



**A.P.A.T.**

*Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici*

*Servizio Interdipartimentale Emergenze Ambientali*

***PHYTOREMEDIATION: METODOLOGIE,  
PARAMETRI E PROTOCOLLO D'APPLICAZIONE***

***Dott.ssa Fiammetta Baglivo***

**Tutor: Ing. Giuseppe Marella**

***Con la collaborazione della Dott.ssa Flavia Saccomandi***

# INDICE

ABSTRACT.....	5
INTRODUZIONE .....	8
1. LA PHYTOREMEDIATION.....	9
1.1. Premessa .....	9
1.2. Fisiologia di base delle piante .....	12
1.2.1. Nutrizione inorganica .....	12
1.2.2. Le piante e i microorganismi .....	13
1.2.3. Le piante come “green liver” .....	14
1.2.4. La traspirazione .....	16
1.3. Fitotecnologie .....	16
1.3.1. Fitoestrazione .....	16
1.3.2. Fitostabilizzazione .....	21
1.3.3. Fitodegradazione .....	23
1.3.4. Fitovolatilizzazione .....	27
1.3.5. Rizodegradazione .....	28
1.3.6. Rizofiltrazione .....	29
1.3.7. Applicazioni .....	31
1.3.7.1. Constructed wetlands.....	31
1.3.7.2. Barriere idrauliche .....	34
1.3.7.3. Sistemi di copertura vegetativa.....	36
1.3.7.4. Zone tampone .....	38
2. PARAMETRI APPLICATIVI .....	40
2.1. Applicazione della tecnologia .....	40
2.2. Contaminanti .....	42
2.2.1. Contaminanti organici .....	42
2.2.2. Contaminanti inorganici .....	43
2.2.3. Miscele di contaminanti.....	44
2.2.4. Concentrazione ed età dei contaminanti.....	44
2.2.5. Movimento dei contaminanti.....	45
2.3. Piante .....	46

2.3.1.	Scelta delle piante.....	46
2.3.2.	Sistema radicale.....	49
2.3.3.	Impatto della vegetazione contaminata .....	50
2.4.	Dalla teoria alla pratica: fasi di progettazione di un intervento di <i>phytoremediation</i> .....	51
2.4.1.	Test di laboratorio.....	51
2.4.2.	Impianti pilota .....	52
2.5.	Costi.....	54
2.6.	Vantaggi e limiti .....	57
3.	PROGETTI E CASI STUDIO.....	62
3.1.	Diffusione della tecnologia.....	62
3.2.	Phytodec .....	67
3.3.	PhyLeS .....	69
3.3.1.	Descrizione del sito d'intervento.....	70
3.3.1.1.	Ubicazione.....	70
3.3.1.2.	Caratteristiche del suolo e livello di contaminazione.....	70
3.3.2.	Sperimentazione .....	71
3.3.2.1.	Scelta delle piante.....	71
3.3.2.2.	Allestimento dell'area d'intervento .....	72
3.3.2.3.	Attività di campo .....	73
3.3.2.4.	Risultati.....	74
3.3.2.5.	Punti critici .....	76
3.3.2.6.	Gestione dei rifiuti (biomassa vegetale e percolato) .....	76
3.3.2.7.	Tempi.....	79
3.3.2.8.	Costi.....	79
3.4.	Progetti su siti d'interesse nazionale .....	80
3.4.1.	BRINDISI.....	80
3.4.1.1.	Descrizione del sito .....	80
3.4.1.2.	Intervento di bonifica .....	82
3.4.2.	CROTONE .....	86
3.4.2.1.	Descrizione del sito .....	86
3.4.2.2.	Intervento di bonifica .....	87
3.4.3.	BRESCIA .....	91
3.4.3.1.	Descrizione del sito .....	91

3.4.3.2. Intervento di bonifica .....	93
CONCLUSIONI .....	100
BIBLIOGRAFIA .....	102

**ABSTRACT*****Phytoremediation: metodologie, parametri e protocollo d'applicazione***

La *phytoremediation* è una tecnologia che sfrutta la capacità depurativa delle piante per la bonifica *in situ* di suoli, sedimenti ed acque contaminate.

Negli ultimi anni, la ricerca in questo settore ha permesso di approfondire la conoscenza dei meccanismi d'assorbimento e di trasformazione operati dalle piante nei confronti di composti chimici xenobiotici di natura organica (solventi clorurati, composti derivati dal petrolio, pesticidi ed esplosivi), nonché dei meccanismi d'estrazione ed accumulo di contaminanti inorganici come i metalli pesanti (piombo, cadmio, zinco, nichel) e radionuclidi (cesio, uranio, stronzio)<sup>1</sup>.

Alcune specie vegetali posseggono, infatti, la capacità di assorbire e di trasformare contaminanti organici in sottoprodotti metabolici meno tossici (*fitodegradazione*) e, in alcuni casi, liberarli in atmosfera tramite il processo di traspirazione (*fitovolatilizzazione*). Altre invece, sono in grado di estrarre dal suolo ed accumulare negli organi aerei elevate concentrazioni di metalli, senza presentare fenomeni di tossicità (*fitoestrazione*). Le piante inoltre possono agire stimolando la degradazione microbica di inquinanti organici nella rizosfera tramite la produzione di essudati radicali ed enzimi nel suolo (*rizodegradazione*). Infine, le radici possono svolgere direttamente un effetto di filtro nei confronti di metalli presenti nelle acque (*rizofiltrazione*) o stabilizzare gli inquinanti tramite processi di controllo idraulico (*fitostabilizzazione*).

L'interesse per la *phytoremediation* si è sviluppato rapidamente poiché si tratta di una tecnologia "pulita" ed economica che può essere applicata per lunghi periodi, inoltre possiede un'intrinseca valenza estetica, grazie alla quale trova largo consenso nell'opinione pubblica. La *phytoremediation* può costituire una soluzione efficace in presenza di contaminanti tossici, laddove altre tecnologie sarebbero troppo costose o impraticabili, o nei casi di livelli di contaminazione da bassi a moderati, quando è richiesto un trattamento di affinamento della bonifica da poter applicare a lungo termine, infine, in associazione ad altre tecnologie, come copertura finale di siti già bonificati.

I limiti della *phytoremediation* risiedono nel pericolo di contaminazione della catena alimentare, nei lunghi tempi di trattamento richiesti per raggiungere gli obiettivi di

---

<sup>1</sup> Schnoor, 2002.

bonifica, e nella difficoltà di operare con le piante in presenza di elevati livelli di contaminazione (fitotossicità).

La caratterizzazione del sito oggetto di bonifica, i test di trattabilità condotti in laboratorio, le sperimentazioni in serra o tramite realizzazione di impianti pilota, risultano indispensabili ai fini di una corretta individuazione dei confini di applicabilità di questa tecnologia<sup>2</sup>.

Sebbene il fulcro del mercato della *phytoremediation* sia rappresentato dagli Stati Uniti, si registrano molte attività in campo industriale, nelle università e nei centri di ricerca, nonché progetti a livello governativo anche in Canada, Europa e in altri paesi del mondo (Giappone, Australia, Nuova Zelanda, Sud Africa). Grazie ai finanziamenti dell'Unione Europea, uniti al grande apporto che internet fornisce allo scambio di conoscenze in questo settore, sono nate forme di collaborazione e consorzi di professionisti e ricercatori, allo scopo di unire gli sforzi per approfondire tutti gli aspetti di questa nuova tecnologia<sup>3</sup>.

Il presente lavoro è finalizzato alla descrizione dei meccanismi d'azione, dell'applicabilità e dell'efficienza della *phytoremediation*, accanto alla trattazione di casi studio, sperimentazioni su campo e valutazioni di tipo economico.

## **ABSTRACT**

### ***Phytoremediation: methodologies, parameters and application protocol***

*Phytoremediation* is the use of vegetation for *in situ* treatment of contaminated soils, sediments, and waters.

In the last few years, a greater understanding has been achieved regarding the uptake and metabolism of organic xenobiotic chemicals (chlorinated solvents, petrochemicals, pesticides, explosives) and the accumulation of inorganics (lead, cadmium, nickel and zinc) by plants<sup>4</sup>.

Plants can take up and transform organic chemicals to less toxic metabolites (*phytodegradation*), and, in some cases they can transpire and release them into the atmosphere (*phytovolatilization*). Others plants have shown the capacity to extract and accumulate relatively high concentrations of metals into aboveground biomass without

---

<sup>2</sup> I.T.R.C., 2001.

<sup>3</sup> Glass, 1999.

<sup>4</sup> Schnoor, 2002.

toxicity (*phytoextraction*). Also, plants can stimulate the microorganism degradation of organic chemicals in the rhizosphere by the release of root exudates and enzymes in the soil (*rhizodegradation*). Filtering metals from water onto root systems has also been successful (*rhizofiltration*), and stabilizing wastes by hydraulic control (*phytostabilization*) is a widely recognized strategy.

*Phytoremediation* is popular because of its cost effectiveness, aesthetic advantages, and long-term applicability. Applications include hazardous waste sites where other methods of treatment are too expensive or impractical, low-level contaminated sites where only “polishing treatment” is required over long periods of time, and sites where phytoremediation is used in conjunction with other technologies as a final cap and closure. Limitations of the technology include the potential for introducing the contaminant or its metabolites into the food chain, long times required for cleanup, and toxicity encountered in establishing and maintaining vegetation at waste sites.

Site characterization, treatability tests, greenhouse or pilot field studies of selected plants are important to define the boundaries of phytoremediation technology<sup>5</sup>.

Although the bulk of today commercial’s market of *phytoremediation* is in the U.S.A., there are significant industrial, academic, and government activities taking place in Canada, Europa and elsewhere in the world (Japan, Australia, New Zeland, South Africa). Through the funding efforts of European Union and the unifying effects of the internet, international research collaborations and consortia of scientists have been formed, which are helping coordinate activities and studies about various aspects of phytotechnologies<sup>6</sup>.

This work focuses on a description of *phytoremediation* technology, its applications, and performance to date. Case studies, costs, and field experience are discussed.

---

<sup>5</sup> I.T.R.C., 2001.

<sup>6</sup> Glass, 1999.

## INTRODUZIONE

Il presente lavoro di stage, svolto presso il Servizio Interdipartimentale Emergenze Ambientali, Settore Bonifiche, ha avuto come oggetto lo studio delle potenzialità e dell'applicabilità di una tecnologia emergente nel settore della gestione dei siti contaminanti: la *phytoremediation*. Si tratta di una tecnica che sfrutta la capacità naturale di alcune piante di accumulare, degradare e stabilizzare una vasta gamma di contaminanti, in varie matrici ambientali (suolo, sedimenti, acque).

L'interesse per questa tecnologia si è sviluppato rapidamente poiché si tratta di una soluzione a basso costo e a ridotto impatto ambientale: non comporta, infatti, rilevanti investimenti economici né la necessità di realizzare impianti o particolari installazioni, inoltre, essendo applicata principalmente *in situ*, evita operazioni di scavo e conseguente smaltimento in discarica di grossi volumi di suolo e/o di scorie.

Gli obiettivi del presente lavoro comprendono:

- *Descrizione della tecnologia*: sulla base dei dati reperiti in letteratura è stato possibile offrire una panoramica delle principali fitotecnologie che si sono sviluppate separatamente nell'ambito della *phytoremediation*, definendo per ciascuna i meccanismi d'azione, i contaminanti trattati e le specie vegetali utilizzate.
- *Valutazione dell'applicabilità della tecnologia*: si è proceduto alla definizione dei parametri che influiscono sul raggiungimento degli obiettivi di bonifica, definendo i limiti ed i punti di forza che caratterizzano la *phytoremediation*.
- *Realizzazione di un intervento di bonifica*: si è proceduto all'indagine delle varie fasi che caratterizzano la preparazione (test di microcosmo e di mesocosmo) e la realizzazione di un intervento di bonifica;
- *Diffusione della tecnologia*: si è ritenuto indispensabile concludere questo lavoro valutando lo stato di avanzamento di questa tecnologia su scala mondiale, approfondendo i casi studio ed i progetti realizzati o in via di realizzazione in Europa e in Italia.



# 1. LA PHYTOREMEDIATION

## 1.1. Premessa

Il termine *phytoremediation* (fitobonifica, fitorecupero) si riferisce ad una tecnologia emergente che utilizza le piante per la bonifica di varie matrici ambientali contaminate (suolo, sedimenti, acque)<sup>7</sup>. Questa tecnica sfrutta la capacità della vegetazione di degradare, rimuovere e contenere molti inquinanti, talvolta in associazione all'azione degradativa dei microorganismi.

La *phytoremediation*, pur essendo ancora in fase di sviluppo, è oggetto di interesse e di studio ormai da un decennio sia negli U.S.A. che in Europa, Italia compresa, ed ha già trovato applicazioni sperimentali, anche in pieno campo, per il trattamento di varie classi di inquinanti (composti organici clorurati, esplosivi, pesticidi, idrocarburi, metalli pesanti e radionuclidi).

Negli ultimi anni, a seguito delle attività antropiche, l'inquinamento dell'ambiente ha assunto proporzioni notevoli ed è nata la necessità di trovare tecnologie efficaci che consentano di ripristinare agli usi legittimi i siti contaminati, e contemporaneamente raggiungere gli obiettivi di qualità dell'ambiente imposti dalla normativa.

La *phytoremediation* ben si adatta alla bonifica dei siti inquinati<sup>8</sup>, come prevista dal D.M. 471/99, poiché è una tecnica che soddisfa alcuni dei requisiti di carattere generale riportati nell'Allegato 3 al decreto stesso ed in particolare i punti sotto elencati:

- a) privilegiare le tecniche di bonifica che riducono permanentemente e significativamente la concentrazione nelle diverse matrici ambientali, gli effetti tossici e la mobilità delle sostanze inquinanti;*
- b) privilegiare le tecniche di bonifica tendenti a trattare e riutilizzare il suolo nel sito, trattamento in-situ ed on-site del suolo contaminato, con conseguente riduzione dei rischi derivanti dal trasporto e messa a discarica di terreno inquinato;*

(...)

---

<sup>7</sup> E.P.A. (b), 2000.

<sup>8</sup> Rock e Sayre., 2000.

p) *salvaguardare le matrici ambientali presenti nel sito e nell'area interessata dagli effetti dell'inquinamento ed evitare ogni aggiuntivo degrado dell'ambiente e del paesaggio.*

La *phytoremediation*, in questo contesto, può costituire dunque una valida alternativa alle tecniche di bonifica di tipo ingegneristico: è una tecnologia “pulita” ed economica, poichè utilizza organismi viventi e non agenti chimici e macchinari; di conseguenza necessita di un minimo intervento da parte di personale specializzato e può essere applicata per lunghi periodi.

La *phytoremediation* è relativamente nuova nell’ambito delle tecniche di bonifica, ma ha il vantaggio di poter trarre utili informazioni da discipline tradizionali quali l’agricoltura, le scienze forestali e l’orticoltura. Inoltre, risulta molto competitiva per la sua intrinseca valenza estetica, grazie alla quale trova largo consenso nell’opinione pubblica.

Tra gli svantaggi di questa tecnica, il principale è sicuramente la durata del trattamento, generalmente di anni, fattore che limita la sua applicazione ai casi in cui non c’è urgenza di riutilizzare il sito; da non trascurare, inoltre, è la difficoltà che si incontra quando la contaminazione supera la soglia di tolleranza della pianta, nonchè il rischio che gli inquinanti dai vegetali si trasferiscano alla catena alimentare.

Nell’ambito della *phytoremediation* si sono sviluppate separatamente diverse tecniche che si differenziano in base all’obiettivo della bonifica, al tipo di inquinante e alla matrice ambientale interessata dalla contaminazione, cosicché attualmente si parla di vere e proprie *fito-tecnologie*.

La *fitoestrazione* sfrutta la capacità di alcune piante di assorbire inquinanti inorganici, come metalli e radionuclidi, e accumularli negli organi aerei. Un’altra tecnica, nota come *fitostabilizzazione*, si basa sulla capacità della pianta di stabilizzare la matrice contaminata e ridurre la mobilità degli inquinanti, evitando in tal modo che possano disperdersi in processi di lisciviazione e di erosione.

Alcuni contaminanti possono essere assorbiti dai vegetali, degradati (*fitodegradazione*) e, in condizioni particolari, trasferiti in atmosfera mediante il processo di traspirazione (*fitovolatilizzazione*). L’azione delle piante può manifestarsi anche indirettamente con la produzione di essudati radicali che stimolano il metabolismo degradativo dei microorganismi della rizosfera (*rizodegradazione*). Inoltre, le stesse radici svolgono un

ruolo chiave nella tecnica di *rizofiltrazione*, tramite processi di adsorbimento e assorbimento dei contaminanti presenti nelle acque.

In figura 1.1 è riportato schematicamente il cammino compiuto da un contaminante trattato con le varie applicazioni della *phytoremediation*.

Attualmente, ai fini del raggiungimento degli obiettivi di bonifica, si sono sviluppate alcune tecniche che combinano insieme le caratteristiche depurative delle varie fitotecnologie: *le zone umide costruite, le barriere idrauliche, le coperture vegetative e le zone tampone*.

La vita di una pianta vede coinvolti diversi meccanismi fisiologici collegati fra loro, ognuno dei quali può contribuire alla stabilizzazione e/o alla degradazione dei contaminanti<sup>9</sup>. Prima di esaminare in dettaglio le singole fitotecnologie si offre, pertanto, una panoramica dei processi fisiologici di base coinvolti nella *phytoremediation*.

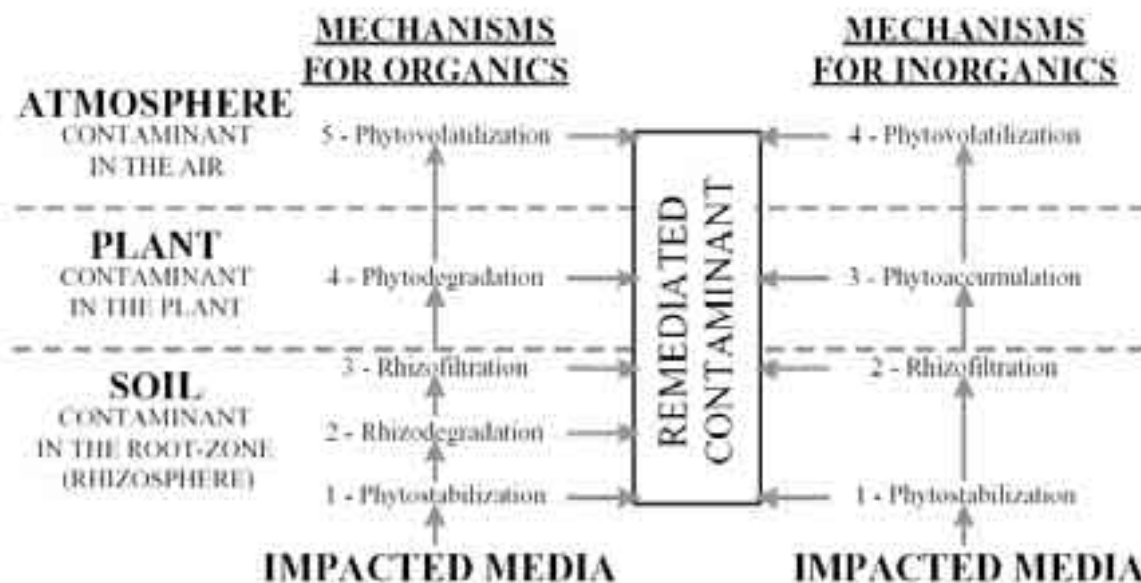


Figura 1.1 - Destino del contaminante all'interno del continuum suolo-pianta-atmosfera<sup>10</sup>.

