l'asportazione di Cd.



Nel sito sperimentale di Dornach (Svizzera) Keller e Hammer (2004) hanno osservato le seguenti asportazioni di Cd: *Brassica juncea* 6,95 g ha<sup>-1</sup>, *Nicotiana tabacum* 41,7 g ha<sup>-1</sup>, *Zea mays* 9 g ha<sup>-1</sup> e *Thlaspi caerulescens* 179 g ha<sup>-1</sup>. Escludendo la specie iperaccumulatrice, i valori che si riferiscono al mais e alla mostarda indiana sono coerenti con i dati di Torviscosa.

### *Piombo*

Attraverso la raccolta della biomassa epigea di *S. bicolor* Fert è possibile asportare dalla matrice inquinata 91 g ha<sup>-1</sup>; un livello lievemente superiore (107 g ha<sup>-1</sup>) è rimosso dalle piante allevate alla presenza dell'ammendante organico. Come atteso, anche nel caso del Pb la quota di metallo rimossa dal sito inquinato mediante l'asportazione della biomassa totale delle piante è più elevata, e pari rispettivamente a 378 e 164 g ha<sup>-1</sup> di Pb. Come per altri elementi, si è rilevato all'analisi della varianza un effetto significativo del trattamento: le piante Fert consentono asportazioni maggiori grazie alla produzione maggiore di biomassa. Nel caso di *H. annuus* un'elevata variabilità dei dati sperimentali ha sensibilmente disturbato l'interpretazione dei dati; tuttavia, nella media delle tesi Fert e Org si sono ottenute rispettivamente asportazioni di 6,26 e 23,8 g ha<sup>-1</sup> di Pb nel caso della biomassa epigea e totale.

Madejon *et al.* (2003) nelle condizioni sperimentali del sito di Aznalcóllar (Spagna) hanno rilevato asportazioni di 16 g ha<sup>-1</sup> di Pb da parte di *H. annuus*.

### *Rame*

La massima quantità di rame rimossa dal suolo inquinato da parte di *S. bicolor* è stata pari 644 e 820 g ha<sup>-1</sup> rispettivamente per Fert e Org. Anche in questo caso sono stati osservati valori più bassi per *H. annuus*; le piante Fert hanno asportato 116 g ha<sup>-1</sup> di Cu mentre quelle Org 151 (fig. 3). La raccolta della biomassa totale di Fert *S. bicolor* ha consentito la rimozione di ben 3.215 g ha<sup>-1</sup> di Cu; nel caso di *S. bicolor* Org la rimozione di Cu ottenuta dalla raccolta dell'intera pianta è stata circa doppia rispetto alla biomassa epigea. Lo stesso risultato, sia pure in senso relativo, è stato raggiunto dalle piante di *H. annuus*. Le diverse modalità di fertilizzazione hanno avuto un effetto significativo sull'asportazione di Cu da parte di *S. bicolor*; questa è risultata più elevata nelle piante che hanno ricevuto la fertilizzazione minerale rispetto alla concimazione organica.

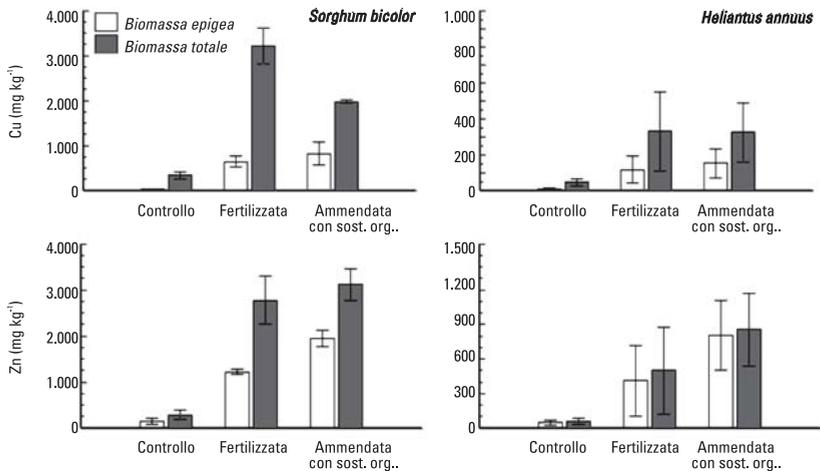


Figura 3 – Asportazioni di rame e zinco da parte della biomassa di *Sorghum bicolor* e *Helianthus annuus*.

Nelle condizioni sperimentali di Dornach *T. caeruleus* ha dimostrato un'efficienza di fitoestrazione inferiore rispetto alcune colture agrarie. In particolare, la quantità di Cu asportata era rispettivamente pari a: 146 g ha<sup>-1</sup> per *Brassica juncea*, 474 g ha<sup>-1</sup> per *Nicotiana tabacum*, 163 g ha<sup>-1</sup> per *Zea mays* e di 50 g ha<sup>-1</sup> per *T. caeruleus* (Keller e Hammer, 2004). In suoli multicontaminati la specializzazione di queste specie limita l'efficienza di fitoestrazione.

### Zinco

La massima quantità di Zn rimossa dalla biomassa epigea di *S. bicolor* è stata pari a 1.223 e 1.944 g ha<sup>-1</sup> rispettivamente per le piante Fert e Org. Gli stessi valori rilevati per *H. annuus* erano 410 e 804 g ha<sup>-1</sup>. Considerando la completa asportazione delle piante tali valori sono aumentati in modo sensibile nel caso di *S. bicolor*, dove le piante Fert e Org hanno asportato rispettivamente 2.778 e 3.117 g ha<sup>-1</sup> di Zn (fig. 3); L'incremento è stato poco rilevante per *H. annuus*, che alla stessa data ha asportato 501 e 856 g ha<sup>-1</sup>.

Anche Madejón *et al.* (2003) hanno rilevato una differenza non molto sensibile tra le asportazioni di Zn da parte della biomassa epigea (2.050 g ha<sup>-1</sup>) e totale (2.140 g ha<sup>-1</sup>) di *H. annuus*. Le asportazioni di metalli pesanti rilevate nella sperimentazione condotta da Keller e Hammer (2004) sono state le seguenti: *B. juncea* 894 g ha<sup>-1</sup>, *N.*



*tabacum* 1.834 g ha<sup>-1</sup>, *Zea mays* 1.998 g ha<sup>-1</sup>. Nella stessa indagine l'iperaccumulatrice *T. caerulescens* ha dato la migliore prestazione asportando dal suolo inquinato 5.052 g ha<sup>-1</sup> di Zn.

Le osservazioni condotte nelle prime fasi dell'attività sperimentale in corso presso il sito di Torviscosa presentano diversi aspetti d'interesse. Si è rilevato che diverse modalità di fertilizzazione hanno dei riflessi di un certo rilievo nel processo di fitoestrazione dei metalli pesanti. Il potenziale di fitoestrazione di *S. bicolor* e *H. annuus* come risposta ai trattamenti imposti è migliorato sensibilmente. Le specie considerate hanno dimostrato di tollerare le condizioni di una matrice multi-contaminata da metalli pesanti, e di assimilare e traslocare i metalli pesanti verso la parte aerea, pur trattenendone una certa frazione nei tessuti radicali. Ciò da un lato conferma le potenzialità delle specie non iperaccumulatrici in suoli contaminati da più metalli; dall'altro suggerisce che la combinazione di uno o più fattori agronomici può avere un ruolo positivo nel miglioramento dell'efficienza del processo di fitoestrazione.

I risultati sono stati confrontati con i pochi lavori di letteratura che riportano dati provenienti da analoghe sperimentazioni condotte in situ; lo scopo di quest'analisi non era quello di comparare direttamente i dati ottenuti in condizioni sperimentali diverse ma semmai quello di verificare la solidità dell'apparato sperimentale.

L'attività di ricerca presso il sito sperimentale di Torviscosa, nonostante gli investimenti di risorse pubbliche, per sopravvenute difficoltà di gestione amministrativa è stata sospesa nel 2006, mentre l'area sperimentale è stata smantellata e abbandonata nel 2009. L'ente territoriale competente ha autorizzato l'allestimento dell'area sperimentale all'interno del sito inquinato assumendo si trattasse di un impianto di trattamento rifiuti. Ciò ha definito un quadro di obblighi amministrativi molto complesso che in breve tempo ha reso impossibile il proseguimento della ricerca. Per il futuro è auspicabile che iniziative di questo tipo possano, al contrario, essere incentivate e favorite.

### **3. Ex Pertusola Sud, Crotone**

Lo stabilimento "ex Pertusola" si estende su una superficie di circa 46 ha, si trova a circa 2 km a nord di Crotone, nella zona industriale compresa la linea di costa e la SS 106 Ionica, che comprende anche gli stabilimenti "ex-Fosfotec" e "ex Agricoltura".

Costruito tra il 1926 e il 1928 dalla Società Mineraria e Metallurgica di Per-



tusola S.p.A., lo stabilimento è stato il primo impianto della metallurgia dello zinco realizzato in Italia. Partendo dalla materia prima costituita dalla blenda, cioè solfuro di zinco (ZnS) in percentuale variabile tra l'80% e 90%, era avviato un processo di estrazione e progressiva raffinazione dello zinco, prodotto e venuto in barre. La produzione primaria di Zn era accompagnata anche da quella di acido solforico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>). Infine, grazie alla presenza di altri elementi in traccia nella blenda era possibile ottenere cadmio, germanio e indio.

Il sito industriale è interessato da compromissione ambientale riconducibile alla contaminazione da metalli pesanti del suolo.

La caratterizzazione del sito, condotta ai sensi del DLgs 152/2006, ha dimostrata una compromissione diffusa dell'orizzonte più superficiale del suolo (0-100 cm) interessato da elevate concentrazioni di As, Cd, Pb e Zn. Dopo avere individuato gli obiettivi della bonifica attraverso l'analisi del rischio, la proprietà ha ritenuto di considerare anche il fitorimedio tra le tecnologie da adottare per la bonifica del sito.

Uno studio preliminare finalizzato alla predisposizione del progetto esecutivo dell'intervento di fitorimedio è stato commissionato a un gruppo di lavoro le cui attività iniziali sono descritte in questo lavoro.

#### *Campionamento della flora spontanea*

La prima fase dell'indagine ha previsto una ricognizione e valutazione delle specie spontanee già presenti nell'area contaminata (fig. 4).



Figura 4 – Vegetazione spontanea presente nell'area dell'ex Pertusola Sud oggetto del futuro intervento di fitorisanamento.



Lo scopo era di verificare se la presenza di queste piante fosse conseguente a meccanismi di metallo-esclusione o di tolleranza; in questo secondo caso sarebbe stato utile verificare le concentrazioni di metalli presenti nelle piante nell'eventualità di considerare anche queste specie in un programma di fitorimedio.

Si è avviato pertanto uno screening sulle specie potenzialmente già disponibili, già adattate sia alle condizioni ecologiche della zona sia, soprattutto, alle condizioni anomale del suolo.

Sono stati eseguiti prelievi di piante e suolo rizosferico nel profilo 0-25 cm in 66 stazioni. Le piante prelevate distinte per specie (n=6), sono state separate nelle diverse frazioni (radici, fusti, foglie, fiori/frutti/semi). In seguito il materiale è stato avviato alla preparativa e successiva analisi elementare. Le specie prelevate, rappresentative delle associazioni vegetali presenti sono riportate in tabella 2.