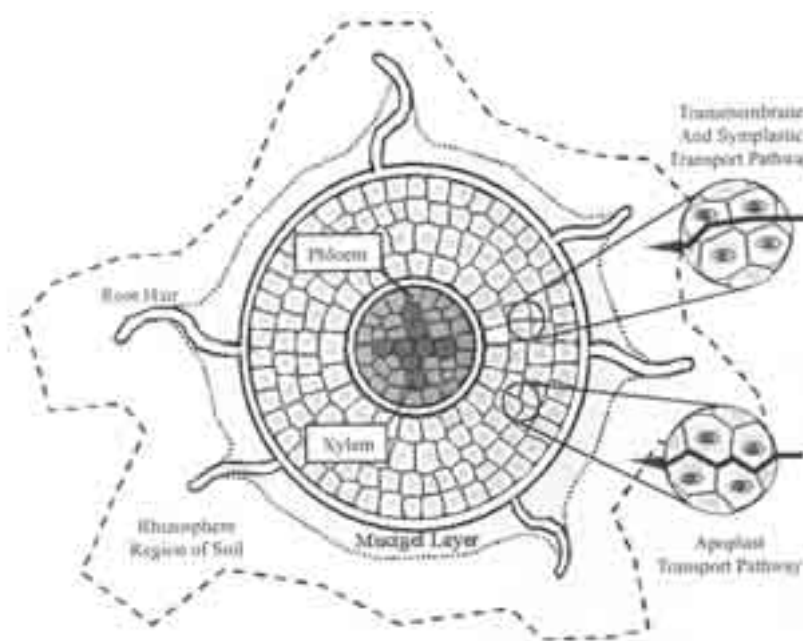
<sup>9</sup> Tsao, 2003.

<sup>10</sup> I.T.R.C., 1999.

## 1.2. Fisiologia di base delle piante

### 1.2.1. Nutrizione inorganica

Gli elementi nutritivi essenziali per la vita delle piante (N, P, K, Ca, Mg, S, Fe, Cl, Zn, Mn, Cu, B, Mo), presenti in forma disciolta nell'acqua del terreno, vengono assorbiti attraverso il sistema radicale. Questo può avvenire tramite meccanismi di tipo passivo, attraverso il flusso di traspirazione, o di tipo attivo, grazie all'azione di proteine di trasporto associate alla membrana radicale. Questi elementi vengono poi trasportati all'interno della radice tramite due vie: lungo l'apoplasto, la via extracellulare costituita dalle pareti delle cellule radicali, o attraverso il simplasto, il continuum di citoplasma che collega le cellule tramite pori presenti nelle pareti, detti plasmodesmi. Una volta all'interno delle radici, le sostanze nutritive disciolte vengono poi trasferite al resto della pianta attraverso un sistema vascolare, noto come xilema (fig. 1.2).



**Figura 1.2 – Rappresentazione schematica di una sezione di una radice primaria (cerchio in alto: trasporto attraverso il simplasto; cerchio in basso: trasporto lungo l'apoplasto)<sup>11</sup>.**

Oltre ai nutrienti essenziali, le piante possono assorbire anche composti inorganici non essenziali considerati potenziali inquinanti, come sali, As, Cd, Na, Se e Pb. Alcuni di essi

<sup>11</sup> Tsao, 2003.

vengono assorbiti, come già visto, tramite meccanismi di trasporto passivo, altri, tipicamente i cationi multivalenti, si sostituiscono ai nutrienti essenziali nel trasporto mediato da proteine di membrana.

Allo stesso modo, elementi normalmente considerati nutrienti per le piante, come Cu, Zn e Mn, possono diventare tossici se presenti ad alte concentrazioni.

Dal momento che queste sostanze non sono essenziali o potrebbero risultare tossiche, le piante utilizzano vari meccanismi per trattenerle o stabilizzarle, evitando il loro trasferimento alle parti aeree della pianta, più sensibili<sup>12</sup>.

Uno dei meccanismi consiste nell'immobilizzare tali elementi nel suolo, tramite la produzione di essudati radicali che ne favoriscano la precipitazione o l'adsorbimento alla matrice del suolo. Gli stessi possono anche essere legati in maniera irreversibile a proteine presenti sulla superficie radicale, o accumulati all'interno dei vacuoli delle cellule vegetali; un'ultima strategia, infine, prevede la possibilità di ridurre la tossicità incorporandoli in composti organometallici<sup>13</sup>.

La scelta della fitotecnologia più adatta dipende dal destino finale del composto inorganico: in sintesi, i meccanismi principali per il trattamento di tali inquinanti prevedono l'immobilizzazione nella rizosfera (*fitostabilizzazione*) o nelle radici (*rizofiltrazione*), e l'accumulo all'interno dei tessuti della pianta (*fitoestrazione*).

### 1.2.2. Le piante e i microorganismi

Tramite il processo di fotosintesi, il biossido di carbonio presente in atmosfera penetra all'interno delle piante tramite gli stomi, microscopiche aperture presenti sulla superficie fogliare, e viene fissato in composti organici. Questi prodotti vengono trasferiti all'intera pianta fino alle radici, attraverso un sistema vascolare definito floema, e in seguito incorporati nella biomassa, metabolizzati durante la respirazione cellulare per produrre energia, o essudati nella zona radicale.

Gli essudati radicali comprendono un'ampia varietà di composti: aminoacidi, proteine, acidi organici, carboidrati e altro materiale cellulare. Si è stimato che la quantità di composti carboniosi essudati dalle piante può raggiungere il 50% del totale dei prodotti di fotosintesi<sup>14</sup>.

---

<sup>12</sup> E.P.A., 1999.

<sup>13</sup> Tsao, 2003.

<sup>14</sup> Elliot *et al*, 1990.

Una delle più importanti forme di essudazione radicale è rappresentata dal mucigel, una sostanza gelatinosa che funziona da lubrificante per facilitare la penetrazione delle radici nel terreno, protegge l'apice radicale dall'essiccamento e favorisce l'assorbimento dei nutrienti<sup>15</sup>. Un'altra importante fonte di carbonio è costituita dalla biomassa persa dalle radici per abrasione durante il processo di accrescimento.

L'alto contenuto di materiale organico che si riscontra in prossimità delle radici favorisce la proliferazione di varie comunità microbiche, che traggono vantaggio dalla presenza delle piante: queste, infatti, oltre a fornire loro composti carboniosi, influenzano favorevolmente i valori di pH, di concentrazione di ossigeno e di umidità del terreno, stimolando in tal modo la loro capacità di biodegradazione. I microorganismi, d'altra parte, agiscono favorendo l'assorbimento dell'acqua e dei nutrienti da parte del sistema radicale, consentendo alle piante di svilupparsi anche in terreni contaminati.

La regione di suolo interessata da queste attività è denominata rizosfera, e si estende all'incirca da 1 a 3 mm dalla superficie delle radici<sup>16</sup>. La composizione della comunità microbica nella rizosfera dipende dal tipo e dell'età della pianta, dal tipo di suolo e dall'esposizione a specie xenobiotiche; comunità tipiche sono costituite da  $5 \cdot 10^6$  batteri,  $9 \cdot 10^5$  attinomiceti e  $2 \cdot 10^3$  funghi per grammo di suolo, con colonie che arrivano a coprire fino al 10% della superficie delle radici<sup>17</sup>.

Nell'ambito della *phytoremediation*, la tecnica di *rizodegradazione* si fonda proprio sulla relazione pianta-microorganismi e rappresenta uno dei principali metodi di *phytoremediation* per il trattamento di siti contaminati da composti organici<sup>18</sup>.

### 1.2.3. Le piante come “green liver”

L'attività dei microorganismi della rizosfera non è l'unica responsabile della degradazione dei contaminanti; le stesse piante, infatti, sono in grado di produrre proteine, enzimi e cofattori che agiscono trasformando i composti organici inquinanti in prodotti meno tossici. Sempre più spesso si utilizza il termine “green liver” (fegato verde), per indicare l'affinità che esiste tra la capacità degradativa delle piante e quella ben nota del

---

<sup>15</sup> Taiz e Zeiger, 1991.

<sup>16</sup> Shimp *et al.*, 1993; Schnoor, 1998.

<sup>17</sup> Anderson *et al.*, 1993.

<sup>18</sup> Tsao, 2003.

fegato dei mammiferi<sup>19</sup>. Basti pensare che nelle piante sono stati trovati enzimi, come il citocromo P-450 e il glutatione-s-transferasi, che nei mammiferi sono deputati alla degradazione di sostanze chimiche tossiche.

Un composto organico, una volta assorbito dalla pianta, viene sottoposto ad una serie di trasformazioni che possono essere riassunte in tre fasi.

- Fase I - Trasformazione: il composto viene sottoposto a reazioni di ossidazione, riduzione, idrolisi.
- Fase II - Coniugazione: il prodotto della fase I viene successivamente legato a molecole quali glutatione, zuccheri, o aminoacidi.
- Fase III - Compartimentalizzazione: il composto coniugato durante la fase II viene convertito in un altro coniugato e immagazzinato nei vacuoli, o legato a materiali costituenti le pareti cellulari (emicellulosa o lignina)<sup>20</sup>. A differenza dei mammiferi, infatti, le piante non posseggono un sistema di escrezione delle sostanze di rifiuto e immagazzinano i prodotti del loro metabolismo in “comparti” nei quali risultano innocui.

Tutte queste trasformazioni sono mediate da una vasta gamma di enzimi: i principali comprendono nitroreduktasi, dealogenasi, glutatione, deossigenasi, fenolossidasi, nitrilasi, e fosfatasi<sup>21</sup>.

Le nitroreduktasi sono in grado di degradare composti nitroaromatici come gli esplosivi (TNT, RDX, HMX). Le dealogenasi rimuovono i sottogruppi degli alogeni da composti quali i solventi clorurati; in particolare il percloroetilene (PCE), il tricloroetilene (TCE) e il dicloroetilene (DCE) possono essere ridotti a vinilcloruro (VC) nel processo di dechlorurazione riduttiva catalizzato dalle dealogenasi<sup>22</sup>. In alternativa, questi stessi inquinanti sono ossidati efficacemente da enzimi quali il glutatione e il citocromo P450 monoossigenasi.

Un altro gruppo di enzimi, noti come fenolossidasi (laccasi, perossidasi, tirosinasi), agiscono degradando sia solventi clorurati che una vasta gamma di composti fenolici<sup>23</sup>.

---

<sup>19</sup> Burken, 2003.

<sup>20</sup> Schnoor, 2002.

<sup>21</sup> Tsao, 2003.

<sup>22</sup> McCutcheon, 1996.

<sup>23</sup> Flanders *et al.*, 1999.

Infine, le nitrilasi e le fosfatasi sono stati rilevate in piante in grado di decomporre vari tipi di pesticidi<sup>24</sup>.

Lo sfruttamento della capacità degradativa degli enzimi prodotti dalle piante, costituisce una delle principali applicazioni della *phytoremediation*, la *fitodegradazione*.

#### 1.2.4. La traspirazione

I nutrienti, così come i contaminanti, devono trovarsi disciolti nella fase acquosa del suolo per poter essere assorbiti dalle piante. Il processo di traspirazione inizia nel momento in cui l'acqua viene assorbita dal terreno attraverso le radici e termina quando questa evapora in atmosfera attraverso microscopiche aperture delle foglie, gli stomi. Il meccanismo di trasporto dell'acqua all'interno della pianta viene definito traslocazione. L'intero processo è guidato da un equilibrio di forze che si instaura tra l'acqua in forma liquida presente nelle foglie e l'acqua in forma gassosa (umidità) presente in atmosfera: il vapore acqueo liberato dagli stomi richiama acqua dalla pianta creando un flusso traspirazionale che dalle radici raggiunge le foglie.

Il processo di traspirazione è alla base delle applicazioni di controllo idraulico e di contenimento degli inquinanti, nonché di liberazione in atmosfera di composti organici e inorganici (*fitovolatilizzazione*)<sup>25</sup>.

### 1.3. Fitotecnologie

#### 1.3.1. Fitoestrazione

La fitoestrazione, nota anche come fitoaccumulazione, è una tecnica che si basa sull'assorbimento di contaminanti inorganici da parte delle piante e sulla loro traslocazione agli organi aerei (fig. 1.3). Il successivo taglio della biomassa vegetale consente la rimozione definitiva del contaminante dal sistema.

Gli inquinanti inorganici che le piante sono in grado di estrarre sono principalmente metalli (Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn), metalloidi (As, Se) e radionuclidi (<sup>137</sup>Cs, <sup>239</sup>Pu, <sup>90</sup>Sr, <sup>234</sup>U, <sup>238</sup>U)<sup>26</sup>.

---

<sup>24</sup> E.P.A. (b), 2000.

<sup>25</sup> Tsao, 2003.

<sup>26</sup> E.P.A. (b), 2000.



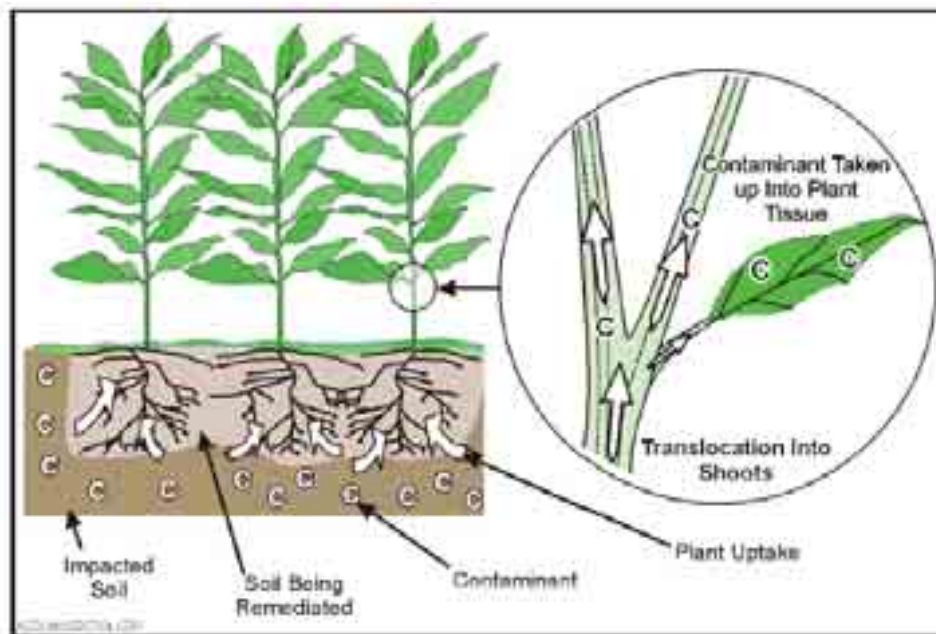


Figura 1.3 – Meccanismo di fitoestrazione di contaminanti da parte della pianta<sup>27</sup>.

L'interesse per le piante nella depurazione dei suoli da metalli ha avuto origine a seguito della scoperta di specie vegetali endemiche di suoli minerali, naturalmente arricchiti di metalli pesanti. Queste piante, definite “iperaccumulatrici”, sono in grado di assorbire concentrazioni di questi elementi incredibilmente elevate, a partire da 1.000 mg/kg di sostanza secca, pari allo 0.1 % del peso secco, fino a 10.000 mg/kg di s.s. (1% del peso secco), a seconda dello specifico elemento<sup>28</sup>. Questi valori sono considerati normalmente tossici per la gran parte delle specie vegetali.

Nelle zone temperate dell'Europa, la maggior parte delle piante metallofite appartiene alla famiglia delle *Cruciferae* (*Brassicaceae*). Specie del genere *Alyssum*, identificate su suoli serpentinosi in Italia, possono accumulare concentrazioni di Ni fino al 2% del peso secco; specie del genere *Thlaspi*, che crescono su suoli calaminosi, possono accumulare Zn oltre il 3% , Cd fino allo 0.1% e Pb fino allo 0.8% del peso secco<sup>29</sup>.

Poiché i suoli minerali sono sottili e poco fertili, queste piante producono una limitata quantità di biomassa e sono caratterizzate da crescita lenta e contenuta<sup>30</sup>.

<sup>27</sup> I.T.R.C., 2001.

<sup>28</sup> Tsao., 2003.

<sup>29</sup> Baker *et al.*.

<sup>30</sup> Baker, 1987.

La quantità di metallo rimosso annualmente per unità di superficie (Q), può essere espressa secondo la seguente formula<sup>31</sup>:

$$Q = C_m \cdot B_m \cdot n$$

dove

$C_m$  = concentrazione del metallo negli organi vegetali (mg/kg s.s.);

$B_m$  = biomassa prodotta per ogni raccolto per unità di superficie (kg s.s./m<sup>2</sup>);

$n$  = numero di raccolti realizzabili ogni anno.

Di conseguenza, nell'ottica di utilizzare queste piante per la bonifica di suoli contaminati da metalli, è bene tenere presente che valori bassi di uno o l'altro di questi parametri spesso non consentono di ottenere un rendimento di fitoestrazione accettabile.

Il miglioramento genetico potrebbe costituire una soluzione a questo problema. Purtroppo la possibilità di incrementare significativamente la biomassa di piante iperaccumulatrici è alquanto remota; al contrario, sembrano sussistere buone prospettive per il miglioramento delle capacità di accumulo e tolleranza ai metalli in piante agronomiche, caratterizzate da elevata biomassa.

Nel 1995 Salt e collaboratori hanno individuato numerose specie appartenenti al genere *Brassica*, con caratteristiche di buona produttività e discreta capacità di accumulo di metalli, anche se non ancora paragonabili ai valori delle "iperaccumulatrici" propriamente dette<sup>32</sup>. Tra queste specie, un certo interesse ha suscitato *Brassica juncea* (senape indiana), pianta originaria del continente asiatico. All'interno di questa specie sono state individuate alcune cultivar che, in esperimenti di laboratorio, hanno mostrato ottima capacità di accumulo di Pb (fino all'1% di peso secco negli organi aerei e 10% di peso secco nelle radici), e di altri metalli quali Cd, Cr (VI), Ni, Zn e Cu<sup>33</sup>. Anche *Helianthus annuus* e *Zea mays* hanno mostrato buone capacità estrattive nei confronti del Pb, soprattutto a livello radicale, raggiungendo concentrazioni rispettivamente del 6% e del 2% della biomassa radicale secca<sup>34</sup>.

Oltre alla capacità delle piante di accumulare metalli e alla loro produttività in biomassa, un fattore chiave nel processo di fitoestrazione è la biodisponibilità del contaminante: spesso, infatti, la quantità di metallo effettivamente assorbibile dalla pianta è

---

<sup>31</sup> Magistrelli *et al.*, 2002.

<sup>32</sup> McGrath., 1997.

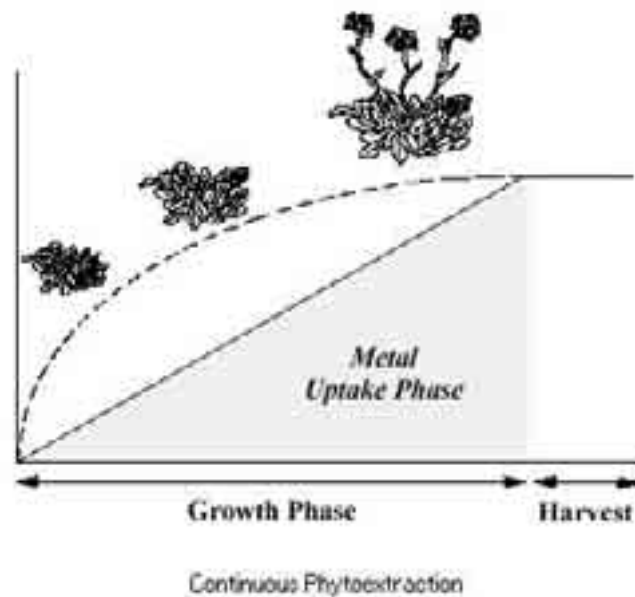
<sup>33</sup> Kumar *et al.*, 1995; Salt *et al.*, 1995.

<sup>34</sup> Kumar *et al.*, 1995.

solo una piccola frazione rispetto al totale presente nel suolo. Si può intervenire allora con l'aggiunta, nella matrice da trattare, di particolari sostanze chelanti (EDTA, acido ossalico, acido citrico), che formano con i metalli composti solubili in acqua e, quindi, potenzialmente assorbibili dalla pianta<sup>35</sup>. In *Brassica juncea*, *Helianthus annuus* e *Zea mays* è stato osservato un rilevante incremento della traslocazione di Pb alle parti mietibili della pianta in seguito alla somministrazione di K<sub>2</sub>EDTA al terreno di coltura<sup>36</sup>. In particolare, in queste condizioni, *Brassica juncea* mostra un accumulo di piombo nelle parti aeree con valori fino all'1.5% della biomassa secca<sup>37</sup>.