Area	Tipo vegetazione	Specie		Famiglia
A	Incolti umidi a <i>Holoschoenus australis</i>	<i>Dittrichia viscosa</i> L.	Dit	<i>Asteraceae</i>
		<i>Holoschoenus australis</i> (L.) Rchb.	Hol	<i>Cyperaceae</i>
		<i>Silene bellidifolia</i> Juss	Sil	<i>Caryophyllaceae</i>
B	Fitocenon a <i>Phragmites australis</i>	<i>Phragmites communis</i> Trin.	Phr	<i>Poaceae</i>
C	Incolti aridi (all. <i>Echio-Galacticon</i> )	<i>Daucus carota</i> L.	Dau	<i>Umbelliferae</i>
		<i>Galactites tomentosa</i> Moench	Gal	<i>Asteraceae</i>
		<i>Oryzopsis miliacea</i> (L.) Asch. et Schweinf.	Ory	<i>Poaceae</i>
D	Incolti aridi	<i>Hedysarum coronarium</i> L.	Hed	<i>Fabaceae</i>
		<i>Lathyrus odoratus</i> L.	Lat	<i>Papilionaceae</i>
E	Suolo nudo; individui arborei isolati	<i>Acacia</i> spp	Aca	<i>Fabaceae</i>
		<i>Eucalyptus globulus</i> Labill.	Euc	<i>Myrtaceae</i>

Tabella 2 – Area di campionamento delle specie considerate

### Contaminazione del suolo e biodisponibilità dei metalli

Dai dati ottenuti si ricava che l'area A è quella nella quale le concentrazioni totali degli elementi considerati sono più elevate; ciò è chiaramente verificato per As, Hg, Pb, Sb, Sn e Tl. Nel caso di Cd, Sn e Zn ciò non si è verificato; tuttavia in



questi casi sia l'analisi statistica sia l'interpretazione dei dati sono state influenzate dalla loro elevata variabilità. La concentrazione della frazione biodisponibile dei metalli nel suolo rappresenta un parametro fondamentale per la valutazione del rischio ambientale derivante dalla contaminazione dei suoli. In questo caso il dato ha una notevole rilevanza per le sue implicazioni nello scenario del fitorimedio.

La frazione biodisponibile dei metalli del suolo non è determinabile in modo attendibile per tutti gli elementi considerati. Sono stati ottenuti i dati di Cd, Cu, Pb e Zn biodisponibili estratti in DTPA, mentre la frazione biodisponibile di As e Tl è stata determinata mediante estrazione in acetato di ammonio.

In figura 5, e a titolo di esempio della natura dei dati ottenuti, si riporta la relazione tra la concentrazione totale e biodisponibile di Pb e Zn.

#### *Concentrazione di metalli pesanti nelle frazioni vegetali*

Partendo dai dati di concentrazione degli elementi nelle frazioni, dalla concentrazione totale e biodisponibile nel suolo, sono state condotte osservazioni sulla capacità delle diverse specie di assimilare e traslocare i metalli: dati fondamentali per le finalità di quest'attività. I dati così ottenuti consentono di produrre una valutazione del potenziale interesse di queste specie – già adattate alle condizioni del sito – per le future applicazioni del fitorimedio. A titolo di esempio in figura 6 si propongono i dati rilevati nelle frazioni vegetali per Pb e Zn.

La più elevata concentrazione di Pb nelle radici delle piante è stata rilevata in *H. australis* ( $930 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e *D. viscosa* ( $569 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Le stesse specie traslocano una quantità simile dell'elemento nella parte aerea (rispettivamente  $162$  e  $173 \text{ mg kg}^{-1}$ ).

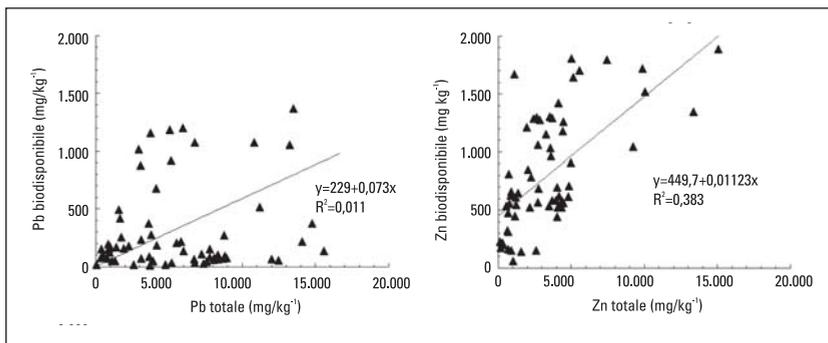


Figura 5 – Concentrazione totale vs. frazione biodisponibile di Pb e Zn

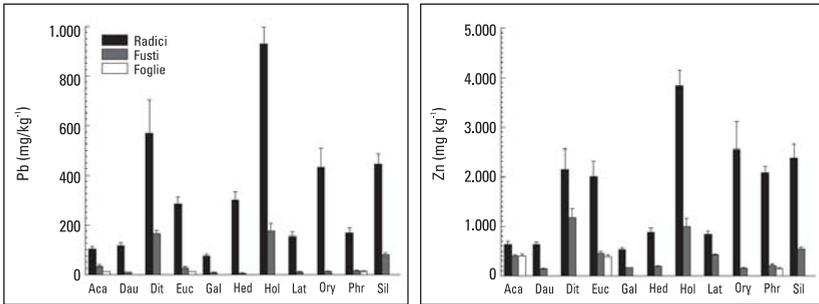


Figura 6 – Concentrazione di Pb e Zn rilevata nelle frazioni delle specie studiate

Livelli di concentrazione inferiori sono stati registrati per altre specie. La soglia d'iperaccumulazione di Pb, fissata a  $1.000 \text{ mg kg}^{-1}$  nei tessuti della biomassa epigea delle piante, nel nostro caso non è stata superata (Baker e Brooks, 1989).

Il contenuto di Zn nelle frazioni vegetali era compreso tra  $527 \text{ mg kg}^{-1}$  (Gal) e  $3.825 \text{ mg kg}^{-1}$  (Hol) nei tessuti radicali, tra  $146 \text{ mg kg}^{-1}$  (Dau) e  $996 \text{ mg kg}^{-1}$  (Hol) nei tessuti della biomassa epigea e infine tra  $148 \text{ mg kg}^{-1}$  (Phr) e  $403 \text{ mg kg}^{-1}$  (Aca) nelle foglie. Così come nel caso del Pb, il valore più elevato è stato rilevato in *H. australis*, mentre nelle radici di *Acacia spp.*, *D. carota*, *G. tomentosa*, *H. coronarium* e *L. odoratus* sono stati riscontrati valori di concentrazione di Zn inferiori a  $1.000 \text{ mg kg}^{-1}$ ; ciò fa presupporre che queste specie nelle condizioni del sito in questione abbiano utilizzato un meccanismo di Zn-esclusione (fig. 6). La concentrazione di Zn nel suolo dell'area è molto elevata; ciò del resto era ampiamente atteso in conseguenza delle attività di fusione di zinco svolte nel passato nello stabilimento. È stata rilevata una concentrazione media di Zn biodisponibile pari a circa  $880 \text{ mg kg}^{-1}$  – valore molto elevato per le piante – corrispondente a poco meno del 3% dello zinco totale.

*D. viscosa* ha dimostrato la più elevata accumulazione di Zn nei tessuti aerei ( $p < 0,05$ ) tra le specie esaminate (range 375-3.327, media  $1.172 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Questi dati sono coerenti con dati di letteratura. Jiménez *et al.* (2005) in foglie di *D. viscosa* provenienti da siti minerari dell'Inglesiente osservarono livelli di concentrazione di Zn  $> 2.000 \text{ mg kg}^{-1}$ ; più recentemente, Barbafieri *et al.* (2011), in una campagna di prelievi condotta nell'area delle miniere di Ingortosu (Cagliari), hanno rilevato valori di concentrazione di Zn pari rispettivamente a: 200-370, 210-430 e 770-2.900  $\text{mg kg}^{-1}$ , rispettivamente nelle radici, fusti e foglie in individui di *D. viscosa*.



Infine, nelle foglie di *Acacia spp.* e *E. globulus* è stata rilevata una concentrazione di Zn simile (rispettivamente 403 e 390 mg kg<sup>-1</sup>) e decisamente più elevata di quella rilevata nelle foglie di *P. communis*.

#### *Bioconcentrazione e traslocazione dei metalli pesanti*

Il fattore di bioconcentrazione (FB) esprime il rapporto tra la concentrazione dei metalli pesanti rilevata nei tessuti radicali e la concentrazione dell'elemento nel suolo. Esso illustra in modo efficace il comportamento di una pianta allevata su un suolo contaminato, e assume un certo interesse per valutare l'efficienza del processo di fitoestrazione nel suo complesso (McGrath e Zhao, 2003). Il fattore di traslocazione (FT) indica l'attitudine di una pianta a trasferire i metalli dall'apparato radicale alla biomassa aerea. Questi parametri costituiscono uno strumento piuttosto efficace per valutare il potenziale interesse di una specie per applicazioni di fitorimediazione.

Le specie studiate sono in grado di tollerare le condizioni di multicontaminazione del suolo, accumulando nei propri tessuti concentrazioni di metalli inferiori alle soglie d'iperaccumulazione ma decisamente elevate. Tuttavia, in conseguenza degli elevati livelli di concentrazione dei metalli nel suolo, i valori del FB sono decisamente bassi (tab. 3).

Specie	FB – [Me] <sub>biomassa epigea</sub> / [Me] <sub>suolo</sub>				FT – [Me] <sub>biomassa epigea</sub> / [Me] <sub>radici</sub>			
	Cd	Cu	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb	Zn
Aca	0,06 b	0,01 b	0,01 b	0,02 b	0,40 b	0,32 b	0,34 b	0,73 b
Dau	0,11 b	0,02 ab	0,01 b	0,01 b	0,51 b	0,16 bc	0,08 b	0,27 b
Dit	0,56 a	0,03 a	0,06 a	0,05 a	<b>1,80 a</b>	<b>1,38 a</b>	<b>1,73 a</b>	<b>2,56 a</b>
Euc	0,10 b	0,01 b	0,03 a	0,05 a	0,41 b	0,16 bc	0,13 b	0,31 b
Gal	0,34 ab	0,03 a	0,01 b	0,02 b	0,66 b	0,47 b	0,11 b	0,37 b
Hed	0,03 bc	0,01 b	0,004 bc	0,02 b	0,07 d	0,06 c	0,02 b	0,31 b
Hol	0,06 b	0,01 c	0,000 d	0,01 a	0,29 bc	0,11 bc	0,19 b	0,28 b
Lat	0,05 b	0,02 ab	0,03 ab	0,02 b	0,28 bc	0,19 b	0,10 b	0,70 b
Ory	0,07 b	0,01 b	0,003 c	0,02 b	0,36 c	0,27 b	0,06 b	0,20 b
Phr	0,01 c	0,01 b	0,003 c	0,00 c	0,12 c	0,15 bc	0,13 b	0,12 b
Sil	0,07 b	0,02 ab	0,01 b	0,02 b	0,48 b	0,27 b	0,19 b	0,29 b

Tabella 3 – Fattore di bioconcentrazione (FB) e di Traslocazione (FT) di Cd, Cu, Pb e Zn

Spiccano i valori di FB per il Cd rilevato in *D. viscosa* (0.56) e in *G. tomentosa*. A sua volta *D. viscosa* ha anche un FT > per i metalli indicati nella tabella 3 e quindi dimostra una performance potenzialmente interessante. L'efficiente traslocazione, però, in una specie decidua deve essere attentamente valutata.