Al momento, dunque, si ipotizzano due diversi approcci per l'applicazione della fitoestrazione di metalli:

- 1) fitoestrazione continua: impiega specie vegetali che si sono evolute su suoli minerali come "accumulatrici" di metalli e che sono in grado di assorbire elevate concentrazioni di inquinante durante l'intero ciclo di vita, pur producendo poca biomassa (fig. 1.4);



**Figura 1.4 - Fitoestrazione continua: la curva tratteggiata rappresenta la biomassa della pianta, la curva continua indica la concentrazione del metallo nella biomassa<sup>38</sup>.**

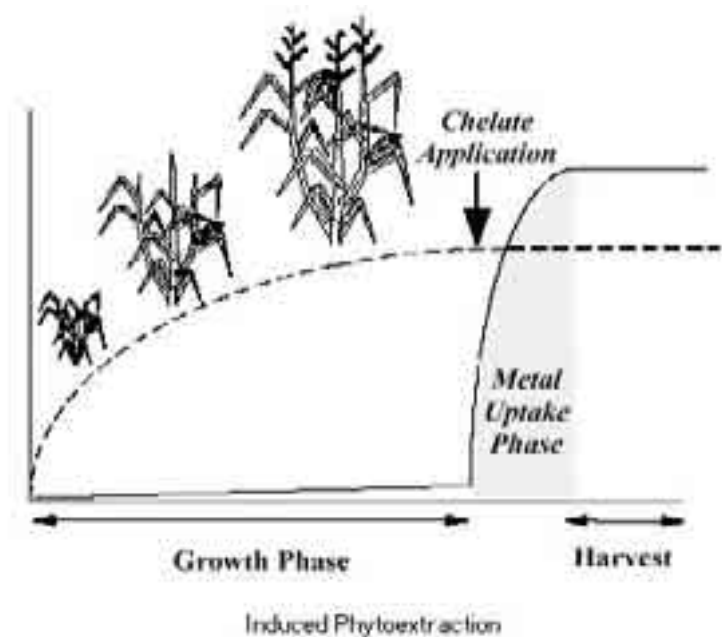
<sup>35</sup> Suthan Suthersan, 2002.

<sup>36</sup> Magistrelli *et al.*, 2002.

<sup>37</sup> Huang and Cunningham, 1996; Huang *et al.*, 1997; Blaylock *et al.*, 1997.

<sup>38</sup> Salt *et al.*, 1995.

- 2) fitoestrazione indotta o assistita: impiega specie agrarie ad elevata produttività in biomassa, in grado di assorbire per tempi limitati quote consistenti di metallo, dopo che lo stesso è stato mobilizzato nel suolo ad opera di un chelante. La somministrazione del chelante viene effettuata immediatamente prima della fioritura, quando ormai le piante hanno prodotto la maggior parte della biomassa (fig. 1.5). L'assorbimento del complesso metallo-chelante è un processo acuto che si compie in una-due settimane, al termine delle quali, quando sulla pianta appaiono evidenti sintomi di tossicità, la stessa viene raccolta e smaltita<sup>39</sup>. Peraltro, va osservato che nella fitoestrazione assistita la tossicità per la pianta spesso sembra essere associata, più che al metallo, al chelante in eccesso (normalmente associato a  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ ), che presumibilmente modifica gli equilibri tra micro e macro nutrienti, regolati con estrema precisione in tutte le cellule<sup>40</sup>.



**Figura 1.5 – Fitoestrazione indotta: la curva tratteggiata rappresenta la biomassa della pianta, la curva continua indica la concentrazione del metallo nella biomassa<sup>41</sup>.**

<sup>39</sup> Magistrelli *et al.*, 2002.

<sup>40</sup> Clemens, 2001.

<sup>41</sup> Salt *et al.*, 1995.

Al termine di un intervento di bonifica tramite fitoestrazione, è importante programmare la gestione delle masse vegetali prodotte, valutando il sistema di smaltimento più adatto in relazione al tipo e alla concentrazione dei contaminanti presenti, e alle prescrizioni normative in materia di rifiuti.

### 1.3.2. Fitostabilizzazione

La fitostabilizzazione è una tecnica che si fonda sulla capacità delle piante di immobilizzare gli inquinanti presenti nel suolo e nella falda acquifera: questo avviene attraverso meccanismi di assorbimento e accumulo all'interno delle radici, adsorbimento sulla superficie radicale, precipitazione nella rizosfera, e stabilizzazione fisica del suolo<sup>42</sup>.

La sua applicazione è particolarmente indicata per i contaminanti inorganici, metalli (Pb, Cd, As, Cr, Cu, Zn, Se) e radionuclidi ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{234}\text{U}$ ,  $^{238}\text{U}$ )<sup>43</sup>, ma risulta efficace anche per composti organici idrofobici (IPA, PCB, diossine, furani, PCP, dieldrin)<sup>44</sup>.

Di seguito sono descritti i tre processi fondamentali che caratterizzano la tecnica di fitostabilizzazione e da cui dipende il destino finale dei contaminanti. Questi sono rappresentati schematicamente in figura 1.6.

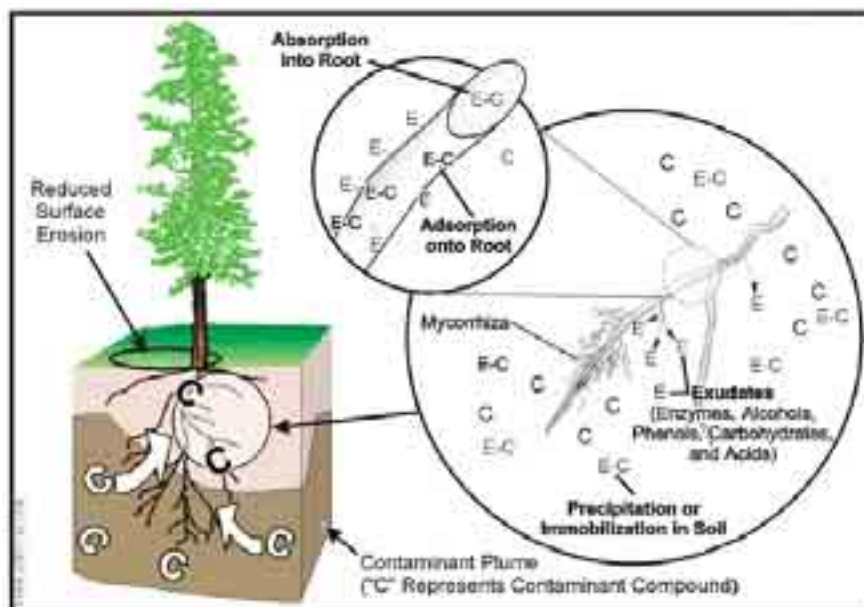


Figura 1.6 – Fitostabilizzazione di composti inorganici e organici<sup>45</sup>.

<sup>42</sup> Suthan Suthersan, 2002.

<sup>43</sup> Schnoor, 1998, p. 5; I.T.R.C., 2001.

<sup>44</sup> Schnoor, 1998.

- 1) Fitostabilizzazione nell'area radicale: le piante rilasciano nella rizosfera proteine ed enzimi che provocano la precipitazione o l'immobilizzazione dei contaminanti nel suolo circostante; in questo modo viene ridotta la frazione di inquinante biodisponibile nel terreno. L'aggiunta di ammendanti quali fosfati, calce, gesso e sostanza organica, possono migliorare le capacità sequestranti nei confronti di alcuni metalli (Pb, Cd, Zn, As). Inoltre, la presenza di micorrize nella rizosfera, in particolare ectomicorrize, può incrementare l'immobilizzazione dei contaminanti inorganici e contemporaneamente avere effetti benefici sulla nutrizione delle piante<sup>46</sup>.
- 2) Fitostabilizzazione sulle membrane radicali: proteine ed enzimi, associati alle pareti delle cellule delle radici, sono in grado di legare e stabilizzare il contaminante sulla superficie esterna delle membrane radicali; in questo modo si evita il suo ingresso all'interno della pianta.
- 3) Fitostabilizzazione nelle cellule radicali: proteine ed enzimi, presenti nelle pareti cellulari, possono facilitare il trasporto dei contaminanti attraverso le membrane radicali. Una volta assorbiti, questi possono essere trattenuti nei vacuoli delle cellule radicali, evitando così il loro trasferimento agli organi aerei<sup>47</sup>.

Come accennato in precedenza, anche i radionuclidi, se presenti in moderate concentrazioni, possono essere stabilizzati nel suolo, riducendo di molto il rischio di esposizione per l'uomo e gli animali. Tra questi elementi, quelli caratterizzati da un tempo di dimezzamento relativamente breve, come <sup>90</sup>Sr (2.8 anni), possono essere stabilizzati nel suolo per il tempo necessario al completamento del processo di decadimento<sup>48</sup>.

Le piante, oltre a stabilizzare in maniera diretta i contaminanti, agiscono indirettamente riducendone la diffusione per effetto di agenti erosivi, come la pioggia e il vento. Spesso si provvede alla copertura vegetativa di aree che ne sono rimaste prive, perché altamente contaminate<sup>49</sup>. Con la piantumazione di specie che tollerano gli inquinanti, è possibile infatti diminuire il potenziale trasferimento della contaminazione causato dall'azione del

---

<sup>45</sup> I.T.R.C., 2001.

<sup>46</sup> Tsao, 2003.

<sup>47</sup> I.T.R.C., 2001.

<sup>48</sup> Negri e Hinchman, 2000.

<sup>49</sup> I.T.R.C., 1999.

vento, dallo scorrimento delle acque di superficie e, infine, dal dissolvimento delle sostanze inquinanti, proteggendo in tal modo l'integrità delle falde acquifere.

Per l'applicazione di questa tecnica sono necessari alberi robusti con un esteso apparato radicale (pioppi, salici), in grado di svolgere un'efficiente controllo idraulico, oppure piante erbacee con radici fibrose e molto fitte che prevengano l'erosione del suolo e trattengano i contaminanti<sup>50</sup>. Tra le piante erbacee, *Agrostis tenuis* è risultata efficace per il trattamento di suoli contaminati da Pb, Zn e Cu, e *Festuca rubra* per Pb e Zn<sup>51</sup>.

La fitostabilizzazione non può essere definita una vera e propria tecnica di bonifica, poiché non coinvolge processi di accumulo o degradazione; rimane comunque una soluzione valida quando la concentrazione degli inquinanti è troppo elevata per poter applicare la fitoestrazione. In questi casi, infatti, si rende urgente un intervento di messa in sicurezza del sito, evitando che gli effetti tossici di un contaminante possano disperdersi nell'ambiente circostante.

### 1.3.3. Fitodegradazione

La fitodegradazione, nota anche come fitotrasformazione, consiste nell'assorbimento di contaminanti presenti in suolo, sedimenti e acque, e la loro successiva trasformazione all'interno delle piante. In alternativa, gli inquinanti possono essere degradati all'esterno, nella rizosfera, grazie all'azione diretta di essudati radicali. Ogni altro processo che coinvolge i microorganismi associati alle radici rientra invece nella tecnica di rizodegradazione<sup>52</sup>.

La fitodegradazione trova applicazione per molti contaminanti organici quali solventi clorurati (TCE), erbici (atrazina, alachlor), esplosivi (TNT, RDX), composti aromatici (BTEx), e per nutrienti inorganici ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{HPO}_4^{3-}$ )<sup>53</sup>.

---

<sup>50</sup> Schnoor, 1998.

<sup>51</sup> E.P.A. (b), 2000.

<sup>52</sup> E.P.A. (b), 2000.

<sup>53</sup> Schnoor, 1998.

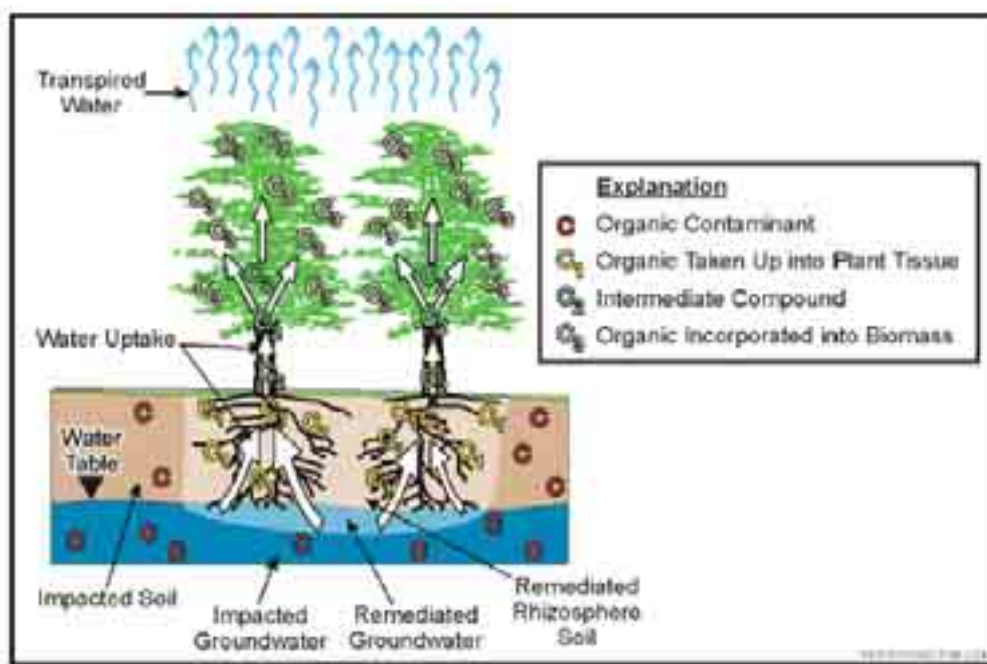


Figura 1.7 – Fitodegradazione di contaminanti organici<sup>54</sup>.

La composizione e la concentrazione del contaminante, la specie vegetale utilizzata e le caratteristiche del sito, sono fattori che influenzano la capacità del contaminante di raggiungere la rizosfera<sup>55</sup>. Sono invece le proprietà chimiche del composto inquinante a determinarne l'assorbimento e il trasporto attraverso le membrane radicali: queste comprendono solubilità, polarità e idrofobicità. In una serie di prove condotte su un gran numero di contaminanti organici, è emerso che il coefficiente di ripartizione ottanolo-acqua,  $K_{ow}$ , è un fattore chiave in questo processo: l'assorbimento di un composto da parte delle radici è favorito se i valori di  $\log K_{ow}$  rientrano nell'intervallo 1-3.5, ovvero nel caso di specie chimiche moderatamente idrofobe. I composti organici idrofobici ( $\log K_{ow} > 3.5$ ), infatti, non sono abbastanza solubili in acqua o sono così fortemente legati alla superficie radicale che non riescono ad essere traslocati all'interno della pianta. I composti altamente polari e molto solubili in acqua ( $\log K_{ow} < 1$ ), non sono invece sufficientemente assorbiti dalle radici né possono essere trasportati in maniera efficiente attraverso le membrane delle piante, a causa della loro alta polarità<sup>56</sup>. Sono soprattutto benzene, toluene, etilbenzene e xilene (BTEX), i solventi clorurati e i composti alifatici a catena corta, a rientrare

<sup>54</sup> I.T.R.C., 2001.

<sup>55</sup> I.T.R.C., 2001.

<sup>56</sup> Briggs *et al.*, 1982.



nell'intervallo dei valori di  $\log K_{ow}$  tra 1 e 3.5, e questo li rende disponibili alla fitodegradazione<sup>57</sup>.

La capacità di una pianta di assorbire un composto chimico dal suolo o dalle acque di falda e trasferirlo agli organi aerei, è descritta dal fattore di concentrazione nelle radici (RFC- root concentration factor) e dal fattore di concentrazione nel flusso di traspirazione (TSCF- transpiration stream concentration factor) riferiti ad un determinato composto. Questi due fattori, RCF e TSCF, misurano la concentrazione di un contaminante rispettivamente nelle radici e nello xilema, in rapporto alla concentrazione dello stesso nella soluzione esterna. Più alto è il loro valore, maggiore è l'assorbimento da parte della pianta.

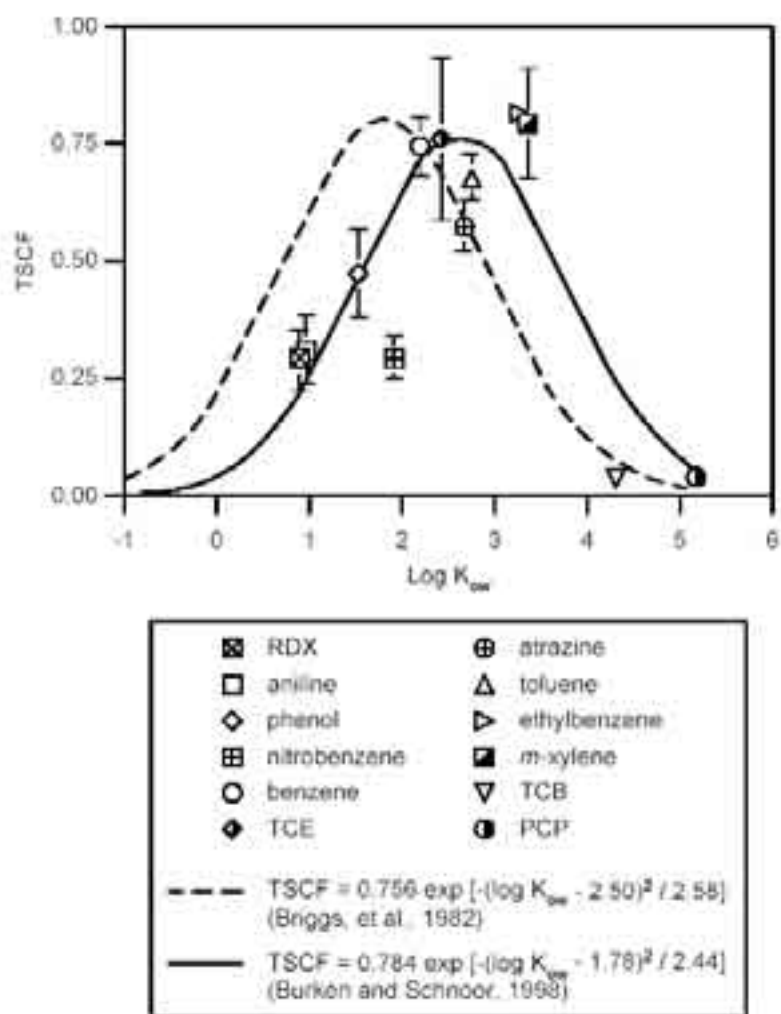
In figura 1.8 è riportato un grafico che mostra la relazione tra TSCF e il  $\log K_{ow}$ , riferita a esemplari di pioppo ibrido cresciuti in coltura idroponica, sistema nel quale i composti chimici solubili sono completamente disponibili per l'assorbimento radicale. Come è evidente dal grafico, i contaminanti presenti in soluzione che mostrano i più alti valori di TSCF hanno un  $\log K_{ow}$  compreso tra 1 e 3.5.

L'efficienza di assorbimento dipende, inoltre, dalle proprietà del suolo, dalle caratteristiche chimico-fisiche del contaminante nel suolo, dalla sua speciazione chimica, e dalla stessa pianta. Una volta che un composto organico inquinante è stato assorbito, la pianta può immagazzinare lo stesso e/o i suoi sottoprodotti nella biomassa, tramite la creazione di legami covalenti nella lignina; in alternativa, la pianta può metabolizzare, volatilizzare o mineralizzare completamente il contaminante a  $CO_2$  e  $H_2O$ <sup>58</sup>.

---

<sup>57</sup> I.T.R.C., 2001.

<sup>58</sup> Schnoor, 1998.



**Figura 1.8 - Relazione fra il fattore di concentrazione nel flusso di traspirazione (TSCF), che rappresenta l'efficienza di assorbimento di un contaminante da parte di esemplari di pippio ibrido in una soluzione idroponica, e il log  $K_{ow}$  (coefficiente di ripartizione ottanolo-acqua), indice del idrofobicità del contaminante. La curva tratteggiata sulla sinistra è stata calcolata da Briggs *et al.* (1982), quella sulla destra da Burchen e Schnoor (1998)<sup>59</sup>.**

Tra le piante usate per la fitodegradazione, *Myriophyllum aquaticum* e l'alga *Nitella* sono stati utilizzati per la degradazione del TNT. I pioppi hanno dato buoni risultati nel rimuovere l'atrazina e nutrienti inorganici<sup>60</sup>; inoltre, da studi recenti è emerso che questi alberi posseggono il citocromo P-450, analogo all'enzima ossigenasi responsabile della

<sup>59</sup> Schnoor, 2002.

<sup>60</sup> E.P.A. (b), 2000.

degradazione del TCE nel fegato dei mammiferi, e, se esposti ad una concentrazione di 100 mg/l di questo contaminante, lo assorbono e lo alterano chimicamente.

Ricerche condotte su *Salix nigra*, *Liriodendron tupilifera*, *Taxodium distichum*, *Betula nigra*, *Quercus falcata* e *Quercus virginiana* hanno rilevato la capacità di queste specie di degradare gli erbicidi<sup>61</sup>.

#### 1.3.4. Fitovolatilizzazione

Un'ulteriore applicazione della *phytoremediation* è la fitovolatilizzazione, che consiste nell'assorbimento dell'inquinante, eventuale fitotrasformazione, e volatilizzazione attraverso il sistema di traspirazione della pianta.

Questa tecnica si applica principalmente alle acque di falda, ma è utilizzata anche per suoli, sedimenti e fanghi. I contaminanti trattati comprendono composti organici volatili (TCE, MBTE) e elementi inorganici (Se, Hg, As)<sup>62</sup>.

Una volta volatilizzati, alcuni composti organici volatili, considerati recalcitranti nel suolo e nelle acque, in atmosfera reagiscono rapidamente con radicali idrossilici, prodotti durante la riduzione fotochimica dell'ozono. La velocità di reazione della foto-ossidazione in atmosfera per tali composti è di uno o due ordini di grandezza maggiore della velocità di degradazione nel suolo e nelle acque<sup>63</sup>.

Un sistema molto studiato riguarda l'impiego di pioppi per l'assorbimento e la fitovolatilizzazione del tricloetilene (TCE) o di prodotti di degradazione del TCE<sup>64</sup>. Inoltre, una ricerca condotta su colture idroponiche di pioppo, ha dimostrato la possibilità di decontaminare efficacemente acque contenenti MTBE<sup>65</sup>.

La fitovolatilizzazione di specie inorganiche è limitata a Se, Hg, As, elementi in grado di formare specie volatili. Nel caso del mercurio, *Arabidopsis thaliana* e *Nicotinia tabacum* sono state modificate geneticamente per acquisire la capacità di assorbire metil-mercurio, altamente tossico, e alterarlo chimicamente, liberando poi in atmosfera mercurio elementare, meno pericoloso<sup>66</sup>. Il selenio è presente generalmente nel suolo e nelle acque

---

<sup>61</sup> Suthan Suthersan, 2002.

<sup>62</sup> E.P.A. (b), 2000.

<sup>63</sup> Howard *et al.*, 1991.

<sup>64</sup> Chappell, 1998.

<sup>65</sup> Rubin *et al.*, 2001.

<sup>66</sup> Heaton *et al.*, 1998.

sotterranee nella sua forma ossidata, il seleniato ( $\text{SeO}_4^{2-}$ ): è nota la capacità di *Brassica juncea* e di altre piante, in associazione con specie microbiche, di convertire questo ione in dimetilseleniuro, forma meno tossica e volatile<sup>67</sup>.

### 1.3.5. Rizodegradazione

La rizodegradazione, definita anche fitostimolazione, biorimediazione nella rizosfera o degradazione assistita delle piante, consiste nella degradazione dei contaminanti presenti nel suolo grazie all'attività biologica della rizosfera<sup>68</sup>.

La relazione di tipo simbiotico che si instaura tra microrganismi (batteri, funghi e lieviti) e piante, descritta precedentemente nel paragrafo 2.2 e rappresentata schematicamente in figura 1.9, costituisce il fattore chiave su cui si fonda questa tecnica: la presenza delle radici nel suolo crea le condizioni favorevoli allo sviluppo di comunità di microrganismi in grado di metabolizzare una grande varietà di contaminanti organici, quali idrocarburi, IPA, BTEX, pesticidi, solventi clorurati, PCB, surfattanti<sup>69</sup>.

Molte ricerche hanno valutato l'effetto della presenza delle piante e della rizosfera a loro associata sul destino dei contaminanti. Da uno studio condotto utilizzando contaminanti contrassegnati con  $^{14}\text{C}$  in camere chiuse, è risultato che il processo di mineralizzazione è maggiore in suoli con la presenza di radici che in suoli privi di vegetazione, confermando che la biodisponibilità del contaminante è maggiore nella rizosfera<sup>70</sup>.

Dal momento che il contatto tra il sistema radicale e la matrice contaminata è indispensabile per il successo di questa tecnologia, l'estensione delle radici, in termini di densità e profondità, svolge un ruolo fondamentale nel trattamento di siti contaminati da composti organici. Alcuni studi condotti su suoli contenenti IPA, hanno confermato che la presenza di radici fibrose molto estese, appartenenti a determinate specie erbacee, risultano essere molto efficienti nello stimolare l'attività della microflora della rizosfera: questo effetto dipende dal fatto che offrono un'ampia superficie per la colonizzazione microbica<sup>71</sup>.

---

<sup>67</sup> Bañuelos *et al.*, 1997.

<sup>68</sup> E.P.A. (b), 2000.

<sup>69</sup> E.P.A. (b), 2000.

<sup>70</sup> Fiorenza *et al.*, 2000.

<sup>71</sup> Suthan Suthersan, 2002.

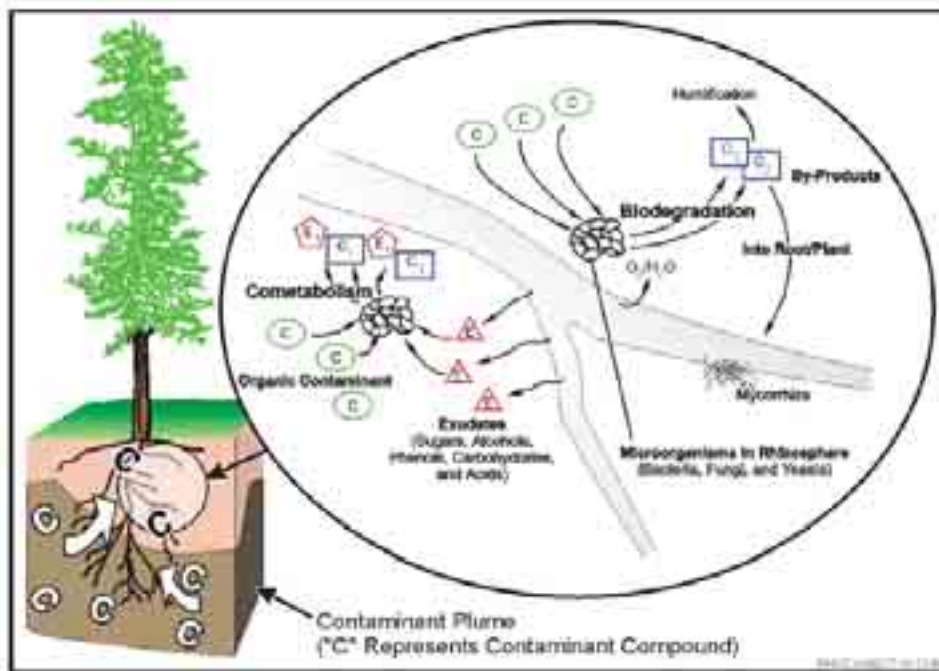


Figura 1.9 – Rizodegradazione di contaminanti organici<sup>72</sup>.

Anche alcune specie arboree trovano applicazione nella fitodegradazione: alberi freatofitici come i pioppi (*Populus sp.*) e i salici (*Salix sp.*), posseggono radici profonde fino a 6 metri; da studi condotti su esemplari di pioppo ibrido (*Populus deltoides X nigra* DN-34, Imperial Carolina), si è scoperto che queste piante sono in grado di supportare nella rizosfera lo sviluppo di batteri denitrificanti e di microorganismi che degradano BTEX e atrazina.

In alcune applicazioni sono state inoltre utilizzate con successo specie vegetali quali *Morus rubra*, *Malus fusca*, *Maclura pomifera*, poichè producono essudati contenenti fenoli in grado di stimolare lo sviluppo di batteri che degradano PCB<sup>73</sup>.

### 1.3.6. Rizofiltrazione

La rizofiltrazione si applica al trattamento di acque sotterranee, superficiali e reflue, contaminate da metalli (Pb, Cd, Cu, Ni, Zn, Cr) e radionuclidi (<sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr, <sup>234</sup>U, <sup>238</sup>U), generalmente in condizioni di bassa concentrazione.

<sup>72</sup> I.T.R.C., 2001.

<sup>73</sup> E.P.A. (b), 2000.

I contaminanti vengono trattati tramite diversi processi: assorbimento radicale, oppure adsorbimento e precipitazione sulla superficie delle radici; a seconda del tipo di contaminante, può anche verificarsi la successiva traslocazione agli organi aerei della pianta. Inoltre, la produzione di essudati radicali può provocare la precipitazione di alcuni metalli. L'effetto finale risulta nel contenimento e nell'immobilizzazione delle sostanze inquinanti, che successivamente possono essere rimosse sradicando la pianta<sup>74</sup>.

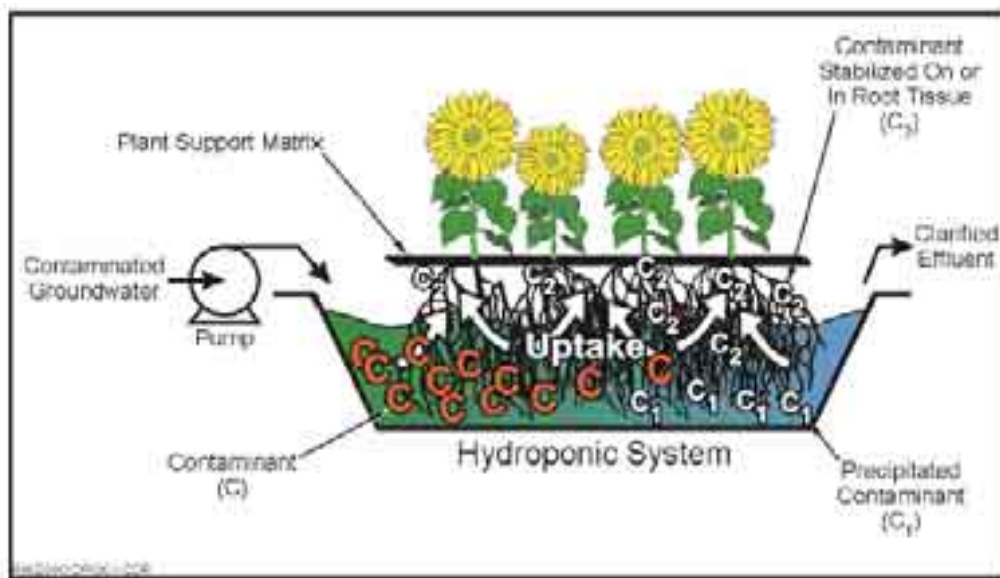


Figura 1.10 – Sistema idroponico (rizofiltrazione)<sup>75</sup>.

L'applicazione più diffusa della rizofiltrazione consiste in un tipo di trattamento *ex situ*, molto simile al *pump and treat*, poiché l'acqua da trattare viene trasferita in sistemi artificiali, definiti idroponici (fig. 1.10): determinate specie vegetali vengono piantate su un medium di crescita costituito da sabbia mista a perlite o vermiculite, e il flusso di acqua contaminata viene fatto scorrere all'interno di questo sistema. In alternativa, le piante possono essere direttamente immerse con le radici nelle acque da trattare, con l'ausilio di reti o altri supporti di tipo fisico. Generalmente, le specie vegetali vengono prima coltivate in serra e, quando l'apparato radicale è sufficientemente sviluppato, vengono trasferite nei sistemi idroponici; una volta saturate di inquinante vengono poi raccolte, essiccate e inviate al trattamento finale, e un nuovo set di piante viene inserito nel sistema al loro

<sup>74</sup> E.P.A. (b), 2000.

<sup>75</sup> I.T.R.C., 2001.

posto<sup>76</sup>. Per ottenere buoni risultati occorre tenere sotto controllo i valori di pH, di concentrazione degli inquinanti e di flusso idrico.

Alcuni ricercatori della Phytotech, in U.S.A., hanno condotto esperimenti su piccola scala utilizzando piante di girasole (*Helianthus annuus*) per il trattamento di acque sotterranee e acque di processo contenenti uranio, nei pressi di Ashtabula (Ohio): la concentrazione di contaminante nelle acque è stata ridotta da alcune centinaia di µg/l a valori inferiori a 20 µg/l, arrivando ad accumulare nelle radici fino all'1% di radionuclide. I girasoli sono stati utilizzati con successo anche per uno studio su piccola scala, condotto dalla stessa Phytotech, con lo scopo di rimuovere radionuclidi dalle acque di una palude nei pressi dell'impianto nucleare di Chernobyl (Ucraina)<sup>77</sup>.

### 1.3.7. Applicazioni

#### 1.3.7.1. Constructed wetlands

Una tecnica che vede coinvolte le piante in processi depurativi è rappresentata dalle cosiddette “constructed wetland”(zone umide costruite), note in Italia come impianti di fitodepurazione: si tratta di sistemi ingegnerizzati che sfruttano il potere autodepurativo delle zone umide, ricreandone le caratteristiche in un ambiente maggiormente controllabile. Le acque contaminate vengono fatte passare attraverso una serie di bacini e gli inquinanti vengono rimossi grazie a complesse interazioni tra processi di tipo chimico, fisico e biologico che si originano da un'azione combinata tra substrato, piante, refluo e microorganismi presenti<sup>78</sup>.

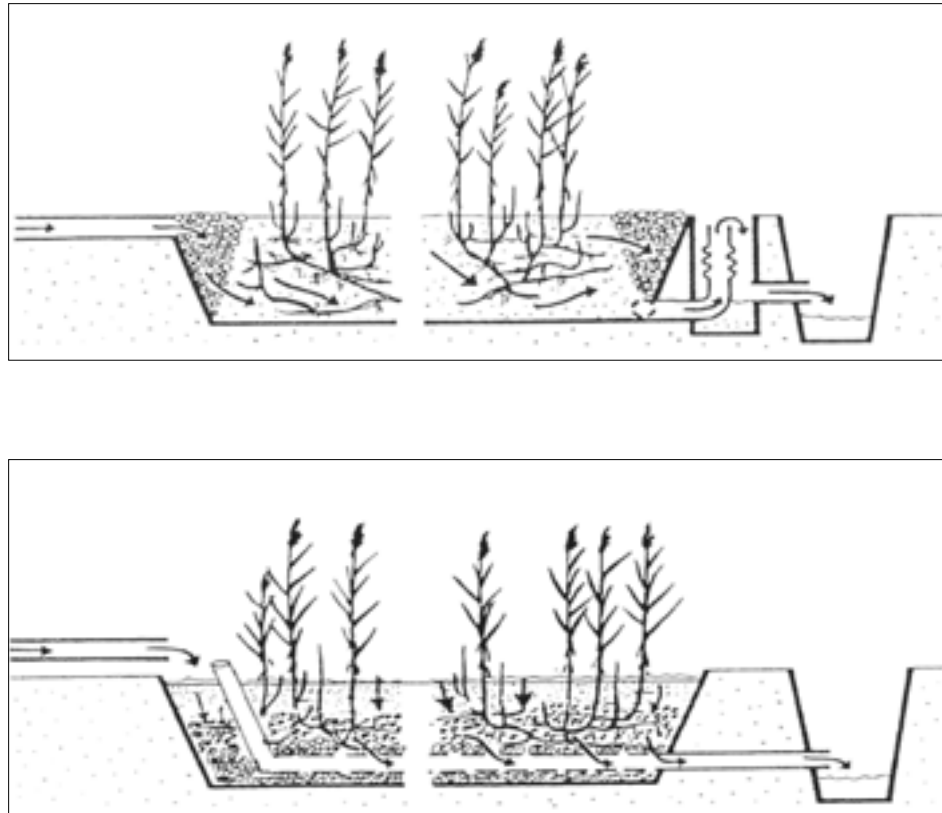
Questa tecnica di depurazione comprende diversi tipi di sistemi, che si distinguono sulla base del cammino idraulico che compie l'acqua da trattare. Esistono sistemi a flusso subsuperficiale (subsurface flow systems): sono bacini nei quali l'acqua viene fatta scorrere sotto la superficie, attraverso un medium artificiale costituito da materiale inerte (sabbia o ghiaia) che funge anche da substrato di crescita per le piante; la direzione di scorrimento può essere sia orizzontale che verticale, come rappresentato schematicamente in figura 1.11.

---

<sup>76</sup> I.T.R.C., 2001.

<sup>77</sup> Dushenkov *et al.*, 1997.

<sup>78</sup> E.P.A. (a), 2000.



**Figura 1.11 - Sistema a flusso subsuperficiale, orizzontale (sopra) e verticale (sotto)<sup>79</sup>.**

Esistono, inoltre, sistemi a flusso superficiale (surface flow systems): l'acqua scorre in superficie, ricreando le caratteristiche di una vera e propria zona umida (figura 1.12). In entrambi i casi i bacini sono dotati di sistemi di impermeabilizzazione del fondo, generalmente teli di materiale sintetico, per impedire la contaminazione del suolo e della falda sottostanti<sup>80</sup>. In alcune applicazioni vengono realizzati impianti costituiti da più bacini sia a flusso subsuperficiale che superficiale, con lo scopo di massimizzare la resa depurativa.

<sup>79</sup> Brix, 1993.

<sup>80</sup> I.T.R.C., 2001.



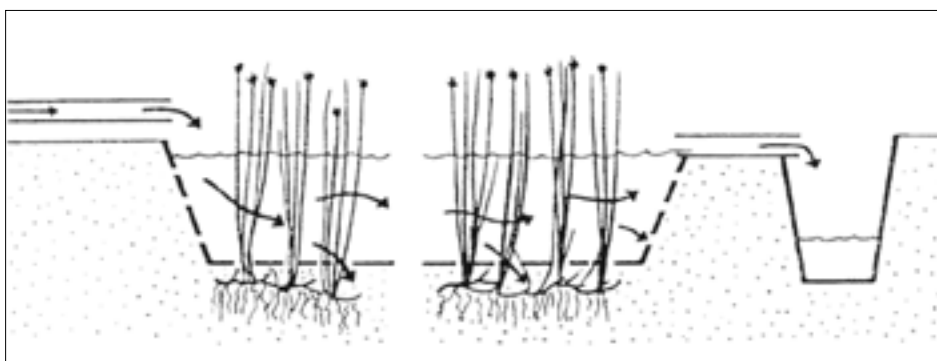


Figura 1.12 – Sistema a flusso superficiale<sup>81</sup>.

Gli impianti di fitodepurazione trovano applicazione principalmente per il trattamento di reflui di tipo civile e industriale, nonché di acque di pioggia. I contaminanti, sia organici che inorganici, sono soggetti ai vari processi che intervengono nel suolo e all'interno delle piante, visti in precedenza per le singole tecniche di *phytoremediation* (fig. 1.13).

La combinazione di questi processi permette di rimuovere dalle acque metalli pesanti, elementi in tracce, fosfati, nitrati, ammonio, idrocarburi, olii, fenoli, pesticidi e microrganismi patogeni<sup>82</sup>.

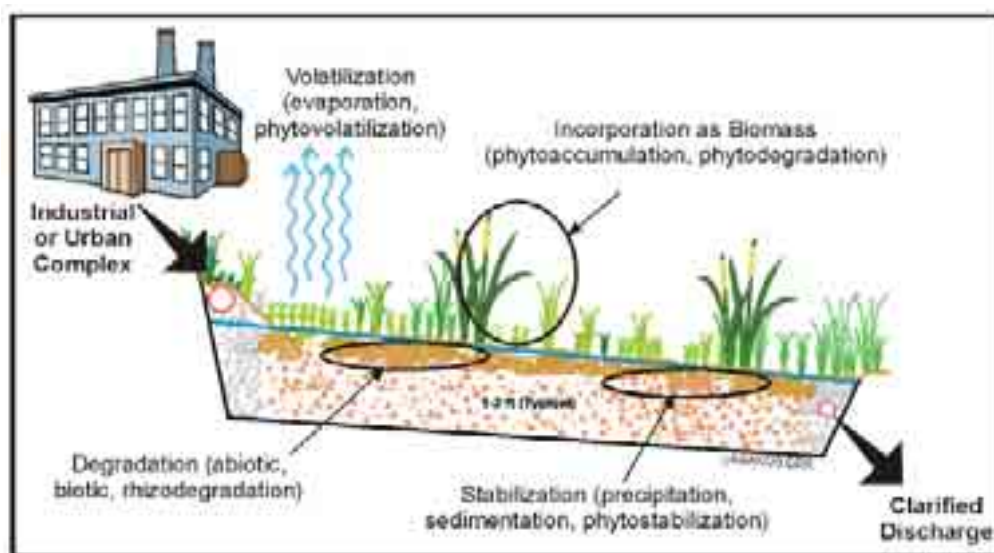


Figura 1.13 – Meccanismi di depurazione delle acque negli impianti di fitodepurazione<sup>83</sup>.