## Conclusioni

Dalle indagini condotte si possono trarre le seguenti conclusioni:

- 1) In linea generale, la sola presenza delle specie rilevate presso il sito dell'ex Pertusola Sud dimostra che queste hanno una certa tolleranza nei confronti dei metalli pesanti;
- 2) Riguardo alle finalità del presente lavoro, e soprattutto, tenendo conto della prospettiva applicativa del fitorimedio presso il sito industriale, dalle specie esaminate si desume un certo potenziale da sfruttare (fitoestrazione/fitostabilizzazione). Consideriamo pertanto "migliori" le specie che ci forniscono buone indicazioni nei confronti del più elevato numero di elementi, "peggiori" quelle che non dimostrano la medesima prerogativa. La prospettiva di sfruttamento utilitaristico è quella che influisce maggiormente sul giudizio. Da un punto di vista ecologico la medesima classificazione assume altro significato.
- 3) In base al criterio di valutazione adottato sono state ottenute favorevoli indicazioni da *Eucalyptus globulus*, *Hedysarum coronarium*, *Oryzopsis miliacea* e *Silene bellidifolia*.

Le indagini per la definizione del pool di specie potenzialmente utili all'intervento di fitorimedio da progettare presso l'Ex Pertusola Sud proseguono. In condizioni controllate sono in osservazione le prestazioni di alcune specie da biomassa allevate sul suolo contaminato prelevato presso il sito d'intervento. Sono altresì in corso approfondimenti sulla caratterizzazione del suolo e su possibili interventi agronomici ad hoc da adottare nella futura fase di campo.

## Bibliografia

Arshad M., Silvestre J., Pinelli E., Kallerhoff J., Kaemmerer M., Tarigo A., Shahid M., Guiresse M., Pradere P., Dumat C. (2008). A field study of lead phytoextraction by various scented Pelargonium cultivars. *Chemosphere*, 71: 2187-2192.

Baker AJM, Brooks RR. (1989). Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements – a review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery* 1:81-126.



- Barbafieri, M., Dada, C., Tassi, E., Bretzel, F., Fanfani, L. (2011). Uptake of heavy metals by native species growing in a mining area in Sardinia, Italy: discovering native flora for phytoremediation. *Int. J. Phytorem.* 13: 985-997.
- del Río M., Font R., Fernández-Martínez J.M., Domínguez J., de Haro A. (2000). Field trials of *Brassica carinata* and *Brassica juncea* in polluted soils of the Guadiamar river area. *Fres. Env. Bull.*, 9: 328-332.
- Dickinson N.M. (2000). Strategies for sustainable woodlands on contaminated soils. *Chemosphere*, 41: 259-263.
- Dickinson N., Baker A.J.M., Doronila A., Scott L., Reeves R.D. (2009). Phytoremediation of organics: realism and synergies. *Int. J. Phytorem.*, 11:97-14.
- Dimitriou I., Aronsson P., Weih M. (2006). Stress tolerance of five willow clones after irrigation with different amounts of landfill leachate. *Biores. Tech.*, 97: 150-157.
- Domínguez M.T., Marañón T., Murillo J.M., Schulin R., Robinson R.D. (2008). Trace element accumulation in woody plants of the Guadiamar Valley, SW Spain: a large-scale phytomanagement case study. *Env. Poll.*, 152: 150-159.
- Fellet G., Marchiol L., D. Perosa and G. Zerbi. (2007). The application of phytoremediation technology in a soil contaminated by pyrite cinders – a preliminar pot experiment. *Ecological Engineering*, 31: 207-214.
- Fellet G., L. Marchiol. (2011). Towards green remediation: metal phytoextraction and growth analysis of *Sorghum bicolor* under different agronomic management. *Low Carbon Economy*, 2011, 2, 144-151.
- French C.J., Dickinson N.M., Putwain P.D. (2006). Woody biomass phytoremediation of contaminated brownfield land. *Env. Poll.*, 141: 387-395.
- Grispen V.M.J., Nelissen H.J.M., Verkleij J.A.C. (2006). Phytoextraction with *Brassica napus* L.: a tool for sustainable management of heavy metal contaminated soils. *Env. Poll.*, 144: 77-83.
- Hammer, D., Keller, C. (2003). Phytoextraction of Cd and Zn with *Thlaspi caerulescens* in field trials. *Soil Use Manage.*, 19: 144-149.
- Jiménez, M.N., Bacchetta G., Casti M., Navarro, F.B., Lallena A.M., Fernández-Ondoño, E., (2011). Potential use in phytoremediation of three plant species growing on contaminated mine-tailing soils in Sardinia. *Ecol. Eng.* 37, 392–398.
- Keller C., Hammer D., Kayser A., Richner W., Brodbeck M., Sennhauser M. (2003). Root development and heavy metal phytoextraction efficiency: comparison of different plant species in the field. *Plant Soil*, 249: 67-81.
- King R.F., Royle A., Putwain P.D., Dickinson N.M. (2006). Changing contaminant mobility in a dredged canal sediment during a three-year phytoremediation trial. *Env. Poll.*, 143: 319-326.
- Klang-Westin E., Eriksson J. (2003). Potential of *Salix* as phytoextractor for Cd on moderately contaminated soils. *Plant Soil*, 249: 127-137.
- Marchiol L., G. Fellet, G. Zerbi, P. Simeoni, D. Perosa. (2005). Fitorisanamento di aree inquinate da ceneri di pirite: la sperimentazione in situ di *Torviscosa*. *Siti Contaminati* 3, 68-74.
- Marchiol L., G. Fellet, D. Perosa and G. Zerbi. (2007). In situ plant uptake and removal of heavy metals in a soil polluted by pyrite cinders during the crop cycle. *Plant Physiol. Biochem.*, 45, 379-387.
- Maxted A.P., Black C.R., West H.M., Crout N.M.J., McGrath S.P., Young S.D. (2007a). Phytoextraction of cadmium and zinc from arable soils amended with sewage sludge using *Thlaspi caerulescens*: development of a predictive model. *Env. Poll.*, 150: 363-372.
- Maxted A.P., Black C.R., West H.M., Crout N.M.J., McGrath S.P., Young S.D. (2007b). Phytoextraction of cadmium and zinc by *Salix* from soil historically amended with sewage sludge. *Plant Soil*, 290: 157-172.
- McGrath, S. P.; Zhao, F. J. Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. *Current Opinion in Biotechnology* 2003, 14, 277-282.
- McGrath S.P., Lombi E., Gray C.W., Caille N., Dunham S.J., Zhao F.J. (2006). Field evaluation of Cd and Zn phytoextraction potential by the hyperaccumulators *Thlaspi caerulescens* and *Arabidopsis halleri*. *Env. Poll.*, 141:115-125.
- Meers E., Lamsal S., Vervaeke P., Hopgood M., Lust N., Tack F.M.G. (2005). Availability of heavy metals for uptake by *Salix viminalis* on a moderately contaminated dredged sediment disposal site. *Env. Poll.*, 137: 354-364.
- Mench *et al.* (2010). Successes and limitations of phytotechnologies at field scale: outcomes, assessment and outlook from COST Action 859. *J Soils Sedim.*, 10: 1039-1070.
- Neugschwandtner R.W., Tlustoš P., Komárek M., Száková J. (2008). Nutrient mobilization and nutrient contents of *Zea mays* in response to EDTA additions to heavy-metal-contaminated agricultural soil. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 172: 520-527.



- Pulford D., Riddell-Black D., Stewart C. (2002). Heavy metal uptake by willow clones from sewage sludge-treated soil: the potential for phytoremediation. *Int. J. Phytorem.*, 4: 59-72.
- Rosselli W., Keller C., Boschi K. (2003). Phytoextraction capacity of trees growing on a metal-contaminated soil. *Plant Soil*, 256: 265-272.
- Schwartz, C., Echevarria, G., Morel, J.L. (2003). Phytoextraction of cadmium with *Thlaspi caerulescens*. *Plant Soil*, 249: 27-35.
- Vamerli T., Bandiera M., Coletto L., Zanetti F., Dickinson N.M., Mosca G. (2009). Phytoremediation trials on metal- and arsenic-contaminated pyrite wastes (Torviscosa, Italy). *Env. Poll.*, 175: 887-894.
- Vandecasteele B., Samyn J., De Vos B., Muys B. (2008). Effect of tree species choice and mineral capping in a woodyland phytostabilization system: A case-study for calcareous dredged sediment landfills with an oxidized topsoil. *Ecol. Eng.*, 32: 263-273.
- Vangronsveld J., Herzig R., Weyens N., Boulet J., Adriaensens K., Ruttens A., Thewys T., Vassilev A., Meers E., Nehnevajova E., van der Lelie D., Mench M. (2009). Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. *Earth Environ. Sci.*, 16: 765-794.
- Vervaeke P., Luysaert S., Mertens J., Meers E., Tack F.M.G., Lust N. (2003). Phytoremediation prospects of willow stands on contaminated sediment: a field trial. *Env. Poll.*, 126: 275-282.





## La fito-estrazione assistita per il recupero della fertilità dei suoli agricoli contaminati

Massimo Fagnano (Dip. Ingegneria agraria ed Agronomia, Università degli Studi di Napoli "Federico II")  
Nunzio Fiorentino (Dip. Ingegneria agraria ed Agronomia, Università degli Studi di Napoli "Federico II")

### Premessa

Il ricorso a scorciatoie piuttosto che agli investimenti per la ricerca di metodi per la riduzione dei costi di produzione, hanno portato molte imprese a smaltire i reflui dei propri cicli produttivi in maniera più o meno illegale. Numerose inchieste (*Cassiopea*, *Spartacus*) hanno messo in luce un fitto intreccio tra economia legale e organizzazioni criminali finalizzato allo smaltimento illegale dei reflui industriali. Si stima che più di 1 milione di tonnellate di fanghi industriali provenienti dalle industrie di Piemonte, Lombardia, Emilia Romagna, Veneto e Toscana sia stato smaltito dalle organizzazioni criminali nelle aree agricole della Campania.

I meccanismi di smaltimento erano prevalentemente 3: sotterramento di carichi pericolosi (fusti, container ed addirittura rimorchi con tutto il loro carico) con conseguenti livelli di inquinamento molto alti, ma puntiformi; sversamento di fanghi nei pozzi, con conseguente inquinamento diretto delle falde; miscelazione dei fanghi con compost e distribuzione sui suoli agricoli come ammendante. Nel primo caso (intombamento), le uniche tecniche di risoluzione del problema possibili sono quelle che portano alla rimozione dei materiali contaminati e lo smaltimento in discariche controllate. Nel secondo caso (sversamento nelle falde), gli inquinanti sono stati trasportati al suolo in maniera inconsapevole dagli agricoltori attraverso l'irrigazione. La stessa dinamica ha interessato la fertilizzazione con compost di bassa qualità: una virtuosa pratica agricola si è trasformata in una delle più diffuse cause di inquinamento soprattutto nelle pianure irrigue interessate da agricoltura intensiva. A queste forme di inquinamento dovute allo smaltimento illegale dei rifiuti industriali si è anche aggiunta la deposizione di particelle derivate dalla combustione di rifiuti sia urbani che industriali (vedi [www.laterradeifuochi.it](http://www.laterradeifuochi.it)).