<sup>81</sup> Brix, 1993.

<sup>82</sup> Kadlec e Knight, 1996.

L'utilizzo delle zone umide costruite è vantaggioso poiché il materiale vegetale che si accumula nel sistema e viene successivamente biodegradato, costituisce una fonte interna di calore che può contribuire al corretto funzionamento del sistema durante tutto l'anno. Sono comunque consigliati periodici tagli della vegetazione e operazioni di drenaggio dei sedimenti, per evitare il continuo accumulo di detriti, che può alterare le condizioni di flusso del refluo<sup>84</sup>.

Le piante più utilizzate per questa tecnica sono macrofite radicate emergenti, appartenenti ai generi *Typha*, *Scirpus*, e *Phragmites*; nei sistemi a flusso superficiale trovano applicazione anche macrofite galleggianti (*Eichornia*, *Lemna*) e sommerse (*Elodea*, *Myriophyllum* e *Littorella*)<sup>85</sup>.

### 1.3.7.2. Barriere idrauliche

Le piante che posseggono un esteso apparato radicale, vengono spesso utilizzate per il controllo idraulico delle acque sotterranee, poiché sono in grado di assorbire e consumare grandi volumi di acqua, tramite il processo di evapotraspirazione. Generalmente si tratta di alberi che popolano gli ambienti ripariali di regioni temperate fredde (*Populus*, *Salix*) e calde (*Eucalyptus*). I loro sistemi radicali penetrano in profondità nel suolo raggiungendo la falda, dove esercitano un'azione di controllo sulla migrazione di eventuali contaminanti<sup>86</sup>. Quest'azione consiste nella formazione di un vero e proprio cono di depressione, che può essere sfruttato per prevenire la contaminazione di acqua pulita, impedendo il suo ingresso in una zona contaminata, o viceversa, per bloccare la migrazione di acqua contaminata da una specifica area ad un'altra (fig.1.14)<sup>87</sup>. In quest'ultimo caso, una volta che l'acqua contaminata viene in contatto con il sistema radicale, può essere trattata tramite altri meccanismi di *phytoremediation* (fitoestrazione, fitostabilizzazione, fitodegradazione, rizodegradazione, fitovolatilizzazione) per rimuovere definitivamente gli inquinanti presenti.

L'effetto finale di questo intervento di bonifica è in tutto simile al tradizionale "pump and treat"; le piante hanno, in più, il vantaggio di riuscire a penetrare con le radici nei pori

---

<sup>83</sup> I.T.R.C., 2001.

<sup>84</sup> I.T.R.C., 2001.

<sup>85</sup> E.P.A. (a), 2000.

<sup>86</sup> E.P.A. (b), 2000.

<sup>87</sup> Tsao, 2003.

microscopici del suolo, nei quali rimangono adsorbiti e intrappolati contaminanti che il “pump and treat” non riesce a raggiungere<sup>88</sup>.

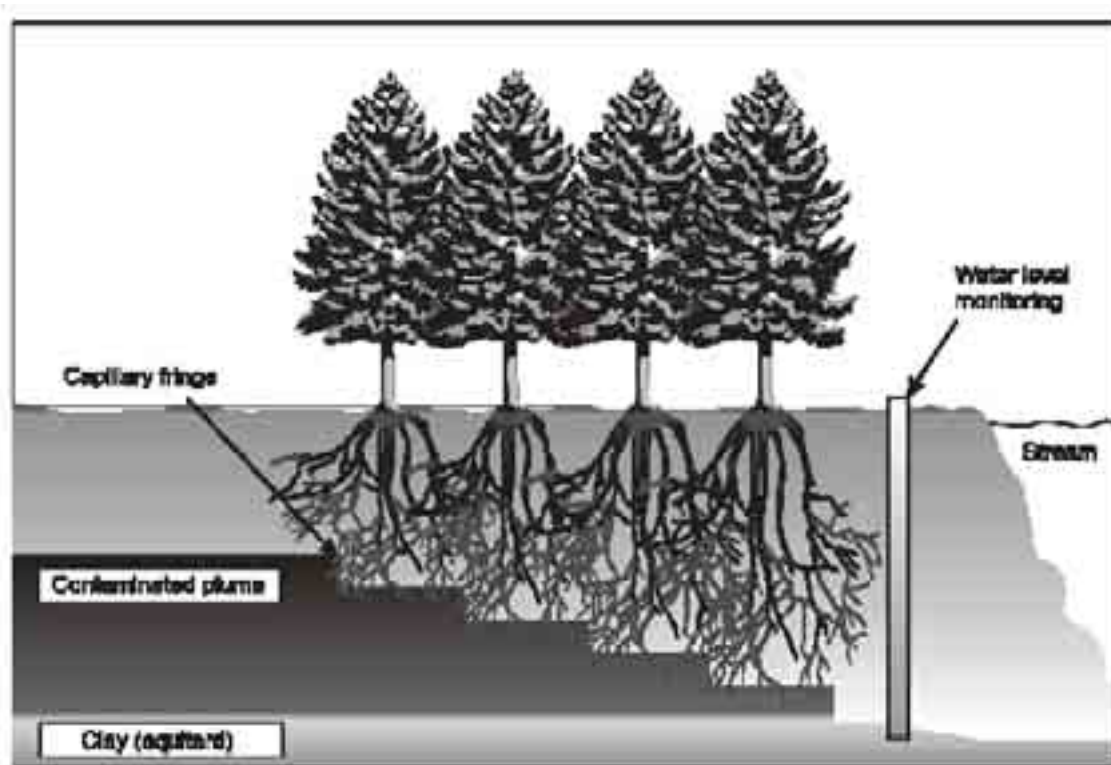


Figura 1.14 – Controllo idraulico del “plume” di contaminazione<sup>89</sup>.

Questa tecnica si applica a inquinanti organici e inorganici, in concentrazioni tali da non risultare tossici per le piante<sup>90</sup>.

Per costituire un’efficiente barriera idraulica vengono utilizzate principalmente specie arboree; nonostante questo, alcuni studi su campo hanno dato risultati positivi anche per determinate specie erbacee, caratterizzate da alti tassi di assorbimento e traspirazione, e che posseggono radici che raggiungono anche i 3-5 m di profondità<sup>91</sup>.

La quantità d’acqua che può essere assorbita da una serie di piante coltivate in un determinato sito, dipende comunque da vari fattori quali l’età delle piante, la profondità della falda, le caratteristiche del suolo e le condizioni climatiche.

<sup>88</sup> Suthan Suthersan, 2002.

<sup>89</sup> E.P.A. (b), 2000.

<sup>90</sup> E.P.A. (b), 2000.

<sup>91</sup> I.T.R.C., 2001.

Un esempio di applicazione della tecnica di controllo idraulico associata ad altri meccanismi di *phytoremediation*, riguarda il trattamento di acque sotterranee contaminate da tricloroetilene (TCE) con alberi freatofitici, che ha alimentato un dibattito tra gli studiosi del settore. Una scuola di pensiero ritiene infatti che il TCE non subisca trasformazioni nel suo passaggio attraverso la rizosfera, e che venga assorbito dalla falda tramite le radici e successivamente rilasciato in atmosfera tramite fitovolatilizzazione, mantenendo intatte le proprie caratteristiche chimiche<sup>92</sup>. Una seconda scuola di pensiero sostiene invece che questo contaminante subisca processi di degradazione durante la traslocazione all'interno della pianta, e che i prodotti di questa trasformazione vengano in un secondo tempo volatilizzati<sup>93</sup>. Una terza scuola afferma, infine, che il TCE venga degradato nella rizosfera e successivamente traslocato all'interno della pianta e rilasciato in atmosfera<sup>94</sup>. Molti studi sono tuttora in corso per trovare soluzione alla questione, ma in ogni caso prove su campo dimostrano che l'applicazione della *phytoremediation* al trattamento di acque sotterranee contaminate da TCE risulta molto efficiente, indipendentemente dai meccanismi specifici coinvolti<sup>95</sup>.

#### 1.3.7.3. Sistemi di copertura vegetativa

Il *Phytoremediation of Organics Action Team* dell' E.P.A. ha dato una precisa definizione di “vegetative cover”: si tratta di una copertura vegetale, applicata a lungo termine e in grado di auto-sostenersi, che cresce su materiali che rappresentano un rischio ambientale; la presenza di piante riduce questo rischio fino ad un livello accettabile, necessitando di interventi minimi di mantenimento<sup>96</sup>.

Lo scopo dei sistemi di copertura vegetativa di suoli contaminati è duplice: favorire il processo di evapotraspirazione dalla superficie del suolo e contemporaneamente svolgere un'azione di biodegradazione dei contaminanti.

I sistemi di copertura vegetativa sfruttano la capacità delle piante di intercettare la pioggia sulla superficie fogliare e prevenire le infiltrazioni, tramite l'assorbimento da parte delle radici di volumi significativi di acqua, dopo che questa è penetrata nel suolo (figura

---

<sup>92</sup> Newman *et al.*, 1997.

<sup>93</sup> Anderson e Walton, 1991.

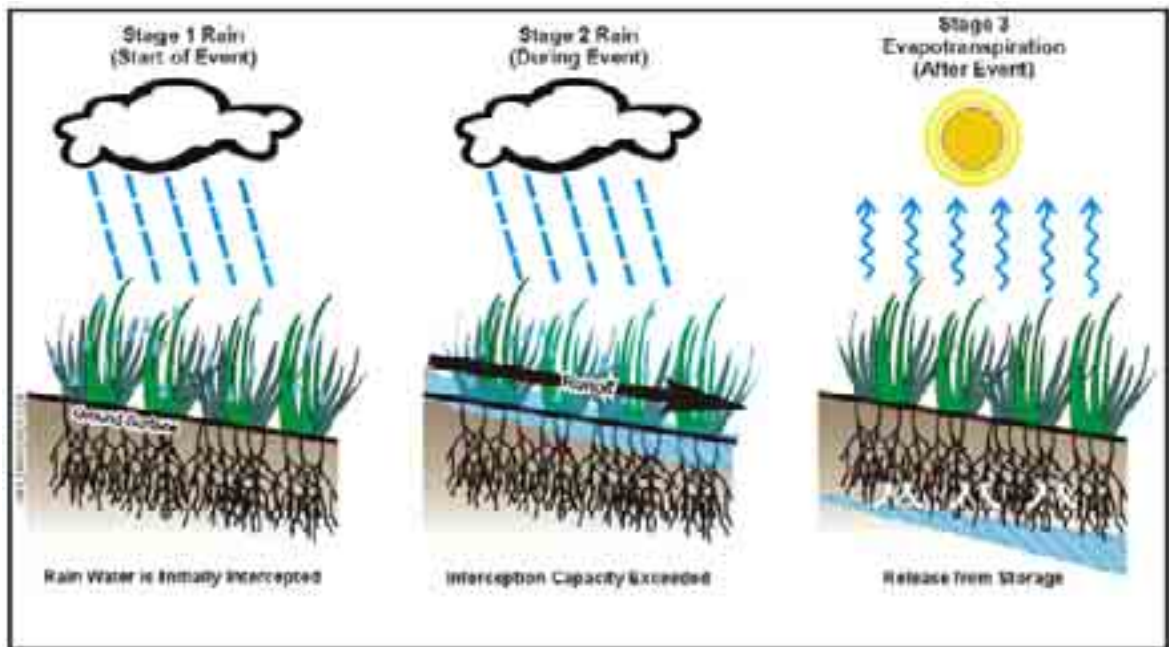
<sup>94</sup> Orchard *et al.*, 1999.

<sup>95</sup> Chappell, 1998.

<sup>96</sup> E.P.A. (b), 2000.

1.15). In dettaglio, possono essere progettate aree coperte da comunità miste di piante (erbacee e arboree), allo scopo di massimizzare la capacità di intercettazione della pioggia e di traspirazione.

Questa tecnica si applica a suoli contaminati in superficie, fanghi e depositi di rifiuti: i contaminanti, organici e inorganici, vengono isolati e degradati in modo da minimizzare il rischio di esposizione per l'uomo e gli animali, e contemporaneamente prevenire la formazione di percolato. L'intero processo coinvolge, infatti, una combinazione di controllo idraulico, fitodegradazione, rizodegradazione, fitovolatilizzazione e probabilmente anche di fitoestrazione.



**Figura 1.15 – Capacità di controllo idraulico delle coperture vegetative durante un evento di pioggia (fase 1: la pioggia viene raccolta sulla superficie delle foglie; fase 2: la quantità di pioggia caduta supera la capacità di intercettazione delle foglie e l'acqua in eccesso scorre in superficie sul terreno e in parte penetra nel suolo; fase 3: al termine dell'evento di pioggia l'acqua intercettata dalle foglie e quella assorbita dalle radici è soggetta ad evapotraspirazione, in tal modo si prevengono fenomeni di infiltrazione e ricarica della falda)<sup>97</sup>.**

Negli Stati Uniti questa tecnica è stata sperimentata come copertura finale nelle discariche, e consiste in una combinazione di terreno e vegetazione, che minimizza le

<sup>97</sup> I.T.R.C., 2001.

infiltrazioni d'acqua e contribuisce alla degradazione dei rifiuti sottostanti, prevenendo la formazione e la migrazione di percolato.

In generale, le coperture vegetative non sono appropriate per siti che producono gas in quantità notevoli e incontrollate, poiché gli stessi possono risultare tossici per le piante; in questi casi è richiesto dunque l'intervento con altri sistemi<sup>98</sup>.

#### 1.3.7.4. Zone tampone

I corsi d'acqua superficiali spesso risentono dell'impatto di fonti d'inquinamento diffuse, che derivano da acque di dilavamento di attività agricole, strade e aree urbane. Oltre a sostanze utilizzate in agricoltura (nutrienti, pesticidi), rifiuti animali, olii rilasciati dai veicoli, anche grandi quantità di materiale particolato e sedimenti possono raggiungere questi ambienti. Può accadere che l'impatto d'inquinanti non riguardi solo il corso d'acqua superficiale, ma anche la falda sotterranea che con questo è in stretto contatto.

Allo scopo di proteggere entrambe queste matrici ambientali, in prossimità delle aree ripariali, vengono realizzate delle “zone tampone” (buffer zones), caratterizzate da una copertura vegetativa mista, che ricrea la naturale successione di specie delle aree di transizione tra l'ambiente terrestre e quello acquatico (figura 1.16). Gli inquinanti in forma solubile vengono intercettati e immobilizzati nella rizosfera, mentre i solidi sospesi si depositano prima di raggiungere il corso d'acqua.

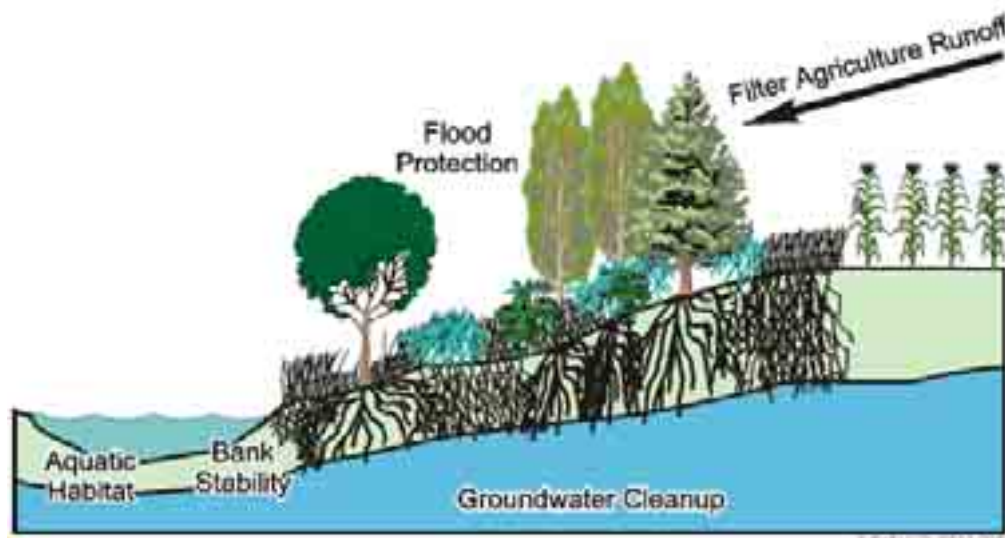


Figura 1.16 – Sezione trasversale di una zona tampone<sup>99</sup>.

<sup>98</sup> E.P.A., 2000.

Le caratteristiche idrauliche vanno progettate con precisione, poiché da esse dipende l'efficienza depurativa di questi sistemi: è importante che il flusso d'acqua sia sufficientemente lento da permettere al particolato di sedimentare. Spesso vengono realizzati, sulla lunghezza della zona tampone, piccoli sbarramenti: i depositi d'acqua che si creano favoriscono la lenta infiltrazione dell'acqua, che viene a contatto con la rizosfera<sup>100</sup>.

Come nel caso delle coperture vegetative, anche le zone tampone combinano vari processi tipici delle tecniche di *phytoremediation* (controllo idraulico, fitodegradazione, rizodegradazione, fitovolatilizzazione e fitoestrazione).

Studi di laboratorio e esperimenti sul campo hanno dimostrato che la presenza di pioppi favorisce la rimozione del nitrato, la degradazione dell'atrazina e rallenta la migrazione di composti organici volatili.

Infine, oltre alla funzione depurativa, queste zone svolgono un ruolo nella stabilizzazione delle rive dei corsi d'acqua, prevengono l'erosione del suolo e favoriscono lo sviluppo di habitats di tipo terrestre e acquatico<sup>101</sup>.

---

<sup>99</sup> I.T.R.C., 2001.

<sup>100</sup> Tsao, 2003.

<sup>101</sup> E.P.A., 2001.

## 2. PARAMETRI APPLICATIVI

### 2.1. Applicazione della tecnologia

La *phytoremediation* si applica principalmente al trattamento *in situ* di acque e suoli contaminati. In casi specifici, però, si può optare per l'asportazione ed il trasferimento del suolo interessato dalla contaminazione in un'unità di trattamento *on site* o *ex situ*, dove la *phytoremediation* può comunque essere applicata. Allo stesso modo, le acque sotterranee e superficiali possono essere pompate e raccolte, e successivamente trasportate in sistemi depurativi che utilizzano le piante (rizofiltrazione), o disperse sul sito di trattamento come acque di irrigazione<sup>102</sup>.

La *phytoremediation* risulta efficace per il trattamento di vaste aree caratterizzate da un livello di inquinamento da basso a moderato, nei casi in cui l'applicazione di tecnologie convenzionali richiederebbe costi troppo elevati.

Può essere utilizzata in associazione ad altre tecnologie, ad esempio come copertura finale di siti già bonificati, che necessitano di essere rivegetati. Poiché si tratta di una tecnologia a basso costo e di semplice gestione, potrebbe trovare applicazione come intervento "temporaneo", in siti nei quali la realizzazione del progetto di bonifica e l'iter amministrativo per la sua approvazione potrebbero richiedere molto tempo: la copertura del suolo con piante in grado di compiere un primo trattamento di degradazione e contenimento degli inquinanti, nonché un'azione di prevenzione di fenomeni di erosione e lisciviazione, potrebbe rappresentare una soluzione vantaggiosa<sup>103</sup>.

Le fitotecnologie sono state studiate soprattutto su piccola scala, mentre tuttora sono scarsi i dati riguardanti applicazioni su scala reale, condizione che causa purtroppo la mancanza di protocolli standardizzati a cui fare riferimento<sup>104</sup>. Questo deriva anche dal fatto che ogni intervento di fitobonifica costituisce un caso a se stante, il gran numero di variabili che intervengono in questo tipo di tecnologia (caratteristiche del suolo, tipo, concentrazione e profondità del contaminante...) la rendono infatti sito-specifica; per

---

<sup>102</sup> E.P.A. (b), 2000.

<sup>103</sup> E.P.A. (b), 2000.

<sup>104</sup> I.T.R.C., 2001.



questo motivo rivestono un ruolo fondamentale i test in laboratorio e gli esperimenti con impianti pilota allo scopo di valutarne l'applicabilità.