Tutto ciò ha determinato la presenza di inquinamento di strati di terreno abbastanza superficiali, con livelli di concentrazione spesso moderati, ma che purtroppo interessa aree molto vaste.

In Campania sono stati identificati 6 Siti di Interesse Nazionale che coprono circa 170.000 ha (fig. 1):

- Napoli Orientale (Legge 426/1998);
- Litorale Domitio Flegreo ed Agro Aversano (Legge 426/1998);
- Napoli-Bagnoli Coroglio (Legge 426/1998);
- Aree del Litorale Vesuviano (Legge 179/2002);
- Bacino idrografico del fiume Sarno (Legge 266/2005);
- Pianura (DM 11 aprile 2008).

Il SIN più grande (Litorale Domitio Flegreo ed Agro Aversano) è quasi tutto rappresentato da aree agricole che sono in via di abbandono a causa della crescente difficoltà di vendere i prodotti agricoli anche a prescindere dal loro effettivo inquinamento. In questo contesto di degrado territoriale, che rende tristemente nota la Campania, ma che non risparmia le aree più industrializzate del Paese, è andata crescendo la necessità di sviluppare protocolli di bonifica che mirino al ripristino della fertilità dei suoli ed alla loro restituzione alle tradizionali produzioni agricole.

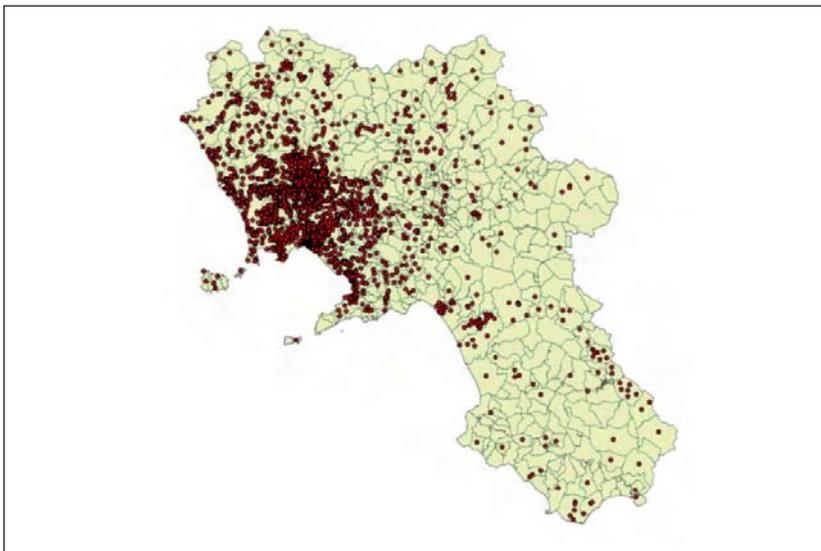


Figura 1. Siti potenzialmente inquinati in regione Campania (ARPAC, 2005)



Inoltre, negli ultimi anni si è andata sviluppando un'altra esigenza: la produzione di biomasse per uso energetico e come materia prima per la chimica verde. La conversione in energia di tali biomasse è caratterizzata da un bilancio neutro per le emissioni di carbonio perché, a differenza dei combustibili fossili, la CO<sub>2</sub> emessa durante la combustione corrisponde a quella che le piante hanno assorbito con la fotosintesi in tempi recenti dall'atmosfera, e, di conseguenza, non contribuisce all'innalzamento dell'effetto serra. Inoltre, la riduzione delle disponibilità di prodotti petroliferi ed il conseguente prevedibile aumento dei prezzi sta spingendo le principali industrie nazionali ad intensificare i loro investimenti nel settore della chimica verde basato sull'uso di risorse rinnovabili, quali le biomasse verdi e le molecole prodotte dalla fotosintesi (cellulosa, lignina, trigliceridi, ecc.).

Il principale fattore limitante di questo settore è la necessità di ampie superfici per la coltivazione delle specie da biomassa: ciò potrebbe sottrarre i suoli più fertili alla tradizionale agricoltura per la produzione di cibo mettendola così ancor più a rischio a partire dalle aree cerealicole dove i ridotti margini di guadagno già ora mettono a serio rischio la sopravvivenza economica delle aziende agricole.

I rischi connessi a questa riduzione di superfici agricole, non consistono tanto nell'aumento dei prezzi dei prodotti alimentari o nella perdita di sovranità alimentare dei Paesi industrializzati, quanto nella riduzione dell'accesso al cibo dei cittadini dei Paesi in via di sviluppo (anche a causa del c.d. land grabbing) con conseguente aumento dei morti e delle migrazioni per fame.

Naturalmente non è accettabile da nessun punto di vista uno sviluppo che comporti questi effetti "collaterali".

In questo quadro il gruppo agronomico del Dipartimento di Ingegneria agraria ed Agronomia dell'Università di Napoli ha promosso diverse linee di ricerca per sviluppare protocolli di bonifica eco-compatibile basati sull'utilizzazione di piante interessanti per le industrie della green economy nazionale. Alcune di queste ricerche saranno sviluppate nell'ambito del progetto PON "Filiera agro-industriali integrate ad elevata efficienza energetica per la messa a punto di processi di Produzione Eco-compatibili di Energia e Bio-chemicals da fonte rinnovabile e per la valorizzazione del territorio (acronimo EnerbioChem)", recentemente finanziato, ed al quale partecipano partner industriali come la Novamont o la Chemtex.



## La fitoestrazione: limiti e prospettive per ottimizzare il processo di bioaccumulo

Studi accurati sulle concentrazioni di metalli presenti nei tessuti di alcune piante misero in luce la loro straordinaria capacità di bioaccumulo verso uno o più metalli pesanti (Chaney *et al.*, 1995).

Le ricerche sull'uso delle piante per la bonifica dei suoli contaminati sono state spinte soprattutto dal fatto che la fitoestrazione, rispetto alle altre tecniche di bonifica convenzionali, è molto più economica (tab. 1).

Trattamento	Fattori aggiuntivi	Costo (\$/ton)
Vetrificazione	Monitoraggio a lungo termine	75-425
Smaltimento in discariche	Trasporto/scavo/monitoraggio	100-500
Trattamenti chimici	Riciclaggio dei contaminanti	100-500
Elettrocinesi	Monitoraggio	20-200
Fitoestrazione	Monitoraggio	5-40

Tabella 1. Costi delle tecniche per il trattamento del suolo

Fonte: Glass, D.J., (1999). *Economic potential of phytoremediation*. In: Raskin, I., Ensley, B.D. (Ed.), *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean up the Environment*. John Wiley & Sons, New York, 15-32

Le piante per la fitoestrazione di tali metalli dovrebbero avere, preferibilmente, le seguenti caratteristiche (Alkorta *et al.*, 2004):

- 1) tolleranza ad alte concentrazioni di metalli;
- 2) accumulare grosse quantità di metallo nei loro tessuti fuori dal suolo;
- 3) rapido tasso di crescita;
- 4) produzioni ragionevoli di elevate biomasse in campo;
- 5) abbondante apparato radicale;
- 6) facilità di gestione culturale;
- 7) proprietà geneticamente stabili;
- 8) eventuale interesse economico della biomassa.

Le piante che riescono ad accumulare metalli nei tessuti della parte aerea in concentrazioni di almeno 1% (Zn, Mn), 0,1% (Ni, Cr, Co, Cu, Pb e Al), 0,01% (Cd e Se) o 0,001% (Hg) su peso secco (Baker e Brooks, 1989) sono dette iperaccumulatrici.

In relazione ai suddetti requisiti, tutte le specie iperaccumulatrici hanno uno o



più dei seguenti difetti: lento e ridotto sviluppo di biomassa, derivante dalla spesa energetica necessaria per sostenere i meccanismi fisiologici che le proteggono dai metalli in eccesso presenti nel suolo (Boyd, 1998); apparato radicale poco esteso; necessità di determinate condizioni climatiche per il loro sviluppo ottimale; necessità di pratiche agronomiche per ottimizzare il processo di bioaccumulo e selettività di assorbimento (Ensley *et al.*, 1999). I tempi di bonifica variano, da 1 a 20 anni (Kumar *et al.*, 1995), in funzione del tipo e della gravità dell'inquinamento, della durata dello sviluppo della pianta e dall'efficienza estrattiva.

Per questi motivi, al fine di massimizzare le quantità di metalli estratti dal suolo, recentemente la ricerca si è indirizzata maggiormente verso specie ad alta produzione di biomassa, piuttosto che specie iperaccumulatrici (fig. 2).

Tra le specie a rapido accrescimento la Canna comune (*Arundo donax L.*), o canna domestica, è senz'altro una delle più interessanti.

La sua area di origine si estende dal bacino del Mediterraneo al Medio Oriente fino all'India, ma attualmente si può rinvenire, sia piantata che naturalizzata, nelle regioni temperate e subtropicali di entrambi gli emisferi.

Rispetto alle specie annuali, le colture erbacee perenni, come l'Arundo, presentano vantaggi energetici significativi, permettendo di ammortizzare i costi d'impianto (pari al 50% dell'energia totale spesa per la coltura) lungo l'intera durata della coltivazione, che può superare i 20 anni. Il limitato bisogno di lavorazioni del terreno, la prolungata ed intensa copertura del suolo e la resistenza alla trazione delle radici, rendono questa specie capace di incrementare la sostanza organica del suolo e ridurre i processi erosivi.

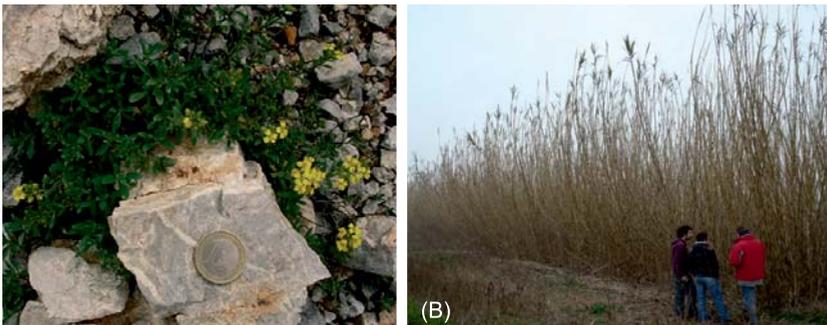


Figura 2. Differenze di habitus vegetativo tra specie iperaccumulatrici, *Alyssum wulfenianum* (A) e specie ad alta produttività di biomassa, *Arundo donax* (B)



La sua spiccata rusticità legata alla bassa esigenza di elementi nutritivi, alta resistenza a patogeni/parassiti, ed a stress idrici e termici rende inoltre l'Arundo adattabile ad ambienti molto poco ospitali e marginali come i substrati a forte concentrazione salina oppure inquinati.

Alcuni studi hanno recentemente messo in evidenza le capacità di *A. donax* per il risanamento o decontaminazione ambientale di siti fortemente inquinati da sostanze organiche o metalli pesanti mediante il loro assorbimento, degradazione e stabilizzazione come soluzione efficace e sostenibile da un punto di vista economico e ambientale. La canna comune presenta, inoltre, il vantaggio ecologico di non essere appetita dagli animali, e quindi evita la diffusione di sostanze tossiche e persistenti nella catena alimentare.