In tabella 2.1 sono riportati dati raccolti dall'E.P.A.<sup>105</sup>: le principali fitotecnologie, i meccanismi depurativi coinvolti, le matrici ambientali interessate, i contaminanti trattati, le piante utilizzate e lo stato di avanzamento delle tecnologie.

**Tabella 2.1 – Applicazione delle principali fitotecnologie (modificato da E.P.A., 2000).**

<b>Fitotecnologia</b>	<b>Meccanismo</b>	<b>Matrice</b>	<b>Contaminanti</b>	<b>Piante</b>	<b>Stato</b>
Fitoestrazione	estrazione ed accumulo contaminanti	suolo sedimenti fanghi	metalli (Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn) radionuclidi ( <sup>90</sup> Sr, <sup>137</sup> Cs, <sup>239</sup> Pu, <sup>238,234</sup> U)	<i>Brassica juncea</i> <i>Thlaspi caerulescens</i> <i>Helianthus annuus</i> <i>Alyssum sp.</i> Pioppo ibrido	laboratorio impianti pilota applicazioni su campo
Rizofiltrazione	estrazione ed accumulo contaminanti	acque superficiali acque sotterranee	metalli radionuclidi	<i>Brassica juncea</i> , <i>Helianthus annuus</i> <i>Eichornia crassipes</i>	laboratorio impianti pilota
Fitostabilizzazione	contenimento contaminanti	suolo sedimenti fanghi	As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn	<i>Brassica juncea</i> pioppo ibrido piante erbacee	applicazioni su campo
Rizodegradazione	degradazione contaminanti	suolo sedimenti fanghi acque sotterranee	TPH IPA pesticidi solventi clorurati PCB	<i>Morus rubra</i> <i>Oryza sativa</i> <i>Typha latifolia</i> piante erbacee pioppo ibrido	applicazioni su campo
Fitodegradazione	degradazione contaminanti	suolo sedimenti fanghi acque superficiali acque sotterranee	composti organici solventi clorurati fenoli erbicidi esplosivi	Alghe pioppo ibrido <i>Salix nigra</i> <i>Taxodium distichum</i>	dimostrazioni su campo
Fitovolatilizzazione	estrazione e volatilizzazione contaminanti	acque sotterranee suolo sedimenti fanghi	solventi clorurati Se, Hg, As	<i>Populus sp.</i> <i>Medicago sativa</i> <i>Robinia pseudoacacia</i> <i>Brassica juncea</i>	laboratorio applicazioni su campo
Barriere idrauliche	degradazione o contenimento contaminanti	acque superficiali acque sotterranee	composti organici e inorganici solubili in acqua	<i>Populus sp.</i> pioppo ibrido <i>Salix sp.</i>	dimostrazioni su campo
Coperture vegetative	contenimento e degradazione contaminanti, prevenzione erosione	suolo sedimenti fanghi	composti organici e inorganici	<i>Populus sp.</i> piante erbacee	applicazioni su campo
Zone tampone	degradazione contaminanti	acque superficiali acque sotterranee	composti organici e inorganici solubili in acqua	<i>Populus sp.</i>	applicazioni su campo

La *phytoremediation* è una tecnologia ancora in fase di sviluppo, ma fin dai primi studi ha destato l'interesse di molti, che la considerano un'alternativa “pulita” ed economicamente vantaggiosa rispetto alle soluzioni tradizionali. Sebbene le

<sup>105</sup> E.P.A. (b), 2000.

sperimentazioni siano in continua evoluzione allo scopo di fissarne i confini di applicazione, esistono già precise indicazioni sui parametri che è necessario considerare in fase di progettazione.

I fattori principali che vanno considerati quando si intende realizzare un intervento di fitobonifica sui suoli, ad esempio, comprendono il tipo di contaminante, la sua concentrazione, nonché la profondità della contaminazione. Nel caso delle acque sotterranee, inoltre, è importante conoscere l'esatta profondità della falda e del "plume" di contaminazione. Infine, in entrambi i casi, è indispensabile che le radici delle specie vegetali coinvolte siano sufficientemente estese da venire in contatto con il contaminante; per questo motivo la scelta della pianta da utilizzare riveste fondamentale importanza.

## 2.2. Contaminanti

Come detto in precedenza, la *phytoremediation* si applica con successo a vaste aree interessate da bassi a moderati livelli di contaminazione.

L'applicabilità di questa tecnica è stata studiata per alcune delle più importanti e diffuse classi di contaminanti, e tuttora gli studiosi continuano ad ampliare la lista, sebbene il loro numero sia limitato. Ogniqualevolta si sceglie di utilizzare la *phytoremediation* per la bonifica di un particolare sito, è necessario che prove di laboratorio, studi condotti in serra o con impianti pilota, confermino l'applicabilità della tecnologia ad un particolare contaminante<sup>106</sup>.

### 2.2.1. Contaminanti organici

Il trattamento dei contaminanti organici tramite fitodegradazione è limitato a quei composti moderatamente idrofobici che sono caratterizzati da un valore di  $\log K_{ow}$  (coefficiente di ripartizione ottanolo-acqua) compreso tra 1 e 3.5, proprietà che rende possibile alle piante l'assorbimento del contaminante attraverso il sistema radicale e la sua traslocazione all'interno della pianta<sup>107</sup>. I contaminanti compresi in questo gruppo sono: benzene, toluene, etilbenzene e xilene (BTEX), i solventi clorurati e i composti alifatici a catena corta<sup>108</sup>. I composti più lipofili (PCB, IPA) possono essere immobilizzati nella

---

<sup>106</sup> I.T.R.C., 2001.

<sup>107</sup> E.P.A. (b), 2000.

<sup>108</sup> I.T.R.C., 2001.

rizosfera e degradati grazie all'azione di microorganismi, oppure legati alla superficie delle radici o trattenuti all'interno dei tessuti radicali, ma non traslocati agli organi aerei<sup>109</sup>.

Un altro fattore che influenza notevolmente l'efficienza di un intervento di fitobonifica su composti organici, riguarda le caratteristiche di alcune miscele di idrocarburi: i cosiddetti LNAPL (light non aqueous phase liquid), DNAPL (dense non aqueous phase liquid), miscele di questi, oppure olii, possono ostacolare il movimento di acqua e di aria nel suolo, nonché l'assorbimento di nutrienti necessari per la crescita delle piante<sup>110</sup>.

### 2.2.2. Contaminanti inorganici

Una delle applicazioni più utilizzate per il trattamento dei contaminanti inorganici (metalli e radionuclidi) è la fitoestrazione: il parametro che fornisce il livello di efficienza di questa tecnologia è rappresentato dal coefficiente di estrazione, che misura la concentrazione di contaminante all'interno della pianta in rapporto alla concentrazione dello stesso nel suolo.

La disponibilità dei metalli all'assorbimento da parte dei vegetali varia da elemento a elemento, ed è influenzata dalle caratteristiche del suolo e da fattori legati alle condizioni ambientali e alle piante. Per quanto riguarda le caratteristiche del suolo, i fattori principali comprendono il pH, il potenziale redox, la capacità di scambio cationico, la presenza di idrossidi di Fe e Mn, il contenuto di materia organica, di argilla e di fosfati. In termini di fattori ambientali, le condizioni climatiche, le pratiche agricole di gestione, irrigazione e fertilizzazione possono influenzare la biodisponibilità dei metalli. Infine, è noto che esistono specie vegetali in grado di assorbire questi elementi in concentrazione maggiore rispetto ad altre, ma anche l'età della pianta gioca un ruolo fondamentale nell'efficienza del processo di estrazione<sup>111</sup>.

Nel caso di metalli difficilmente assimilabili (Pb, Cr, U), l'aggiunta di chelanti al suolo da trattare può aumentare in maniera rilevante il coefficiente di estrazione; in questo caso, però, è indispensabile considerare il rischio di eccessiva mobilitazione del metallo e prevedere un sistema di monitoraggio della possibile migrazione dello stesso verso la falda<sup>112</sup>.

---

<sup>109</sup> Schnoor *et al.*, 1995 ; Cunningham *et al.*, 1997.

<sup>110</sup> E.P.A. (b), 2000.

<sup>111</sup> McIntyre, 2003.

<sup>112</sup> Barbafieri, 1996.

### 2.2.3. Miscele di contaminanti

La maggior parte degli studi sulla *phytoremediation* si sono concentrati su singole classi di contaminanti e in pochi casi su miscele di queste. Sebbene esistano prove della capacità di alcune piante di tollerare la presenza contemporanea di inquinanti organici e inorganici, non ci sono ancora risultati sperimentali che attestino con sicurezza che particolari essenze vegetali operino con successo la bonifica di suoli o acque contenenti miscele di questo tipo (per esempio, metalli pesanti e solventi clorurati). La ricerca in questo campo è dunque ancora in fase di sviluppo e in molti casi si opta per l'utilizzo di differenti specie vegetali, ciascuna con uno specifico inquinante "target", coltivate contemporaneamente o in successione sullo stesso sito<sup>113</sup>.

### 2.2.4. Concentrazione ed età dei contaminanti

Nella prima fase di progettazione di un intervento di fitobonifica è necessario valutare se la concentrazione di contaminante può risultare tossica per le piante, o comunque avere un impatto negativo sulla salute e sulla resa in biomassa. Il reperimento di dati in letteratura, esperimenti in laboratorio e con impianti pilota, sono necessari per determinare la soglia di tolleranza delle piante.

Può accadere che nel sito d'interesse siano presenti degli "hot spot", ovvero dei punti in cui la concentrazione dei contaminanti risulta molto elevata e tossica per le piante: in questo caso è necessario valutare se è economicamente vantaggioso intervenire con altre tecnologie o semplicemente con l'asportazione del suolo nei punti in esame, applicando la *phytoremediation* nelle restanti aree.

Alcuni studi hanno rivelato che alte concentrazioni di composti organici e nutrienti sono tollerate più facilmente dalle piante che dai microorganismi<sup>114</sup>; inoltre, sulla base di test di germinazione di semi, si è scoperto che le piante sono meno sensibili alla presenza di metalli pesanti rispetto ai batteri<sup>115</sup>. Sulla base di questi risultati si potrebbe affermare che la *phytoremediation*, ad eccezione della rizodegradazione, ben si adatta laddove la *bioremediation* fallisce, a causa di livelli di contaminazione troppo elevati per i

---

<sup>113</sup> E.P.A. (b), 2000.

<sup>114</sup> Schnoor *et al.*, 1995.

<sup>115</sup> Miller *et al.*, 1985.

microorganismi; in ogni caso, non bisogna dimenticare che si tratta di valutazioni speculative, che devono sempre trovare conferma con studi su campo<sup>116</sup>.

Un altro fattore da considerare in un intervento di fitobonifica riguarda l'“età” della contaminazione: composti inquinanti, presenti da molto tempo in un sito, possono risultare meno biodisponibili; questo da un lato può essere positivo in termini di fitotossicità, dall'altro, però, diminuisce la quantità di contaminante assorbito dalle piante e compromette la resa depurativa dell'intervento di fitobonifica. Questo sottolinea l'importanza di utilizzare, nei test in laboratorio e negli impianti pilota, campioni di suolo prelevati direttamente dal sito in esame piuttosto che suolo incontaminato a cui aggiungere in un secondo tempo il contaminante<sup>117</sup>.

### 2.2.5. Movimento dei contaminanti

Uno dei fattori da valutare in un intervento di *phytoremediation* riguarda il rischio che i contaminanti possano trasferirsi da un comparto ambientale all'altro, in particolare dal suolo contaminato alla falda sottostante, oppure dal suolo o dalla falda all'atmosfera.

Generalmente questo rischio è legato a operazioni che vengono eseguite allo scopo di rendere massima l'efficienza depurativa delle piante, ma che, in assenza di un sistema accurato di monitoraggio, possono ripercuotersi in maniera negativa sul successo della bonifica. I processi che possono indurre la mobilitazione dei contaminanti sono<sup>118</sup>:

- eccessiva irrigazione;
- aggiunta di chelanti o surfattanti;
- trasformazioni chimiche del contaminante non previste;
- variazione del pH.

Anche in questo caso, la sperimentazione tramite prove di laboratorio e realizzazione di impianti pilota può essere utile nella previsione di questo tipo di fenomeni.

Un altro rischio da non sottovalutare è legato al processo di fitovolatilizzazione, che può comportare il rilascio in atmosfera di contaminanti organici, come il TCE, o di sottoprodotti di degradazione tossici. Per alcuni di questi composti il pericolo è molto limitato, poiché, una volta in atmosfera, sono coinvolti in processi di fotodegradazione; l'analisi di rischio è richiesta invece nel caso di contaminanti pericolosi come il mercurio

---

<sup>116</sup> E.P.A. (b), 2000.

<sup>117</sup> E.P.A. (b), 2000.

<sup>118</sup> I.T.R.C., 2001.

elementare, il cui rilascio può costituire un pericolo per la salute dell'uomo e dell'ambiente<sup>119</sup>.

## 2.3. Pianta

La progettazione e realizzazione di un intervento di fitobonifica, proprio perché si avvale delle capacità depurative delle piante, necessita, oltre al contributo di professionisti del campo dell'ingegneria, della chimica e dell'idrogeologia, richiesto dalle tecnologie tradizionali, di esperti del settore agronomico. La *phytoremediation*, infatti, aggiunge un grado di complessità in più al processo di bonifica, poiché le piante stesse rappresentano un sistema biologico complesso che possiede particolari caratteristiche<sup>120</sup>. Le pratiche agronomiche possono intervenire nel rendere massima la produttività delle piante, la loro capacità di degradazione o di accumulo dei contaminanti, e di conseguenza incidere positivamente sulla resa del processo depurativo.

### 2.3.1. Scelta delle piante

Per garantire la buona riuscita di un intervento di fitobonifica è indispensabile individuare le specie vegetali adatte alla crescita sul particolare sito e al raggiungimento di determinati obiettivi depurativi. Di seguito si riporta un elenco delle principali caratteristiche delle piante, richieste dalle varie fitotecnologie<sup>121</sup>.

- Fitoestrazione:
  - capacità di tollerare, assorbire, traslocare e accumulare alte concentrazioni di metalli pesanti nei fusti e nelle foglie;
  - alto tasso di crescita e elevata produzione in biomassa;
  - non favorito il consumo da parte degli animali (questo riduce il rischio di trasferimento del contaminante alla catena alimentare).
- Rizofiltrazione e fitostabilizzazione:
  - capacità di rimuovere metalli;
  - assenza di traslocazione dei metalli dalle radici agli organi aerei (fusti, foglie);
  - rapido sviluppo del sistema radicale.
- Rizodegradazione:

---

<sup>119</sup> E.P.A. (c), 2001.

<sup>120</sup> E.P.A. (b), 2000.

<sup>121</sup> E.P.A. (b), 2000.

- secrezione di particolari enzimi, ma mancato assorbimento del contaminante;
- sviluppo appropriato delle radici (profondità ed estensione);
- Fitodegradazione:
  - capacità di assorbire il contaminante;
  - prodotti di degradazione non tossici.
- Fitovolatilizzazione:
  - capacità di assorbire il contaminante.

Generalmente si preferisce limitare la scelta della pianta a specie native, adattate alle condizioni climatiche del sito in esame; in questo caso dati riportati in letteratura possono indirizzare la scelta su piante di cui è documentata la capacità depurativa nei confronti del contaminante d'interesse.

Talvolta specie vegetali che sono cresciute spontaneamente sul sito in esame, e che quindi mostrano forme di tolleranza nei confronti della contaminazione, possono essere utilizzate per l'intervento di bonifica previa verifica, in laboratorio e su scala pilota, dell'effettiva capacità depurativa nei confronti del contaminante.

Sebbene sia preferibile utilizzare specie native, si verificano casi in cui la scelta cade su specie esotiche, poiché si dimostrano più efficaci nella bonifica di particolari inquinanti. È necessario allora che siano rispettate determinate condizioni: la pianta non deve essere in grado di propagarsi allo stato selvatico (sterilità, dipendenza da pratiche agronomiche), oppure è già stata introdotta da tempo nella regione in cui si trova il sito d'interesse ed è dimostrato che il suo utilizzo non comporta alcun rischio ecologico.

Un ultimo caso riguarda le piante geneticamente modificate allo scopo di rendere massima l'efficienza depurativa nei confronti di un particolare contaminante: il loro utilizzo e i rischi che comporta vanno valutati caso per caso, sulla base delle prescrizioni normative dello stato in cui si esegue la bonifica.

Uno strumento utile ai fini della scelta della specie vegetale più adatta per un intervento di bonifica proviene dal Canada, dove l'Environment Biotechnology Applications Division of Environment Canada (Quebec) ha creato due databases, **PHYTOPET** (**PHYTO**remediation of **PET**roleum hydrocarbon contaminants) e **PHYTOREM** (**PHYTORE**mediation of **M**etals): entrambi sono di facile consultazione e molto utili, poiché riassumono molte informazioni presenti in letteratura sulla *phytoremediation*. PHYTOPET contiene un elenco di piante capaci di supportare la rizodegradazione di una vasta gamma di idrocarburi, dagli olii grezzi ai poliaromatici, fornendo inoltre

informazioni sui microorganismi coinvolti in questi processi. PHYTOREM possiede una lista di 775 specie vegetali, sia terrestri che acquatiche, che sono in grado di accumulare o iperaccumulare uno o più di 19 metalli e metalloidi; esiste inoltre una sezione dedicata a batteri, alghe, licheni e funghi che possono risultare utili come “agenti estrattivi” complementari alle piante. In tabella 2.2 è riportato l’elenco dei 19 elementi metallici inclusi nel database, e in tabella 2.3 l’elenco delle piante che presentano i più alti valori di accumulo<sup>122</sup>.

**Tabella 2.2 – Lista di elementi inclusi nel database PHYTOREM ( modificato da McIntyre, 2003).**

Alluminio (Al)	Cobalto (Co)	Mercurio (Hg)	Radio (Ra)
Arsenico (As)	Rame (Cu)	Molibdeno (Mo)	Stronzio (Sr)
Berillio (Be)	Cromo (Cr)	Nichel (Ni)	Uranio (U)
Cadmio (Cd)	Piombo (Pb)	Palladio (Pd)	Zinco (Zn)
Cesio (Cs)	Manganese (Mn)	Platino (Pt)	

**Tabella 2.3 – Elenco di piante, appartenenti al database PHYTOREM, con i maggiori valori di accumulo di elementi metallici; non ci sono riferimenti per berillio, platino, radio (modificato da McIntyre, 2003).**

Elemento	Pianta	Origine	Concentrazione (mg/kg di sostanza secca)
Al	<i>Solidago hispida</i>	Canada	6820
As	<i>Agrostis tenuis (capillaris)</i>	Coltivata	2000
Cd	<i>Vallisneria spiralis</i>	India	6242
Co	<i>Haumanistrum robertii</i>	Africa	10200
Cr	<i>Medicago sativa</i>	Coltivata	7700
Cs	<i>Helianthus annuus</i>	Coltivata	alta assorbanza
Cu	<i>Larrea tridentata</i>	USA	23700
Hg	<i>Pistia stratiotes</i>	Pantropicale	1100
Mn	<i>Macdemia neurophylla</i>	Nuova Caledonia	51800
Mo	<i>Thlapsi caerulescens</i>	Europa	1500-1800
Ni	<i>Psychotria douarrei</i>	Nuova Caledonia	4500
	<i>Hybanthus floribundus</i>	Australia	22% delle ceneri totali
Pb	<i>Brassica juncea</i>	Coltivata	26200
Sr	<i>Helianthus annuus</i>	Coltivata	alta assorbanza
U	<i>Helianthus annuus</i>	Coltivata	> 15000
Zn	<i>Thlapsi caerulescens</i>	Europa	52000

<sup>122</sup> McIntyre, 2003.



### 2.3.2. Sistema radicale

Il contatto tra i contaminanti e le radici delle piante costituisce il principale limite all'applicazione della *phytoremediation*; per questo motivo la morfologia e la profondità del sistema radicale sono caratteristiche che influiscono notevolmente sull'efficienza di un intervento di fitobonifica.

I sistemi radicali di tipo fibroso, caratteristici di alcune piante erbacee (es. *Festuca*), possiedono numerose radici sottili che si estendono in modo diffuso, fornendo un'ampia superficie di contatto con il suolo. Altre specie erbacee, invece, come *Medicago sativa* (erba medica) e iperaccumulatrici come *Thlaspi carulescens*, sono caratterizzate da un sistema radicale a fittone, dominato da una radice centrale principale, che limita il contatto a volumi di suolo relativamente bassi<sup>123</sup>.