Gou e Miao (2010) hanno osservato come la canna comune possieda una forte tolleranza ai metalli pesanti ed in presenza di forti concentrazioni di cadmio e nichel non sono stati osservati effetti depressivi a carico del tasso fotosintetico e della crescita della pianta così come di altri importanti parametri fisiologici, quali conduttanza stomatica, concentrazione intercellulare di CO<sub>2</sub>, resistenza stomatica, contenuto e fluorescenza della clorofilla (Papazoglou *et al.*, 2007).

L'*Arundo donax* si presenta quindi come la specie più adatta al nostro scopo, soddisfacendo tutti i requisiti necessari:

- è una specie a rapidissima crescita (tra le migliori al mondo): quasi 10 cm al giorno;
- non necessita di particolari cure colturali;
- si adatta a quasi tutti i tipi di suoli;
- produce, in condizioni ottimali, una notevole quantità di biomassa (fino a 40-50 t ha<sup>-1</sup>);
- ha un apparato radicale profondo (200 cm);
- impedisce il pascolamento, essendo una specie non pabulare e garantendo una copertura fitta.

#### *Utilizzazione delle biomasse*

La biomassa usata per estrarre gli inquinanti, può avere un valore economico se impiegata per produrre energia per combustione o gassificazione seguita da cogenerazione. Le ceneri prodotte, ovviamente ricche in metalli, possono essere destinate, qualora economicamente conveniente, a processi estrattivi per



recuperare i metalli stessi. Tra le tecniche idrometallurgiche usate per estrarre i metalli dalle ceneri, il metodo carrier in pulp potrebbe fornire una soluzione ai problemi connessi al trattamento e recupero dei metalli dalle ceneri prodotte dopo l'incenerimento dei residui vegetali (Alloro *et al.*, 2008). Nel caso in cui ciò non sia possibile tali ceneri possono essere incorporate in conglomerati cementizi (Cunningham e Ow, 1996), in materiali non soggetti a degradazione o, ancora, destinate alla discarica, con il vantaggio di un ridotto volume rispetto alla biomassa tal quale (Kumar *et al.*, 1995; Mosca *et al.*, 2004).

Anche diverse produzioni no food (amido per la produzione di carta, colle, plastiche, olio per la produzione di biodiesel o oli industriali) possono portare ad un possibile ritorno economico, in quanto molte specie sono utilizzate per i semi (es. brassicacee) dai quali si estrae l'olio e molte piante non traslocano i metalli agli organi riproduttivi (Mosca *et al.*, 2004).

Numerose ricerche hanno anche prospettato la possibilità di produrre etanolo dalla biomassa dell'*Arundo donax*, previa separazione della cellulosa, idrolisi, fermentazione alcolica e distillazione. I residui ligninici (20/30% della biomassa iniziale) contenenti i metalli, potrebbero poi essere utilizzati per la produzione energetica, con combustione o meglio pirogassificazione. Quest'ultima tecnologia appare più interessante perché la combustione determina bassissime emissioni di CO<sub>2</sub> in quanto il gas ricco di idrogeno (syngas) in fase di combustione viene ossidato ad H<sub>2</sub>O, ed anche perché determina una produzione di ceneri (ricche di metalli) molto più contenuta (5/10%) rispetto alla normale combustione dei termovalorizzatori (20/30%), con evidenti vantaggi sui costi di smaltimento in discarica.

Recenti ricerche ancora in corso (Pirozzi *et al.*, 2010) hanno evidenziato anche la possibilità di utilizzare la biomassa di *A. donax* come substrato per la coltivazione di lieviti oleaginosi dai quali è possibile estrarre lipidi per la produzione di biodiesel. La stessa cellulosa può essere utilizzata come *building block* per lo sviluppo di polimeri biodegradabili.

Al fine di potenziare le capacità dell'*A. donax* di estrarre metalli dai suoli contaminati, nella nostra sperimentazione a scala di campo abbiamo potenziato la fitoestrazione mediante l'aggiunta al suolo di sostanze in grado da un lato di aumentare la biodisponibilità dei metalli pesanti e dall'altro di migliorare l'attività radicale delle piante: ovvero compost e *Trichoderma spp.*



### *Ruoli del compost*

La sostanza organica derivante dall'aggiunta di compost immobilizza i metalli pesanti che poi la mineralizzazione rende biodisponibili successivamente (Mc Grath *et al.*, 2000). In altri termini le sostanze umiche riducono la mobilità passiva (diffusione, trasporto di massa) con il rischio di contaminare i corpi idrici adiacenti, ma aumentano la mobilità attiva (assorbimento radicale) che è mediata dagli acidi organici essudati dalle radici. Infatti, l'aggiunta di sostanze umiche immobilizza i metalli in complessi organo-metallici stabili proteggendoli dalla solubilizzazione, e riducendo così il rischio di lisciviazione e quindi di inquinamento delle falde. In presenza degli acidi organici degli essudati radicali, però, si consente il rilascio e quindi l'assorbimento da parte delle piante fitoestratrici (Piccolo, 1989; Fiorentino *et al.*, 2010; Fiorentino *et al.*, 2012). Inoltre, il compost si è rilevato essere molto adatto nei processi di phytoremediation in quanto è dotato di microrganismi con elevate capacità metaboliche e di biodegradazione nei confronti di molti composti organici tossici come idrocarburi policiclici aromatici, solventi clorurati e pesticidi (Vallini *et al.*, 2002).

### *Ruoli delle micorrize (Trichoderma spp)*

Il *Trichoderma* è un fungo comune della rizosfera. È dimostrato che riesce ad instaurare una simbiosi di tipo mutualistico con la porzione ipogea delle piante e, mediante iperparassitismo, limita fortemente la crescita di funghi patogeni. Infatti, la produzione di metaboliti tossici e la forte azione micoparassitaria lo rende un ottimo antagonista di numerosi funghi patogeni di importanza economica come *F. oxysporum*, *R. solani*, *Phytophthora spp.*, *Verticillium spp.* e altri. Inoltre, i funghi del genere *Trichoderma* esplicano una attività di antibiosi attraverso la produzione di un vasto numero di metaboliti secondari ad attività antibiotica (Harman *et al.*, 2004). Alcuni ceppi stabiliscono forti e durature colonizzazioni delle superfici delle radici penetrando addirittura fino al di sotto dell'epidermide (Woo e Lorito, 2007). Grazie alla produzione di una grossa varietà di enzimi depolimerizzanti, *Trichoderma spp.* sono capaci di utilizzare come fonte di carbonio e azoto un ampio gruppo di composti e ciò, insieme all'abbondante produzione di conidi e all'adattabilità a diverse condizioni ambientali, conferisce a queste specie un'elevata competitività rispetto alla restante microflora del terreno. Altri ceppi di *Trichoderma* interagiscono



attivamente con la pianta promuovendone la crescita delle radici e del fusto (Harman *et al.*, 2004).

Negli ultimi anni è stata dimostrata anche la capacità di alcuni ceppi di *Trichoderma* di biodegradare o comunque tollerare una vasta gamma di inquinanti ambientali, tanto è vero che in letteratura è riportato il suo impiego nella phytoremediation di suoli inquinati da idrocarburi (Harman *et al.*, 2004). Tali ceppi, in virtù delle loro peculiarità, sono stati inseriti anche in programmi di recupero di suoli; essendo microrganismi rizosfera-competenti che contribuiscono alla stabilità delle comunità microbiche nella rizosfera, controllano la microflora patogena e competitiva; insomma, migliorano la salute delle piante e aumentano lo sviluppo e la densità delle radici. Nella fattispecie si è visto che il ceppo T22 di *T. harzianum* aumenta notevolmente l'efficacia delle piante utilizzate per il fitorisanamento e recenti studi hanno dimostrato che il trattamento delle radici di felci con questo fungo determina una drastica riduzione dei livelli di arsenico nei suoli contaminati ed un significativo incremento della biomassa radicale rispetto alle piante controllo (Harman *et al.*, 2004).

### **Obiettivi della ricerca**

Lo scopo della ricerca è stato quello di testare la capacità fitodepuratrice dell'*A-rundo donax* includendola in un protocollo di "fitoestrazione" assistita tramite l'inoculazione con *Trichoderma* e la fertilizzazione con compost.

Sono stati utilizzati materiali facilmente reperibili in commercio ed economici come il compost e un bioregolatore commerciale a base di *Trichoderma* e non si è ritenuto opportuno intervenire con concimazioni minerali ed irrigazioni con l'obiettivo di valutare un protocollo di fitoestrazione assistita a basso costo.

Si è scelto un sito moderatamente inquinato perché rappresenta, in maniera chiara, quella che è la situazione della maggior parte dei siti contaminati in Campania caratterizzati da un inquinamento di tipo diffuso.

### **Primi risultati di campo**

Il campo sperimentale è stato allestito in un'azienda privata e si trova ad Acerera, in provincia di Napoli, località inclusa nel Sito di Interesse Nazionale (SIN) Litorale Domitio Flegreo ed Agro Aversano. Le applicazioni di compost di bassa qualità e la combustione di rifiuti sono state riconosciute come le prin-



cipali fonti di inquinamento da cadmio (ARPAC, 2005). La tessitura del terreno è sabbiosa-limosa (USDA), con un alto contenuto di carbonati (50% in media), un pH sub-alcino (7,7) e un alto tenore di carbonio organico e azoto totale (1,73/0,18% rispettivamente). Il livello di contaminazione è moderato (3,4 mg kg<sup>-1</sup>), considerata la soglia di 2.0 mg kg<sup>-1</sup> prevista dal DLgs 152/06.

La fertilizzazione con il compost e l'inoculazione dei rizomi di *Arundo donax* con *Trichoderma* sono state combinate in modo fattoriale ottenendo i seguenti trattamenti: rizomi non inoculati e non fertilizzati (NT-NC); rizomi inoculati e non fertilizzati (T-NC); rizomi non inoculati e fertilizzati (NT-C) e rizomi inoculati e fertilizzati (T-C).

I trattamenti con compost e *Trichoderma* sono stati disposti in parcelle di 132 m<sup>2</sup> (6 x 22 m) ed inclusi in uno schema a blocchi randomizzati con tre repliche.

Il compost utilizzato, ottenuto da scarti verdi e frazione organica dei rifiuti solidi urbani (RSU), presentava un bassissimo contenuto in elementi potenzialmente tossici (PTEs) e le sue caratteristiche rientravano nei parametri di legge italiana in materia di fertilizzanti organici (L 784/94, DL 99/92) consentendone l'impiego in agricoltura senza nessuna restrizione. La distribuzione del fertilizzante organico alla dose di 20 Mg ha<sup>-1</sup> (FW), corrispondenti a 130 kg N ha<sup>-1</sup> è stata effettuata manualmente il 14 aprile 2009 e l'interramento è stato effettuato due giorni dopo a 20 cm con una fresatrice. I rizomi da trapiantare nelle parcelle T-NC e T-C sono stati inoculati con *T. harzianum* A6 immergendoli per 24 h in una sospensione di acqua 100ml/100L e di un bioregolatore commerciale (BioplantGuard<sup>®</sup>, Saipan Srl, Cava de' Tirreni, Italia, *T. harzianum* 107 CFU g<sup>-1</sup>).

Il trapianto è stato effettuato il 17 aprile 2009 ad una profondità di 20 cm con una distanza di 60 cm tra le file con una densità di 2,7 piante m<sup>-1</sup>.

Le piante sono state irrigate solo dopo il trapianto con l'obiettivo di assicurare un buon contatto tra radici e suolo, mentre durante l'intera stagione di crescita la coltura si è avvantaggiata unicamente dell'acqua meteorica.

I trattamenti sono stati effettuati ad inizio sperimentazione con lo scopo di valutarne gli effetti immediati (prima stagione di crescita) e quelli di medio termine (cicli successivi) legati ad un'unica applicazione.

Gli effetti dei trattamenti sulla produzione di *A. donax* mostrano un'azione sinergica di compost e *Trichoderma*, con un aumento del 38% rispetto alla media degli altri trattamenti (fig. 3).

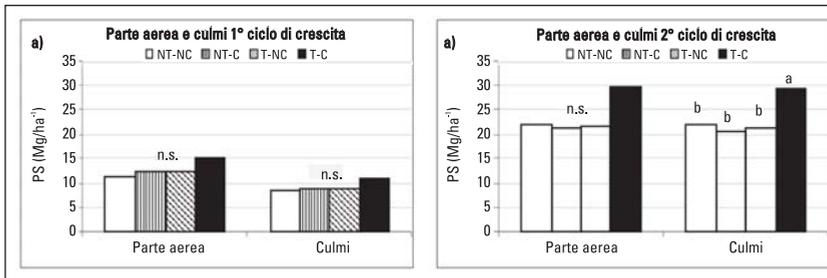


Figura 3 - *Trichoderma x Compost*: effetto sulla produzione di biomassa della parte epigea e dei culmi. Lettere differenti indicano valori diversi per  $p < 0,05$

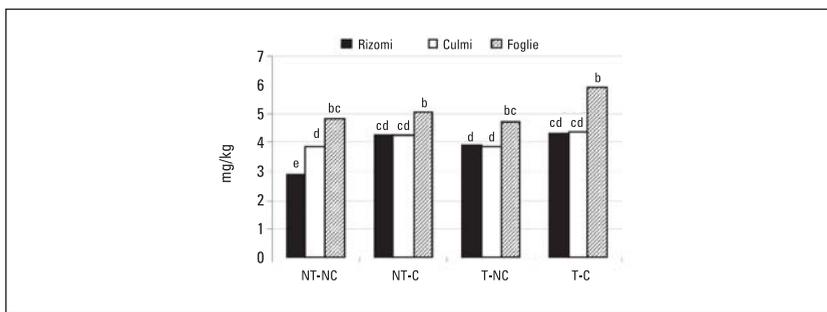


Figura 4 - Concentrazioni di Cadmio nei vari organi della pianta nel primo anno di crescita

I trattamenti (Compost e *Trichoderma*) hanno consentito di aumentare la fitoestrazione del Cd (fig. 4) soprattutto a carico di foglie (+20%) e rizomi (+30%), consentendo di raggiungere valori più alti di quelli riportati in letteratura:  $6 \text{ mg kg}^{-1}$  vs.  $0,57\text{-}1,42 \text{ mg kg}^{-1}$  (Gou e Miao, 2010) o vs.  $2,92\text{-}4,02$  (Kos *et al.*, 2003). Le asportazioni totali di Cadmio, nel primo anno non sono state molto alte ( $50\text{-}70 \text{ g ha}^{-1}$ ), ma in linea con quelli riportati in altri lavori (Kos *et al.*, 2003).

## Conclusioni e prospettive future

- 1) L'elevata produzione di biomassa dell'*A. donax*, non condizionata dal contenuto di Cd, apre buone prospettive per l'accoppiamento della fitoestrazione assistita con la produzione di energia o di materie prime per lo sviluppo di chimica verde. Questo consentirebbe di recuperare reddito per gli agricoltori rendendo economicamente produttivi suoli non destinabili alle produzioni alimentari e, in tempi medi, di restituire i suoli alle produzioni ordinarie.
- 2) Le asportazioni di Cd del primo anno fanno supporre che la tecnica di fitoestrazione possa essere utile a bonificare il nostro suolo.



- 3) Un ideale protocollo di bonifica con *Arundo donax* prevede la raccolta annuale della biomassa aerea destinata alla filiera energetica e la raccolta dei rizomi a fine ciclo produttivo (circa 10 anni). Culmi a basso contenuto di metalli possono essere utilizzati in processi ad alto livello tecnologico per la conversione in bioetanolo e biodiesel senza creare problemi all'attività della microflora coinvolta, ma non va scartata l'ipotesi di un utilizzo nella termovalorizzazione. La raccolta invernale potrebbe incrementare l'efficienza di questi processi grazie alla minore presenza di foglie nella biomassa aerea, ma va considerato che sarebbe associata ad un ritorno al suolo di notevoli quantità di metalli.
- 4) L'effetto positivo dell'interramento di compost sulla biodisponibilità dei metalli suggerisce la sua utilizzazione estensiva in protocolli di bonifica pianificati a livello regionale. Questo consentirebbe di recuperare la frazione organica dei rifiuti riducendone le quantità trasportate in discarica per introdurla in un ciclo virtuoso di recupero della fertilità dei suoli.
- 5) Gli effetti del *Trichoderma* sono tangibili in entrambi gli anni di sperimentazione. La sua attitudine a stimolare l'accrescimento della biomassa aerea e quindi ad incrementare i quantitativi di metalli asportabili suggeriscono un suo utilizzo soprattutto se in combinazione con il compost.

Naturalmente sono necessarie alcune condizioni per la realizzazione di una filiera sostenibile:

1) *Esistenza sul territorio di tutti gli attori della filiera entro un raggio critico di 50-70 km*

Trattandosi di un sistema molto complesso, nel quale i costi legati ai trasporti incidono in maniera particolare, è necessario organizzare la presenza sul territorio degli operatori appartenenti a tutti i sistemi produttivi coinvolti:

- sistema agricolo (coltivazione e produzione);
- sistema logistico (raccolta, trasporto, primo stoccaggio, ecc.);
- sistema industriale (trasformazione, gestione ceneri e riciclaggio metalli);
- sistema pubblico di controlli (Enti Locali, Università).

2) *Convenienza economica*

Le industrie sono disposte a pagare le biomasse fino a 40-50 €/t/s.s. Ciò consentirebbe di ottenere redditi agricoli interessanti con PLV pari a circa 1.200-1.500 €/ha/anno. Solo a queste condizioni il sistema risulterebbe autosostenibile.



### 3) *Sostenibilità ambientale*

Naturalmente è necessario che tutti i segmenti della filiera, dalla coltivazione delle biomasse al trasporto, fino ai processi di trasformazione, siano gestiti in modo da ridurle al minimo l'impatto ambientale.

### 4) *Fiducia e consenso delle popolazioni*

Un sistema così complesso deve coinvolgere tutti i soggetti presenti sul territorio, attivando operazioni di informazione, divulgazione, pianificazione partecipata, ma soprattutto garantendo la massima trasparenza attraverso un sistema indipendente di controllo e biomonitoraggio, degli impatti.

#### **Bibliografia**

Alkorta I., Hernandez-Allica J., Becerril J.M., Amezcaga I., Albizu I., Garbisu C. (2004). Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead and arsenic. *Reviews on Environmental Health* 3, 71-90.

Alorro R.D., Mitani S., Hiroyoshi N., Ito M., Tsunekawa M. (2008). Recovery of heavy metals from MSW molten fly ash by carrier-in-pulp method: Fe powder as carrier. *Minerals Engineering* 21, 1094-1101.

ARPAC (2005). Piano Regionale di Bonifica dei siti inquinati della regione Campania.

Baker A.J.M., Brooks R.R. (1989). Terrestrial higher plants which hyper accumulate metallic elements – Review of their distribution, ecology, and phytochemistry. *Biorecovery* 1, 81-126.

Boyd R.S. (1998). Hyperaccumulation as a plant defensive strategy. In: Brooks R.R. (Ed.) *Plants that hyperaccumulate metals*, CAB International, Wallingford, UK 181-201.

Chaney R.L., Li Y.M., Brown S.L., Angle J.S., Baker A.J.M. (1995). Hyperaccumulator based phytoremediation of metal-rich soils. In: *Will plants have a role in bioremediation? Proceeding of the Fourteenth Annual Symposium, Current Topics in plant biochemistry, physiology and molecular biology*. Aprile 19-22, Columbia MI: 33-34.

Cunningham S.D., Ow D.W. (1996). Promises and prospects of phytoremediation. *Plant Physiology* 110 (3), 715-719.

Ensley B.D., Blaylock M.J., Dushenkov S., Kumar N.P.B.A., Kapulnik Y. (1999). Inducing hyperaccumulation of metals in plant shoots. S.U. Patent 5 917 117. Date issued: 29 June 1999.

Fiorentino N., Impagliazzo A., Venterino V., Pepe O., Piccolo A., Fagnano M. (2010). Biomass accumulation and heavy metal uptake of giant reed on polluted soil in southern Italy. *Journal of biotechnology*, 150, S1, 261. doi:10.1016/j.jbiotec.2010.09.155.

Fiorentino N., Fagnano M., Venterino V., Pepe O., Zoina A., Impagliazzo A., Spigno P. (2012). Assisted phytoextraction of heavy metals: compost and *Trichoderma* effects on giant reed uptake and soil quality. *Plant Soil Environ.* (in press).

Glass D.J. (1999). Economic potential of phytoremediation. In: Raskin, I., Ensley, B.D. (Ed.), *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean up the Environment*. John Wiley & Sons, New York, 15-32.

Gou Z.H., Miao X.F. (2010). Growth changes and tissues anatomical characteristics of giant reed (*Arundo donax* L.) in soil contaminated with arsenic, cadmium and lead. *J. Cent. South Univ. Technol* 17, 770–777.

Harman G.E., Howell C.R., Viterbo A., Chet I., Lorito M. (2004). *Trichoderma* species-opportunistic, avirulent plant symbionts. *Nature Review Microbiology* 2, 43-56.

Kos *et al.* (2003). *Plant Soil Environ.*, 49: 548-553.



- Kumar P. B. A. N., Dushenkov V., Motto H., Raskin I. (1995). Phytoextraction: The use of plants to remove heavy metals from soils. *Environmental Science and Technology* 29, 1232–1238.
- Mc Grath S.P., Zhao F.L., Dunham S.J., Crosland A.R., Coleman K. (2000). Long-term changes in the extractability and bioavailability of Zinc and Cadmium after sludge application. *Environ. Qual.*, 29, 875-883.
- Mosca G., Vamerali T., Ganis A., Coletto L., Bona S. (2004). Miglioramento dell'efficienza agronomica della fitodecontaminazione di metalli pesanti. In: Zerbi G. e Marchiol L. (Ed.) *Fitoestrazione di metalli pesanti, contenimento del rischio ambientale e relazioni suolo-microrganismi-pianta*. Ed. Forum, Udine, 105-135.
- Papazoglou E.G., Serelis K.G., Bouranis D.L. (2007). Impact of high cadmium and nickel soil concentration on selected physiological parameters of *Arundo donax* L. *European J. of Soil Biol.* 43, 207-215.
- Piccolo A. (1989). Reactivity of added humic substances towards plant available heavy metals in soils. *The Sci. of the Total Environ.*, 81/82, 607-614.
- Pirozzi D., Yousuf A., Fagnano M., Mori M., Fiorentino N., Impagliazzo A. (2010). Lipids production by yeast grown on giant reed biomass. *Journal of biotechnology*, 150, S1, 167-168. doi:10.1016/j.jbiotec.2010.08.434.
- Vallini G., De Gregorio S., Pera A., Chuna Queda A.C.F. (2002). Exploitation of composting management for either reclamation of organic wastes or solid-phase treatment of contaminated environmental matrices. *Environmental Reviews/ Dossiers Environ.* 10(4), 195-207.
- Woo S.L., Lorito M. (2007). Exploiting the interactions between fungal antagonists, pathogens and the plant for biocontrol. In: Vurro M., Gressel J. (Eds.), *Novel Biotechnologies for Biocontrol Agent Enhancement and Management*. IOS, Springer Press, Amsterdam, the Netherlands, 107-130.