La lunghezza delle radici influisce direttamente sullo spessore di suolo o sulla profondità della falda che possono essere trattati con la *phytoremediation*. I sistemi radicali fibrosi di alcune specie erbacee possono estendersi fino a profondità di circa 2-3 m, mentre le radici dell'erba medica raggiungono anche i 9 m; le specie arboree permettono, invece, una maggiore estensione in profondità, con valori che possono raggiungere i 25 m per gli alberi freatofitici. Tuttavia, è importante considerare che si tratta di valori massimi raggiunti in condizioni particolari, spesso ben lontane da quelle del sito da bonificare: anche all'interno della stessa specie vegetale, infatti, l'estensione radicale può differire in modo significativo a causa dell'influenza di fattori quali la struttura, la densità, la fertilità e il livello di umidità del suolo<sup>124</sup>.

Generalmente la *phytoremediation* trova applicazione in presenza di sistemi radicali che raggiungono i 30-60 cm per le specie erbacee e i 3 m per quelle arboree<sup>125</sup>. Interventi di tipo ingegneristico, quali sistemi di subirrigazione, o l'utilizzo di barriere impermeabili che limitino l'infiltrazione di acqua nel suolo, possono agire spingendo lo sviluppo delle radici più in profondità<sup>126</sup>.

Nel caso delle acque sotterranee, l'applicazione della *phytoremediation* è limitata al trattamento di acquiferi non confinati e in presenza di “plume” di contaminazione che

---

<sup>123</sup> Ernst, 1996.

<sup>124</sup> E.P.A. (b), 2000.

<sup>125</sup> E.P.A. (c), 2001.

<sup>126</sup> I.T.R.C., 2001.

interessano la parte superiore dell'acquifero. La fluttuazione stagionale che caratterizza la falda condiziona lo sviluppo del sistema radicale: le piante in genere beneficiano di variazioni di lieve entità. La velocità di movimento delle acque verso la zona radicale incide, invece, sui tempi richiesti per il trattamento dell'area interessata: sebbene le radici siano in grado di raggiungere anche i pori più piccoli del suolo e alcune piante riescano ad estrarre contaminanti anche ad elevati tassi di traspirazione, la bassa conduttività idraulica dei suoli aridi spesso diminuisce la velocità con cui questi composti si spostano verso le radici; è essenziale quindi valutare se la quantità d'acqua contenuta nella falda e le precipitazioni sono sufficienti per il fabbisogno idrico delle piante, o sia necessario un sistema d'irrigazione.

In tutti quei casi in cui la pianta trova difficoltà nel raggiungere il contaminante, si può intervenire con sistemi che portino quest'ultimo in prossimità delle radici: possono essere utilizzate tradizionali pratiche agricole quali l'aratura, allo scopo di spostare la contaminazione in superficie, oppure, nel caso delle falde, l'estrazione dell'acqua contaminata e il suo utilizzo per l'irrigazione delle piante. È importante, però, valutare attentamente i rischi di dispersione di polveri contaminate e emissione di composti volatili che questo tipo di operazioni può comportare<sup>127</sup>.

### **2.3.3. Impatto della vegetazione contaminata**

Le piante costituiscono una fonte alimentare per altri organismi, e i contaminanti che queste assorbono possono trasferirsi alla catena alimentare. Generalmente questo fenomeno riguarda l'accumulo di elementi inorganici (metalli e radionuclidi), tuttavia è stato dimostrato che, durante i processi di fitodegradazione e fitovolatilizzazione, una piccola percentuale di contaminanti organici permane all'interno dei tessuti della pianta<sup>128</sup>.

Il primo passo nella valutazione di questo tipo di rischio è l'individuazione degli organi vegetali interessati dalla contaminazione: le principali vie di esposizione sono rappresentati da frutti, semi e foglie, mentre in misura minore da fusti e radici; il secondo passo prevede l'analisi dei livelli di concentrazione dei contaminanti negli organi interessati, che può indirizzare verso la valutazione del rischio effettivo nel caso di consumo da parte di animali.

---

<sup>127</sup> E.P.A. (b), 2000.

<sup>128</sup> Chappell, 1998.

Sebbene sia stato dimostrato che alcuni erbivori evitino naturalmente di cibarsi di piante che presentano concentrazioni elevate di metalli<sup>129</sup>, è consigliabile adottare comunque misure di sicurezza per rendere minimo questo rischio; generalmente vengono utilizzati sistemi di recinzione e reticolati che chiudano le possibili vie di accesso alle piante, uniti alla raccolta periodica dei detriti vegetali che si depositano sul suolo. Inoltre, la tecnica di fitoestrazione solitamente mira a tagliare le piante appena il contaminante viene traslocato nei fusti e immediatamente prima della fioritura<sup>130</sup>.

Per concludere correttamente un intervento di fitobonifica è importante programmare la gestione delle masse vegetali prodotte: il loro destino dipende dal tipo e dalla concentrazione dei contaminanti presenti e generalmente è orientato al compostaggio o all'incenerimento. Quest'ultima opzione costituisce la prospettiva finale più innovativa della fitoestrazione: consiste, infatti, nella possibilità di recuperare i metalli dalle ceneri, utilizzandoli, in alternativa ai processi estrattivi, come materia prima per le attività industriali. Un'altra pratica oggi comunemente utilizzata, sebbene meno "sostenibile", prevede il conferimento in discarica del materiale vegetale, portando comunque un vantaggio economico: tramite la fitoestrazione infatti si riduce di molto la quantità di materiale da smaltire rispetto all'escavazione del suolo contaminato.

## **2.4. Dalla teoria alla pratica: fasi di progettazione di un intervento di *phytoremediation***

### **2.4.1. Test di laboratorio**

Lo scopo di queste prove è quello di simulare in ambiente controllato i processi chimici, fisici e biologici che potranno avvenire in campo durante le varie fasi del processo di *phytoremediation*.

Momento fondamentale per la verifica della applicabilità di questa tecnologia è la valutazione della biodisponibilità dei contaminanti; questo è essenziale soprattutto nel caso dei metalli pesanti, la cui rimozione dal terreno potrà avvenire esclusivamente se la forma chimica in cui sono presenti è tale da potersi inserire nei cicli nutrizionali dei vegetali. Quindi, prima di procedere all'allestimento delle prove di crescita delle piante, è necessario

---

<sup>129</sup> Pollard, 1996.

<sup>130</sup> E.P.A. (b), 2000.

eseguire delle analisi di “speciazione” dei metalli pesanti nel terreno contaminato oggetto di studio.

Queste analisi vengono spesso condotte secondo procedimenti di estrazione sequenziale, ad esempio utilizzando  $H_2O$ ,  $KNO_3$  e EDTA<sup>131</sup>. Questa procedura di estrazione sequenziale individua, in termini esclusivamente operazionali, i metalli solubili ( $H_2O$ ), quelli legati con forze di legame elettrostatiche ( $KNO_3$ ) e quelli trattenuti dalle superfici del terreno con legami anche di natura covalente (EDTA); essa è stata impiegata con successo sia nel caso di suoli naturali che contaminati<sup>132</sup>. Sulla base delle indicazioni ottenute dai test chimici di speciazione si impostano le prove di “microcosmo”, nelle quali le piante vengono fatte crescere in cella climatica in condizioni di temperatura, umidità e luce controllate.

Nelle prove di microcosmo (fig. 2.1) il quantitativo di terreno è ridotto e le operazioni vengono eseguite in un sistema chiuso: lo scopo è quello di comprendere ed approfondire i meccanismi di trasferimento dei metalli pesanti dal terreno contaminato alle piante, e prevedere la capacità di accumulo delle specie vegetali prescelte.



**Figura 2.1 - Test di microcosmo.**

#### **2.4.2. Impianti pilota**

Una volta che sono state selezionate le specie vegetali più adatte al trattamento e stabilite le condizioni ottimali di crescita tramite gli esperimenti di microcosmo, si procede all’allestimento di impianti pilota, spesso definiti mesocosmi. Queste prove hanno lo scopo

---

<sup>131</sup> Petruzzelli *et al.*, 1993.

<sup>132</sup> Petruzzelli *et al.*, 1996; Petruzzelli *et al.*, 1998.

di simulare i fenomeni che avvengono in pieno campo, osservare i meccanismi di trasferimento dei metalli dal terreno contaminato ai vegetali, e valutare contemporaneamente gli effetti ambientali collaterali al processo di assorbimento. A questo scopo vengono utilizzati contenitori opportuni (mesocosmi), nei quali è possibile controllare anche i processi di lisciviazione, ed effettuare una previsione dell'efficienza della tecnologia.

I mesocosmi più impiegati sono costituiti da contenitori in PVC che vengono riempiti con il terreno contaminato che dovrà essere sottoposto a bonifica, dopo una fase di omogeneizzazione per miscelamento. Il recipiente può contenere dai 30 ai 50 kg di terreno contaminato ed è forato alla base in modo da consentire la raccolta del percolato, che, ad intervalli determinati, viene inviato alla fase analitica (fig.2.2).



**Figura 2.2 - Test di mesocosmo.**

Il fondo del recipiente viene preventivamente riempito con sabbia quarzifera pulita di opportuna granulometria per uno spessore di circa 1,5 cm; tra la sabbia ed il terreno viene inserito un setto filtrante che impedisce il passaggio delle radici.

In questa fase si impiega il terreno contaminato tal quale senza alcuna setacciatura, mantenendo, se è il caso, anche gli inerti di dimensioni di dimensione minore di 2 cm originariamente presenti, in modo da consentire un flusso quasi naturale delle acque attraverso il suolo e mantenere una condizione il più possibile simile a quella di pieno

campo. Queste prove vengono condotte in serra opportunamente attrezzata, che possieda un impianto computerizzato di controllo della temperatura e un sistema di irrigazione automatico che consenta lo stesso trattamento per tutti i mesocosmi. In questa fase può anche essere verificata la necessità di impiego di ammendanti e fertilizzanti; inoltre, se dai risultati delle prove di speciazione e da quelli dei microcosmi è emersa la necessità di ricorrere all'aggiunta di additivi chimici per favorire, ad esempio, la fitoestrazione, in questi test pilota possono essere valutati i potenziali effetti collaterali negativi del processo, ad esempio il *leaching* dei metalli solubilizzati.

Completata la fase pilota in serra è possibile applicare la tecnologia in pieno campo, avendo cura di considerare le variabili aggiuntive che possono influire sull'efficienza del processo di *phytoremediation*, quali, ad esempio, quelle meteorologiche.

## 2.5. Costi

La spesa che comporta l'applicazione di una particolare tecnologia di bonifica è uno dei fattori principali nella valutazione della migliore tecnica da applicare ad un determinato sito. In tabella 2.4 si riporta un elenco delle varie fasi che caratterizzano la realizzazione di un intervento di *phytoremediation* e che ne determinano il costo totale<sup>133</sup>.

Dai risultati dei primi studi sulla *phytoremediation*, è emerso immediatamente che l'applicazione di questa tecnica avrebbe comportato un notevole vantaggio economico: i costi, infatti, risultano il 40% inferiori rispetto alle tecnologie *in situ* e il 90% rispetto a quelle *ex situ*<sup>134</sup>. Le spese iniziali per l'avviamento e il mantenimento del sistema sono infatti molto basse, poiché la *phytoremediation* si basa su processi naturali che utilizzano l'energia solare e non necessitano dell'impiego di macchinari; inoltre, essa si applica principalmente *in situ*, con l'eliminazione dei costi di scavo e di trasporto del suolo contaminato. Le operazioni di monitoraggio comportano, invece, costi maggiori rispetto alle altre tecnologie, poiché devono essere eseguite per tempi più lunghi: un intervento di fitobonifica può richiedere anche diversi anni. Infine, un costo aggiuntivo è rappresentato dallo smaltimento delle biomasse vegetali che, al termine del trattamento, presentano alte concentrazioni di contaminanti.

---

<sup>133</sup> modificato da E.P.A. (b), 2000.

<sup>134</sup> Glass, 1998; Schnoor, 1998.

**Tabella 2.4 - Varie fasi che caratterizzano di un intervento di *phytoremediation* che ne determinano il costo totale.**

<u>Costi di progetto</u>	<u>Costi operativi</u>
<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ caratterizzazione del sito</li> <li>▪ realizzazione del piano di lavoro</li> <li>▪ test di trattabilità</li> <li>▪ test su impianti pilota</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ mantenimento               <ul style="list-style-type: none"> <li>- irrigazione</li> <li>- fertilizzazione</li> <li>- controllo del pH</li> <li>- agenti chelanti</li> <li>- pesticidi</li> <li>- semine successive</li> </ul> </li> </ul>
<u>Costi di installazione</u>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ preparazione del sito               <ul style="list-style-type: none"> <li>- rimozione di infrastrutture</li> <li>- rimozione di detriti</li> </ul> </li> <li>▪ preparazione del suolo               <ul style="list-style-type: none"> <li>- modificazioni di tipo fisico (aratura)</li> <li>- aggiunta di chelanti</li> <li>- controllo del pH</li> <li>- operazioni di drenaggio</li> </ul> </li> <li>▪ infrastrutture               <ul style="list-style-type: none"> <li>- sistema di irrigazione</li> <li>- sistema di recinzione</li> </ul> </li> <li>▪ piante               <ul style="list-style-type: none"> <li>- semina</li> <li>- manodopera</li> <li>- sistemi di protezione</li> </ul> </li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ monitoraggio               <ul style="list-style-type: none"> <li>- nutrienti nel suolo</li> <li>- pH del suolo</li> <li>- livello di umidità del suolo</li> <li>- stato di nutrizione delle piante</li> <li>- livello di contaminazione delle piante (radici, fusti, foglie)</li> <li>- monitoraggio dell'aria (fitovolatilizzazione)</li> <li>- monitoraggio condizioni climatiche</li> </ul> </li> <li>▪ operazioni finali               <ul style="list-style-type: none"> <li>- smaltimento acque di drenaggio/percolato</li> <li>- smaltimento biomasse vegetali</li> </ul> </li> </ul>

Per la fitoestrazione, una prospettiva interessante consisterebbe nel recupero di parte dei costi di bonifica con la vendita dei metalli ricavati dalla biomassa vegetale asportata (*phytomining*). Allo stesso modo, potrebbero essere commercializzate piante derivanti da altre fitotecnologie e che già possiedono un valore dal punto di vista economico: l'erba medica, ad esempio, o specie arboree da cui ricavare legname e altri prodotti; ovviamente, in quest'ultimo caso, è indispensabile verificare che non sia rimasta traccia di contaminazione nei vegetali. Attualmente, non esiste ancora un mercato che promuova l'impiego di queste piante, ma, in futuro, quando la *phytoremediation* si affermerà alla stregua di altre tecnologie di bonifica più consolidate, avrà le potenzialità per svilupparsi<sup>135</sup>.

Dal momento che si tratta di una tecnica ancora emergente, è difficile trovare dati economici precisi riferiti alle singole fitotecnologie, poichè quelli reperibili in letteratura

<sup>135</sup> E.P.A. (d), 2001.

sono scarsi e spesso non confrontabili; inoltre, la maggior parte dei dati si riferisce ad applicazioni condotte su impianti pilota, che rischiano di non essere rappresentativi di interventi su scala reale.

Di seguito si riportano dati che provengono da fonti statunitensi: in tabella 2.5 e 2.6 sono messi a confronto i costi relativi a due tecniche di *phytoremediation* (rizodegradazione e fitoestrazione) con quelli di altre tecnologie.

**Tabella 2.5 – Costo di un intervento di *phytoremediation* (rizodegradazione) di suolo con piante erbacee confrontato con quello di altre tecnologie di bonifica<sup>136</sup>.**

<b>Tecnologia</b>	<b>Range dei costi (\$/ton)</b>
Phytoremediation	10-35
Bioremediation	50-150
Soil venting	20-220
Desorbimento termico	120-300
Soil washing	80-150
Solidificazione/Stabilizzazione	240-340
Estrazione con solventi	360-440
Incenerimento	200-1500

**Tabella 2.6 – Costi e tempi richiesti da un intervento di fitoestrazione di metalli a confronto con altre tecnologie<sup>137</sup>.**

<b>Tipo di trattamento</b>	<b>Costi (\$/m<sup>3</sup>)</b>	<b>Tempo richiesto (mesi)</b>	<b>Fattori/Costi aggiuntivi</b>	<b>Misure di sicurezza</b>
Fissazione chimica	90-200	6-9	escavazione e trasporto; tempi lunghi di monitoraggio	percolato
Conferimento in discarica	100-400	6-9	tempi lunghi di monitoraggio	percolato
Estrazione chimica	250-500	8-12	minimo 5.000 m <sup>3</sup> , riciclo agenti chimici	smaltimento residui di processo
Fitoestrazione	15-40	18-60	tempi lunghi di gestione dell'area	smaltimento residui di processo

<sup>136</sup> Schnoor, 1998.

<sup>137</sup> Schnoor, 1998.



## 2.6. Vantaggi e limiti

La *phytoremediation* presenta alcuni vantaggi che la rendono competitiva nel settore delle tecnologie di bonifica, ma allo stesso tempo possiede aspetti di criticità che ne limitano il campo di applicazione. Vediamo ora in sintesi gli aspetti positivi e negativi che la contraddistinguono:

Vantaggi:

- è un sistema a basso costo, ad azione passiva, che funziona ad energia solare e si autoregola;
- è potenzialmente applicabile in località remote e difficilmente raggiungibili;
- oltre all'azione depurativa contribuisce a prevenire i fenomeni di erosione del suolo, di scorrimento delle acque superficiali e di infiltrazione;
- una volta completata la bonifica offre la possibilità di ricostituire un habitat;
- ha un ottimo impatto sull'opinione pubblica, poiché non è una tecnica invasiva ed è particolarmente apprezzata dal punto di vista estetico.

Limiti:

- può essere applicata solo in presenza di livelli di contaminazione da bassi a moderati, che non rappresentino fenomeni di tossicità per le piante;
- richiede lunghi tempi di applicazione, generalmente anni; questo deriva principalmente dal fatto che le piante sono sistemi biologici che richiedono tempi di crescita definiti e sono soggetti a periodi di dormienza durante i mesi più freddi dell'anno;
- la profondità che può raggiungere l'azione depurativa delle piante è limitata dall'estensione del sistema radicale; nella maggior parte dei casi, la bonifica interessa strati superficiali di suolo e non può essere applicata ad acquiferi profondi;
- condizioni climatiche e idrogeologiche possono restringere il campo di scelta del tipo di pianta che può essere utilizzata;
- è necessario l'uso di agenti chelanti o altre sostanze chimiche allo scopo di facilitare il processo di fitoestrazione, ma è indispensabile un accurato sistema di monitoraggio per evitare l'eccessiva mobilitazione dei contaminanti;
- sussiste il pericolo di contaminazione della catena alimentare;
- al termine della bonifica, il materiale vegetale eventualmente asportato, deve essere sottoposto a procedure di smaltimento.

È indispensabile quindi effettuare, caso per caso, un'attenta analisi allo scopo di valutare se la *phytoremediation*, in termini di costi, facilità d'applicazione e di raggiungimento degli obiettivi depurativi, può essere considerata una tecnologia appropriata per un intervento di bonifica. I diagrammi di flusso<sup>138</sup> riportati di seguito, riferiti a tre matrici ambientali differenti (suolo, sedimenti, acque sotterranee), rappresentano un utile esempio di strumento di supporto decisionale.

---

<sup>138</sup> modificato da I.T.R.C., 2001.

### 3. PROGETTI E CASI STUDIO

#### 3.1. Diffusione della tecnologia

La *phytoremediation*, come la maggior parte delle tecnologie di bonifica emergenti, ha trovato terreno fertile per la sua applicazione negli Stati Uniti, dove operano da tempo società, studi di consulenza/ingegneria e grosse compagnie industriali impegnati nello sviluppo di questo settore.