## La posizione dell'Unione Petrolifera nei processi di bonifica

Donatella Giacopetti (Responsabile Ufficio Salute, Sicurezza e Ambiente, Unione Petrolifera)

### Sommario

Con la legge delega in campo ambientale 69/2009 il governo non ha apportato ulteriori modifiche alla norma relativa alla bonifica dei siti contaminati contenuta nel DLgs 152/06 "Norme in materia ambientale". Nonostante l'assenza di un intervento da parte del legislatore, il settore industriale resta chiuso tra due esigenze: il bisogno di avere un quadro giuridico di riferimento certo e il più possibilmente stabile e la necessità di un perfezionamento della norma per conseguire una semplificazione delle procedure. Inoltre, occorre tener conto dell'evoluzione futura del settore della raffinazione, ormai in crisi strutturale, che porterà ad un aumento delle attività di dismissione nei prossimi anni. Gli accordi di programma restano lo strumento di elezione per definire nel dettaglio tempi e modalità di attuazione degli interventi nel quadro della disciplina generale, ma è necessario che siano definiti nell'ambito di una concertazione tra soggetti pubblici e privati. Infine, occorre preferire la sostenibilità nelle scelte delle tecnologie di bonifica, considerando in modo integrato le conseguenze ambientali, sociali ed economiche delle stesse.

### 1. Il quadro attuale

#### *1.1. Lo stato della normativa e le problematiche*

Con la 18 giugno 2009, n. 69, "Disposizioni per lo sviluppo economico, la semplificazione, la competitività nonché in materia di processo civile") il Governo era delegato ad adottare, entro il 30 giugno 2010, uno o più decreti legislativi recanti disposizioni integrative e correttive del DLgs 3 aprile 2006, n. 152 "Norme in materia ambientale"). Con la nuova delega il legislatore non ha inciso sulla parte IV del Titolo V relativa alla bonifica dei siti contamina-



ti, emanando disposizioni integrative in materia di VIA, IPPC ed emissioni (DLgs 29 giugno 2010, n. 128).

Il settore industriale resta chiuso tra due esigenze: da una parte ha bisogno di avere un quadro giuridico di riferimento certo e più possibilmente stabile, dall'altra è necessario un perfezionamento della norma che renda più compatibile il procedimento amministrativo di bonifica con l'operatività dei siti produttivi.

La necessità di un perfezionamento della normativa è confermata da due indicatori che forniscono il quadro dello stato delle bonifiche in Italia: i dati statistici sul numero dei siti contaminati e sullo stato di avanzamento dei procedimenti e la giurisprudenza che si è prodotta nell'ultimo quinquennio.

#### 1.1.A. Dati statistici

I dati statistici da fonti istituzionali indicano oltre 13.000 siti potenzialmente contaminati. Di questi, ben 12.943 sono siti di competenza regionale ma i restanti 57 ai Siti di interesse nazionale (SIN) occupano oltre il 3% dell'intero territorio italiano.

I 57 SIN ricomprendono un totale di 821.000 ettari di aree a terra e quasi 340.000 di aree a mare. I dati relativi all'ultimo aggiornamento sullo stato di avanzamento delle bonifiche dei SIN, riportano: la caratterizzazione risulta attivata nel 16% della superficie complessiva e conclusa sul 2%; mentre le aree svincolate, a seguito di bonifica o verifica di assenza di contaminazione, costituiscono ancora percentuali marginali nella maggior parte dei SIN.

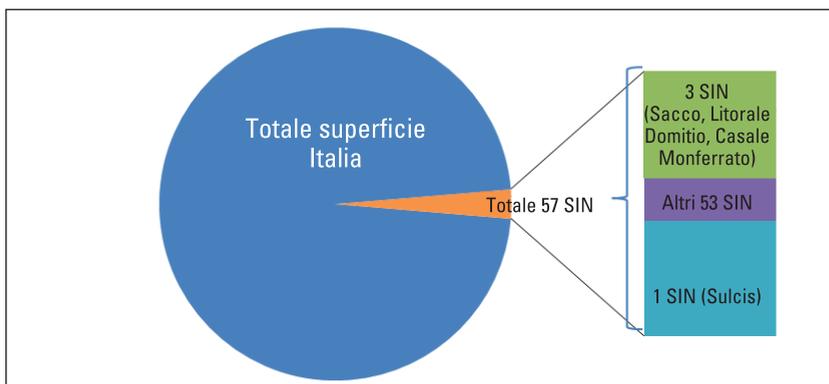


Figura 1 - Estensione dei 57 SIN rispetto alla superficie italiana



A livello regionale, invece, i siti bonificati rappresentano il 30% di quelli effettivamente contaminati, mostrando una velocità di bonifica di circa 3 ordini di grandezza più elevata rispetto ai SIN.

#### 1.1.B. Giurisprudenza

Un altro indicatore che è stato preso a riferimento per individuare eventuali aree critiche dell'applicazione della norma sulla bonifica dei siti contaminati è stata la produzione della giurisprudenza amministrativa in materia. Negli ultimi anni i Tribunali Amministrativi Regionali (TAR) si sono espressi con numerose sentenze che rilevano come siano state più volte reiterate prescrizioni, precedentemente sospese in via cautelare o annullate in primo grado, disattendendo dunque le pronunce già rese dai TAR.

Senza entrare nel merito dei singoli aspetti, si rileva che negli ultimi anni (2005-2009) le sentenze favorevoli alle imprese sono in numero elevato (oltre 30) mentre sono molto rare quelle contrarie (poche unità).

I temi oggetto di sentenza individuano gli ambiti della norma per cui sono necessari chiarimenti o perfezionamenti della norma:

- rimodulazione degli obiettivi;
- scelte tecniche;
- imposizione di interventi precostituiti;
- marginamento fisico delle falde;
- rimozione della contaminazione mediante dragaggio;
- omessa ponderazione del rapporto costo/benefici;
- accertamento della responsabilità;
- proprietario incolpevole;
- impedimenti tecnico-giuridici al pieno utilizzo delle aree.

#### 1.1.C. Confronto con l'Europa

Dal confronto fra le legislazioni di diversi Paesi europei emergono altri due dati di particolare rilievo che riguardano i valori-soglia superati i quali è necessario applicare l'analisi di rischio:

- i valori soglia (CLA) italiani risultano nella maggior parte dei casi più restrittivi rispetto a quelli degli altri Paesi considerati dallo studio;
- in Italia il numero delle sostanze per cui sono fissati limiti di concentrazione



accettabili è di gran lunga superiore a quello degli altri Paesi: Gran Bretagna, Austria, Vallonia (Belgio) e Germania prevedono meno di 20 valori limite, gli altri Paesi hanno definito fino a 80 valori limite mentre l'Italia ha fissato ben 234 concentrazioni soglia di contaminazione.

Questi dati evidenziano che il nostro Paese risulta avere i valori di attenzione (oltre i quali è necessario condurre approfondimenti sullo stato di contaminazione del sito) più cautelativi rispetto a quelli degli altri Paesi esaminati. Il fatto che l'Italia abbia definito un altissimo numero di sostanze per le quali sono definite concentrazioni soglia di contaminazione è stata certamente una delle cause dell'inclusione di vastissime aree del territorio nazionale fra i siti contaminati. Rispetto agli altri Paesi europei ciò può determinare maggiori oneri per quanto riguarda la caratterizzazione e la bonifica dei siti, dovendo tener conto di un elevato numero di possibili inquinanti delle matrici ambientali e, quindi, essendo possibili continue richieste di integrazione dei parametri indagati da parte dell'autorità.

Il confronto con la situazione di altri Paesi europei evidenzia un forte divario fra i costi che gli operatori sono chiamati a sostenere con l'applicazione dell'analisi di rischio e con l'approccio tabellare. L'esigenza del mondo industriale di applicare l'analisi di rischio non è comunque volta solo ed esclusivamente ad un contenimento dei costi e ad un corretto bilanciamento del rapporto costo-beneficio dell'intervento, ma anche a poter individuare soluzioni di intervento mirate ed efficaci con il conseguente sviluppo di innovative tecnologie di bonifica.

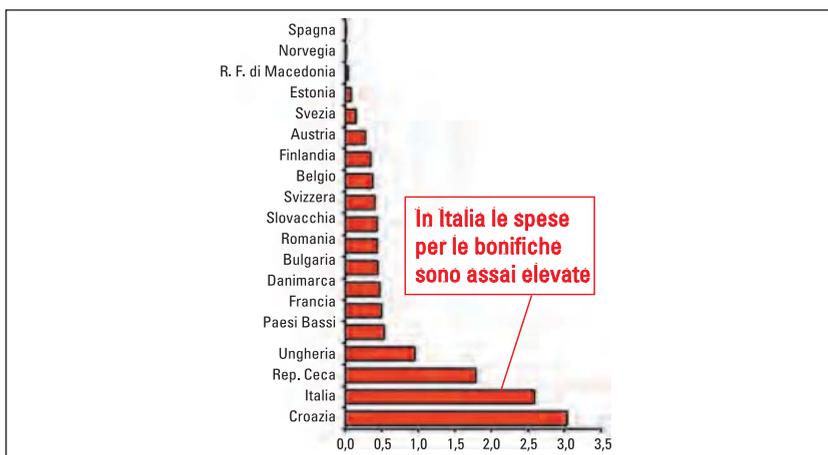


Figura 2. Confronto fra le spese dei diversi paesi europei per la gestione dei siti contaminati

### *1.2. Il settore petrolifero*

La raffinazione è per sua stessa natura un mercato internazionale è perciò influenzato da molteplici fattori sia politici sia economici. I mutamenti intervenuti in questi ultimi anni sui mercati petroliferi internazionali hanno avuto un forte impatto sull'operatività dell'industria petrolifera italiana ed europea determinandone una condizione particolarmente difficile.

In Italia esiste al momento una capacità di raffinazione di 106 milioni di tonnellate, con tassi di utilizzo dall'82%-83% (95% nel 2005-2008). Tenuto conto della possibile evoluzione dei consumi petroliferi, nei prossimi anni si profila un eccesso di capacità compreso tra i 15 e 20 milioni di tonnellate, ossia l'equivalente di 3-4 raffinerie di medie dimensioni, la cui chiusura avrà inevitabili ricadute sul fronte occupazionale. Il settore industriale è consapevole che per rimanere competitivi rispetto alla forte concorrenza internazionale sarà necessario investire ingenti risorse per rispondere al mutamento della domanda, alle nuove qualità di greggio e alle normative in materia ambientale destinate ad un progressivo inasprimento sia dal lato delle specifiche dei prodotti sia delle emissioni industriali.

Occorre pertanto creare le giuste condizioni politiche ed economiche affinché un patrimonio di competenze e tecnologia non venga disperso rendendo il Paese più fragile ed esposto sul fronte della dipendenza dall'estero, soprattutto per i prodotti finiti più soggetti alla volatilità dei mercati. Per gestire correttamente i mutamenti in atto negli equilibri dei mercati petroliferi nazionali e mondiali, la soluzione risiede principalmente nel migliorare considerevolmente il livello di efficienza e competitività dell'industria petrolifera italiana ed europea nel mercato internazionale. Questa consapevolezza ha portato all'elaborazione delle proposte, illustrate sinteticamente nel paragrafo successivo presentate alle Amministrazioni di riferimento come quelle percorribili per la salvaguardia del settore.

## **2. Proposte per incentivare il recupero dei siti contaminati**

### *2.1. Modifiche alla normativa in materia di bonifiche*

Dall'analisi effettuata possiamo dire che la norma in vigore non ha raggiunto la piena applicazione e la giurisprudenza amministrativa ha evidenziato orientamenti che andrebbero meglio chiariti all'interno della legge. Resta pertanto necessario un perfezionamento della normativa di riferimento conseguendo prioritariamente:



- 1) la definizione degli obiettivi di bonifica delle acque, tenendo conto degli obiettivi di qualità dei corpi idrici previsti dai piani di tutela delle acque in attuazione della direttiva 2000/60 e il raggiungimento dei valori tabellari (CSC) solo se il corpo idrico ha un utilizzo idropotabile;
- 2) la piena applicazione dell'analisi di rischio sito-specifica per i suoli, ma anche per la acque in coordinamento con la disciplina relativa alla Tutela delle Risorse Idriche, in tutti i siti potenzialmente contaminati, compresi anche quelli dichiarati "Siti di preminente interesse pubblico per la riconversione industriale" ai sensi dell'art. 252bis del DLgs 152/2006 dove attualmente sono previsti obiettivi tabellari;
- 3) l'inserimento di procedure alternative per la definizione del fondo naturale o dell'eventuale inquinamento diffuso da parte del proponente il progetto di bonifica nel caso in cui non siano ancora stati determinati dall'autorità competente, in modo da fissare correttamente gli obiettivi di bonifica;
- 4) la previsione di disposizioni che consentano la rapida restituzione agli usi legittimi di terreni non contaminati o già bonificati all'interno di siti ancora oggetto di interventi di bonifica;
- 5) la revisione delle procedure per l'autorizzazione ed effettuazione degli interventi di bonifica e ripristino in modo tale che, per i siti in esercizio, venga garantita la possibilità sia di procedere con l'ordinaria gestione del sito stesso (in particolare manutenzione e costante adeguamento tecnologico degli impianti e delle reti di servizio), sia di rendere possibili investimenti per il mantenimento della competitività dell'attività produttiva.

#### 2.1.1. Utilità degli strumenti volontari

Un altro elemento importante per conseguire un nuovo approccio per le bonifiche del settore petrolifero è quello dell'utilizzo degli strumenti volontari. Con il correttivo al Codice ambientale del 2008 è stato inserito un nuovo articolo (art. 252-bis) che istituisce "i Siti di preminente interesse pubblico per la riconversione industriale". Tali siti hanno la caratteristica di essere contaminati da eventi antecedenti al 30 aprile 2006 ed avere programmi ed interventi di riconversione industriale e di sviluppo economico produttivo.

I progetti di bonifica delle acque e dei terreni di area saranno coordinati e gestiti tramite accordi di programma tra Amministrazioni pubbliche e soggetti



privati interessati. La competenza spetta al Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Mare per gli interventi di bonifica e al Ministero dello Sviluppo Economico per gli interventi di riconversione industriale. Gli oneri connessi alla messa in sicurezza e alla bonifica, nonché quelli conseguenti all'accertamento di ulteriori danni ambientali sono a carico del soggetto responsabile della contaminazione, qualora sia individuato, esistente e solvibile. In tali siti i Ministeri dell'Ambiente e Sviluppo economico dovrebbero coordinare e facilitare, rispettivamente, gli interventi di bonifica e reindustrializzazione attraverso appositi accordi di programma con i soggetti privati. Al momento non è stato possibile dare il via al programma di riqualificazione dei Siti industriali per mancanza di fondi da parte dello Stato, ma lo strumento di gestione individuato resta di estremo interesse per il settore industriale.

Altro tipo di accordo di programma è costituito da quelli che negli ultimi anni il Ministero dell'Ambiente ha stipulato con gli Enti locali per la gestione degli interventi di bonifica nei Siti di interesse nazionale, allo scopo di coordinare gli interventi di competenza della parte pubblica e di definire le modalità di spesa dei finanziamenti previsti.

Gli accordi stipulati negli ultimi anni presentano diversi elementi comuni: sono sottoscritti da soggetti pubblici, a vario titolo coinvolti nel procedimento di bonifica; individuano gli interventi di messa in sicurezza della falda e delle aree pubbliche o la bonifica dei sedimenti e degli arenili, ove necessario; la copertura finanziaria degli interventi è stabilita sulla base di risorse dello Stato (Programma nazionale di bonifica) e delle Regioni interessate, o ricavate da successive transazioni con i soggetti privati interessati; la quantificazione del danno ambientale è riferita in genere all'intervento di rimozione dei sedimenti marini.

I soggetti privati possono successivamente aderire con una transazione con la quale il soggetto privato paga il suo contributo per il progetto di bonifica della falda e per il risarcimento del danno ambientale. L'adesione si conclude con una transazione con la quale il soggetto privato paga il suo contributo per il progetto di bonifica della falda e per il risarcimento del danno ambientale. Il criterio di ripartizione su ciascun soggetto è un criterio pro quota in funzione della superficie del sito. Il soggetto privato riceve in cambio delle facilitazioni finanziarie e, di fatto, lo sblocco dell'intervento di bonifica dei suoli di pro-



pria pertinenza e di conseguenza dell'operatività del sito. Relativamente alla possibile sottoscrizione di quest'ultimo tipo di accordi il sistema industriale ha valutato come elementi ostativi alla stipula la mancanza di chiarezza dei criteri di quantificazione del danno e l'inclusione, tra i "soggetti obbligati", dei "titolari di doveri di custodia delle aree contaminate". In considerazione della diversa storia dei siti le singole aziende stanno valutando in maniera specifica la possibilità o meno di aderire agli accordi proposti.

Anche se è indiscussa la validità degli strumenti volontari per la soluzione di casi complessi, resta determinante chiarire i criteri di quantificazione che dovrebbero riferirsi prevalentemente a quelli previsti dalla direttiva comunitaria 2004/35/CE, così come la divisione degli oneri di riparazione che dovrebbe tener conto del nesso di causalità tra attività industriale e inquinamento e degli anni in cui tale inquinamento si è prodotto, un anno e mezzo di esperienza in campo.

### 2.1.2. Sviluppo sostenibile

Un altro tema sul quale si pone sempre più spesso l'accento è l'adozione di un approccio integrato tra gli interventi di bonifica e le altre iniziative di sostenibilità quali l'efficienza energetica, la riduzione delle emissioni e dei rifiuti.

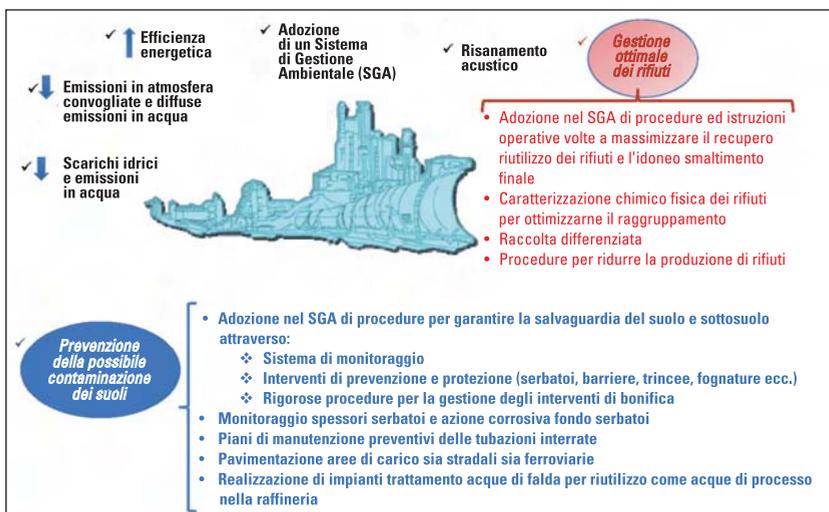


Figura 3 - ALA per il settore petrolifero. Principali prescrizioni in materia di suoli e rifiuti



Ciò nasce dalla necessità di ottimizzare le attività di bonifica per mantenere competitivo il settore industriale, che ormai risente in maniera pesante della crisi economica, e dalla convergenza con la politica di prevenzione e gestione integrata dell'inquinamento che per i grandi siti industriali si sta perseguendo con il rilascio delle Autorizzazioni Integrate Ambientali. Le AIA prevedono infatti misure di prevenzione della possibile contaminazione dei suoli quali, ad esempio: l'adozione di procedure attraverso sistemi di monitoraggio; interventi di prevenzione e protezione su serbatoi, barriere, trincee, fognature, ecc.; piani di manutenzione preventivi delle tubazioni interrate: realizzazione di impianti trattamento acque di falda per riutilizzo come acque di processo nella raffineria. Tali misure sono prescritte dall'amministrazione con tempi di realizzazione congrui e compatibili con la prosecuzione dell'attività industriale.

### **3. Conclusioni**

In conclusione si può affermare che per incentivare il recupero dei siti contaminati è opportuno agire a diversi livelli, incidendo in maniera limitata con un perfezionamento della normativa di riferimento, prevedendo una piena applicazione dell'analisi di rischio sito-specifica a tutte le matrici ambientali (suoli e acque) e a tutti i siti potenzialmente contaminati; sarebbe poi necessaria una maggiore applicazione dell'analisi di rischio sito-specifica, che essendo calata sulla singola realtà del sito consentirebbe di abbandonare le assunzioni basate sul principio di precauzione per assenza di informazioni, consentendo un ottimale rapporto costo-beneficio. Gli organi tecnici centrali stanno fornendo un adeguato supporto tecnico a tutti gli operatori, pubblici e privati.

Resta determinante per la soluzione dei casi più complessi il coinvolgimento delle imprese nel processo decisionale relativo alla definizione degli obiettivi da raggiungere e degli interventi da attuare nel singolo sito, in analogia a quanto disposto con l'art. 252 bis, che andrebbe esteso a tutte le procedure.

Gli accordi di programma restano lo strumento di elezione per definire nel dettaglio tempi e modalità di attuazione degli interventi nel quadro della disciplina generale ma è necessario che siano definiti nell'ambito di una concertazione tra soggetti pubblici e privati. Infine, occorre preferire la sostenibilità nelle scelte delle tecnologie di bonifica considerando in modo integrato le conseguenze ambientali, sociali ed economiche delle stesse.



Arpa Umbria - Agenzia regionale per la protezione ambientale

ARPA

micron