Uno studio di consulenza statunitense, D.Glass e Associati, ha condotto un'indagine mirata alla valutazione del mercato della *phytoremediation*<sup>139</sup>. Da questo studio è emerso che, sebbene il fulcro del mercato delle fitotecnologie sia rappresentato dagli Stati Uniti, si registrano molte attività in campo industriale, nelle università e nei centri di ricerca, nonché progetti a livello governativo, anche in Canada ed Europa, mentre in altri paesi del mondo (Giappone, Australia, Nuova Zelanda, Sud Africa) sta crescendo sempre di più l'interesse per questa tecnologia. Si tratta di un settore in continuo sviluppo: dai dati raccolti da Glass risulta che negli U.S.A. il mercato della *phytoremediation* è raddoppiato dal 1998 al 1999, quando ha raggiunto valori di 30-49 milioni di dollari, e, sulla base delle stime da lui effettuate, è stato previsto un andamento simile fino al 2001 e una successiva crescita di minore entità ma pur sempre significativa (30% per anno) dal 2001 al 2005, anno in cui dovrebbe raggiungere i 235-400 milioni di dollari.

Per quanto riguarda l'Europa, invece, attualmente l'interesse per la *phytoremediation* è concentrato principalmente nel mondo accademico e nei centri di ricerca, mentre le attività commerciali in questo settore stanno cominciando lentamente a svilupparsi: si tratta di cifre basse ma in crescita (dai 2-5 milioni di dollari del 1999 ai 2.5-7 milioni di dollari nel 2002); va comunque considerato il fatto che l'intero mercato delle tecnologie di bonifica è molto più sviluppato negli U.S.A. che in Europa.

In tabella 3.1 è riportato un elenco di società che si occupano di *phytoremediation*, che dà un'idea del tipo di fitotecnologie che propongono: riguarda soprattutto la realtà statunitense, ma sono presenti riferimenti anche a società canadesi ed europee.

---

<sup>139</sup> Glass, 1999-2000.

Tabella 3.1 – Società che si occupano di *phytoremediation* in U.S.A., Canada e Europa (modificato da Marmioli e McCutcheon, 2003).

Compagnia, data di creazione (indirizzo internet)	Piante e contaminanti	Fitotecnologia	Collaborazioni
<b>U.S.A.</b>			
Applied Natural Sciences, Inc., 1993 ( <a href="http://www.treemediation.com">www.treemediation.com</a> )	Pioppi ibridi e salici per trattare solventi clorurati, pesticidi, altri contaminanti organici, nutrienti e metalli.	Controllo idraulico, fitodegradazione, rizodegradazione.	U.S. Department of Energy, Argonne National Laboratory
Applied PhytoGenetics, Inc., 1999 ( <a href="http://www.appliedphyto genetics.com">www.appliedphyto genetics.com</a> )	Piante spontanee per contaminanti organici, piante transgeniche per contaminanti inorganici.	Fitodegradazione, fitoestrazione e iperaccumulazione.	University of Georgia
Ecolotree, Inc., 1990 ( <a href="http://www.ecolotree.com">www.ecolotree.com</a> )	Pioppi ibridi, leguminose, e piante erbacee per trattare contaminanti organici, percolato di discarica, composti agrochimici, in suoli e falde contaminate, aree industriali dismesse. Trattamento reflui civili e industriali, e stabilizzazione aree ripariali.	Controllo idraulico, coperture vegetative, fitoirrigazione, zone tampone.	University of Iowa e Oregon State University
Ecoscience, Inc., 1978 ( <a href="http://www.ecoscnc.com">www.ecoscnc.com</a> )	Ripristino ambientale e utilizzo di zone umide per trattare reflui.	Fitostabilizzazione, rizodegradazione, fitodegradazione.	
Edenspace Systems Corporation, acquistò Phytotech (1993) nel 1999 ( <a href="http://www.edenspce.com">www.edenspce.com</a> )	Piante iperaccumulatrici ( <i>Brassica juncea</i> e <i>Helianthus annuus</i> ) per fitoestrazione di metalli, arsenico e radionuclidi.	Fitoestrazione, iperaccumulazione, fitostabilizzazione, rizofiltrazione.	Rutgers University
Lemna Technologies, Inc., 1983 ( <a href="http://www.lemnatechnologies.com">www.lemnatechnologies.com</a> )	<i>Lemna spp.</i> per i trattamento di reflui.	Lagunaggio per rimozione nutrienti, rifiuti organici e solidi.	

Living Technologies, Inc., ca. 1972 ( <a href="http://www.livingmachines.it">www.livingmachines.it</a> )	Piante acquatiche per il trattamento di reflui in reattori.	Rizodegradazione, fitodegradazione, rizofiltrazione.	
Phytokinetics, Inc., 1994 ( <a href="http://www.phytokinetics.com">www.phytokinetics.com</a> )	Specie arboree e erbacee per il trattamento di contaminanti organici e nutrienti.	Rizodegradazione, controllo idraulico, fitodegradazione.	Stato dell'Utah e altre università
Planteco, 2000 ( <a href="http://www.planteco.com">www.planteco.com</a> )	Piante arboree, erbacee e acquatiche per il trattamento di suoli e falde contaminate con solventi clorurati, perclorato e idrocarburi.	Controllo idraulico, fitodegradazione, rizodegradazione.	University of Gengia
Sustainable Strategies, 1973 ( <a href="http://www.ecological-engineering.com">www.ecological-engineering.com</a> )	Piante acquatiche in serra e in coltura idroponica per il trattamento di reflui civili, industriali, di origine animale.	Fitodegradazione, rizodegradazione e rizofiltrazione.	Tufts University e University of Toronto
Thomas Consultants, Inc., 1989 ( <a href="http://www.thomasconsultants.com">www.thomasconsultants.com</a> )	Pioppi ibridi per trattare metalli, contaminanti organici e nutrienti.	Assorbimento di nutrienti e fitostabilizzazione.	
TreeTec Environmental Corp., 1995 ( <a href="http://www.treetec.com">www.treetec.com</a> )	Salici per suolo, acqua, aria contaminati.	Fitoirrigazione e rimozione di CO <sub>2</sub> dall'aria.	Washington State University
Verdant Technologies, Inc., 1996 ( <a href="http://www.verdanttech.com">www.verdanttech.com</a> )	Piante arboree per trattare solventi clorurati e contaminanti organici.	Fitodegradazione	University of Washington, University of South Carolina, U.S. Department of Energy, Savannah River Ecology Laboratory
Viridian Environmental, LLC, 1998	Piante iperaccumulatrici per rimuovere metalli.	Phytomining e fitostabilizzazione	U.S. Department of Agriculture, University of Maryland, University of Sheffield

Wolverton Environmental Services, Inc., ca. 1992 ( <a href="http://www.wolvertonenvironmental.com">www.wolvertonenvironmental.com</a> )	Canne di palude e piante acquatiche per il trattamento di reflui, piante da interno per purificare l'aria.	Fitodegradazione, rizodegradazione e rizofiltrazione.	U.S. National Aeronautics and Space Administration
<b>Canada</b>			
Abydoz Environmental Inc., 1997 ( <a href="http://www.abidoz.com">www.abidoz.com</a> )	Canne di palude ( <i>Phragmites spp.</i> ) e altre piante delle zone umide per il trattamento di reflui civili e industriali.	Constructed wetlands brevettate.	
<b>Europa</b>			
BioPlanta GmbH, Germania, 1991 ( <a href="http://www.bioplanta-leipzig.de">www.bioplanta-leipzig.de</a> )	Canne di palude ( <i>Phragmites spp.</i> ) e altre piante per reflui, fanghi, scarichi contenenti fenoli, rifiuti da attività di allevamento e da attività estrattive.	Trattamenti con wetlands, coperture vegetative, rivegetazione, rizodegradazione.	
Consulagri S.r.l., Italia ( <a href="mailto:consugri@tin.it">consugri@tin.it</a> )	Trattamento di metalli.	Fitoestrazione.	
Eco-Pest S.L., Spagna ( <a href="http://www.ecopest-sl.com">www.ecopest-sl.com</a> )	Piante acquatiche per reflui civili e industriali.	Fitoestrazione e fitodegradazione in bioreattori con colture idroponiche.	
Körte-Organica Ecotechnologies, Ungheria, 1989 e 1998 ( <a href="http://www.korteorganica.hu">www.korteorganica.hu</a> )	Piante acquatiche per scarichi industriali e acque di falda contaminate.	Fitoestrazione e fitodegradazione in bioreattori con colture idroponiche.	
Oceans ESU, Inghilterra, 1991 ( <a href="http://www.oceans-esu.com">www.oceans-esu.com</a> )	Canne di palude ( <i>Phragmites spp.</i> ) per reflui industriali, agricoli, civili e acque di dilavamento.	Constructed wetlands	

Dalla tabella precedente emerge che in Europa l'applicazione della *phytoremediation* riguarda soprattutto il trattamento di reflui di varia natura (civili, industriali, agricoli) tramite l'utilizzo di zone umide costruite. In realtà, grazie ai finanziamenti dell'Unione Europea, uniti al grande apporto che Internet fornisce allo scambio di conoscenze in questo settore, sono nate forme di collaborazione e consorzi di professionisti e ricercatori, allo scopo di unire gli sforzi per approfondire tutti gli aspetti di questa nuova tecnologia.

Di seguito si riporta un elenco dei principali progetti finanziati dall'Unione Europea.

- **An Integrated Approach to the Phytoremediation of Organic Pollutants in the Rhizosphere.** Coordinatore: Dr. C. Leyval (Francia). Durata progetto: 1998-2001. Obiettivo: trattamento di IPA nella rizosfera tramite stimolazione dell'attività microbica in sistemi che utilizzano piante erbacee e leguminose.
- **Bioremediation and Economic Renewal of Industrially Degraded Land by Biomass Fuel Crops (BIORENEW).** Coordinatore: Dr. D. Riddell-Black (Inghilterra). Durata progetto: 1998-2001. Obiettivo: recupero di aree contaminate da metalli pesanti (Zn, Cd) con piante ad elevata produzione di biomassa (*Salix*, *Miscanthus*, *Pharalis* e *Eucalyptus*) da utilizzare come combustibile; recupero dei metalli dalle ceneri.
- **European Cooperation in the field of Scientific and Technical Research. COST ACTION 837: Plant biotechnology for the removal of organic pollutants and toxic metals from wastewaters and contaminated sites (<http://lbewww.epfl.ch/cost837/>).** Durata del progetto: 1998-2003. Aderenti: 25 Stati Membri. Obiettivi: coordinamento per la diffusione di conoscenze sulla *phytoremediation*, lo sviluppo di protocolli standardizzati, la promozione della formazione di giovani scienziati. Suddivisione in 4 gruppi di lavoro (Organic Pollutants, Toxic Metals, Metabolic Engineering, Cultivation and Utilization).
- **European Cooperation in the field of Scientific and Technical Research. COST ACTION 859: Phytotechnologies to promote sustainable land use management and improve food chain safety.** Durata del progetto: 2004-2009. Aderenti: 28 Stati Membri. Obiettivo: comprendere i meccanismi di assorbimento/esclusione, traslocazione, accumulo e detossificazione di elementi minerali essenziali o tossici e di contaminanti organici ai fini dell'uso migliore delle piante per una gestione sostenibile del suolo e la sicurezza alimentare. 4 gruppi di lavoro (Plant uptake/exclusion and translocation of nutrients and contaminants, Exploiting “genomics, proteomics and

metabolomics” approaches in Phytotechnologies, Improving nutritional quality and safety of food crops, Integration and application of phytotechnologies).

- **In situ Remediation of Contaminated Soil by Plants (PHYTOREM).** Coordinatore: Dr. S.C. McGrath (Inghilterra). Durata progetto: 1998-2001. Obiettivo: fitoestrazione di metalli (Zn, Cd, Cu) e metodi per aumentarne l’accumulo nei vegetali.
- **PHYTODEC - A Decision Support System to quantify cost/benefit relationships of the use of vegetation in the management of heavy metal polluted soil and dredged sediments** ([www.phytodec.nl](http://www.phytodec.nl)). Durata progetto: 2000-2004. Vedi paragrafo 3.2.

Un contributo italiano alla promozione di questa tecnologia viene dall’Università di Parma, Dipartimento di Scienze Ambientali, Sezione di Biotecnologie Ambientali, che nel 1999 ha creato un sito web, **PHYTONET (Phytoremediation Electronic Newsgroup Network)**, [www.dsa.unipr.it/phytonet](http://www.dsa.unipr.it/phytonet)): il suo scopo è quello di formare un gruppo di discussione che permetta lo scambio di conoscenze a livello mondiale tra gli esperti nel settore della *phytoremediation* e dell’utilizzo dei sistemi vegetali per il controllo ambientale. Il sito è ad accesso gratuito e se si è interessati ad iscriversi al forum è possibile inviare richieste d’informazioni, o rispondere a dubbi o questioni poste da altri. Inoltre, è disponibile un elenco sempre aggiornato delle principali pubblicazioni sull’argomento, links a siti d’interesse, informazioni su convegni e progetti di ricerca.

Nei paragrafi seguenti è riportata la descrizione di un progetto europeo appena terminato, **Phytodec**, di un progetto italiano completato nel 2003, **PhyleS**, e infine di tre casi studio, relativi ad interventi proposti o in corso di realizzazione nei **siti d’interesse nazionale di Brindisi, Crotone e Brescia**, ai sensi del DM 468/2001 (“Programma Nazionale di Bonifica e ripristino ambientale dei siti inquinati”).

### 3.2. Phytodec<sup>140</sup>

Sebbene in Europa le ricerche siano numerose e il progresso scientifico in questo settore stia raggiungendo alti livelli di tecnologia, i risultati degli studi appaiono spesso frammentati e difficilmente “trasferibili” in interventi pratici, soprattutto in termini di costi/benefici. Questa situazione può frenare un’applicazione più estesa della *phytoremediation* o, molto peggio, può portare al suo utilizzo in casi in cui altre tecnologie sono più appropriate. Per consentirle di raggiungere il posto che gli spetta tra le tecnologie

---

<sup>140</sup> <http://www.phytodec.nl>



emergenti nel campo della bonifica di suoli e sedimenti contaminati da metalli pesanti, alcuni membri del NICOLE Network<sup>141</sup> hanno dato vita al progetto Phytodec. La proposta di progetto è stata inviata alla Commissione Europea, che l'ha approvata nell'agosto del 2000; Phytodec, iniziato nel 2000 e terminato nell'ottobre del 2004, ha visto il contributo di sette istituti scientifici di Spagna, Francia, Italia, Polonia, Repubblica Ceca, Bulgaria e Paesi Bassi. L'istituto italiano che ha partecipato al progetto è il CNR di Pisa, Sezione di Chimica del Suolo.

Lo scopo ultimo del progetto è stato quello di contribuire alla protezione a livello europeo delle acque superficiali e sotterranee dall'inquinamento proveniente da fonti secondarie collegate al suolo.

In Phytodec sono stati affrontati principalmente due approcci della *phytoremediation*, fitoestrazione e fitostabilizzazione di metalli nei suoli e nei sedimenti di drenaggio, procedendo in linea con i seguenti obiettivi:

- la costruzione di un sistema di supporto decisionale (Phyto-DSS) che permetta la valutazione delle relazioni costi-benefici dell'utilizzo delle piante per ridurre l'inquinamento del suolo, in rapporto ad altre tecnologie di bonifica;
- la validazione di Phyto-DSS tramite esperimenti di mesocosmo e interventi su campo, prendendo in considerazione i vari approcci della *phytoremediation* a differenti condizioni di lavoro (clima, caratteristiche del suolo, origine ed entità della contaminazione); i risultati sono tutti disponibili sul sito <http://www.phytodec.nl>.
- la messa a punto di ulteriori esperimenti e sviluppo di modelli, con l'approfondimento di aspetti specifici di base su cui si fonda Phyto-DSS;
- la possibilità di applicazione di Phyto-DSS per organismi governativi, proprietari di aree contaminate e società che operano nel settore delle bonifiche.

Il modello su cui si basa Phyto-DSS è definito REC (**R**isk reduction, **E**nvironmental merit and **C**osts) poichè, dato un sito contaminato, fornisce la migliore tecnica da applicare, sulla base della valutazione di tre indici:

---

<sup>141</sup> una rete finalizzata al rafforzamento dei contatti tra mondo industriale e ricerca per risolvere i problemi di inquinamento del suolo.

- Risk reduction: valuta l'effetto della strategia di bonifica in termini di rischio per l'uomo, l'agricoltura, l'ecosistema interessato e altri possibili obiettivi (es. fonti di acqua potabile);
- Environmental merit: si concentra su altre conseguenze ambientali che non sono comprese nella valutazione della riduzione del rischio, quali i volumi di suolo o acqua contaminati, l'utilizzo d'energia per le operazioni di bonifica, eventuali emissioni in atmosfera e produzione di rifiuti;
- Costs: costi diretti che derivano dall'applicazione della tecnologia di bonifica.

Il modello di supporto decisionale può essere scaricato dal sito <http://www.phytodec.nl>, dove è disponibile anche il manuale d'uso.

### 3.3. PhyLeS<sup>142</sup>

“PhyLeS” è l'acronimo di “Phytoextraction of Lead from Soil”, titolo esteso del progetto realizzato dall'Istituto di Biofisica (già istituto di Cibernetica e Biofisica) del Consiglio Nazionale delle Ricerche di Genova, in collaborazione con la Regione Liguria e il Parco Scientifico Tecnologico della Liguria, finanziato dalla Comunità Europea attraverso il programma Life Ambiente (progetto LIFE/99 ENV/IT/000078) istituito dal Regolamento 92/1973/CEE (uno strumento finanziario per l'ambiente).

PhyLeS è un progetto pilota il cui obiettivo è stata la verifica dell'applicabilità *in situ* della tecnica di *fitoestrazione* per la depurazione di suoli contaminati da metalli pesanti (in particolare da piombo), attraverso l'utilizzo di piante agronomiche.

Il carattere innovativo del progetto risiede nel ciclo completo di fitodecontaminazione proposto *in situ* e nel monitoraggio continuo, su un arco di tre anni, effettuato su campioni di terreno, soluzione acquosa e tessuti vegetali prodotti dalla sperimentazione. Gli aspetti affrontati vanno dalla caratterizzazione del sito alla raccolta delle piante, dalla gestione dei rifiuti prodotti allo smaltimento delle ceneri vegetali ottenute.

Il progetto PhyLeS ha fornito non solo nuovi spunti ed indirizzi di ricerca, ma anche un contributo alla definizione delle procedure e alla riduzione dei costi di applicazione della *phytoremediation* su larga scala. Il progetto ha previsto inoltre la diffusione dei risultati e la creazione di un gruppo di discussione sulla situazione dell'inquinamento del suolo da parte di metalli e sulle tecniche di bonifica in Europa. Per questo motivo, sono stati

---

<sup>142</sup> Magistrelli *et al.*, 2002; <http://www.phyles.ge.cnr.it>

individuati i referenti degli uffici Regionali per l'Ambiente europei, i quali sono stati informati a più riprese dell'esistenza del progetto e dei risultati che via via conseguiva.

### **3.3.1. Descrizione del sito d'intervento**

#### **3.3.1.1. Ubicazione**

È stato scelto come sito in cui realizzare il progetto PhyLeS un campo agricolo privato, nella zona industriale della piana di Arcola (La Spezia), nella bassa Val di Magra (fig. 3.1). Il sito risulta contaminato da piombo in seguito all'attività decennale di un'industria limitrofa, METALLI & DERIVATI, una fonderia di piombo che recuperava il metallo da batterie esauste e che in circa 30 anni di attività ha accumulato grandi quantità di scarti e scorie di lavorazione nei piazzali interni allo stabilimento; l'industria venne in seguito sostituita dalla cooperativa CERMET, che fu costretta a chiudere nel 1996. Questo sito, ora dismesso, rientra nel Piano di Bonifica delle aree inquinate della Regione Liguria.

La scelta del sito è stata determinata dalle caratteristiche di contaminazione da piombo del terreno e dai fondamentali requisiti logistici del sito stesso (facile accesso, recinzione, terreno coltivato e quindi pronto ad ospitare le nuove colture ecc.).



**Figura 3.1 – Area d'intervento**

#### **3.3.1.2. Caratteristiche del suolo e livello di contaminazione**

Dalle indagini di caratterizzazione, il suolo è risultato franco-limoso, caratterizzato da un valore di pH relativamente alcalino, da un contenuto di sostanza organica e da un valore di CSC (Capacità di Scambio Cationico) che riflettono l'intenso uso agrario degli ultimi anni.

L'inquinamento è di tipo diffuso determinato essenzialmente dalla dispersione di polveri e residui per dilavamento o dispersione eolica. I contenuti di Pb nel terreno di

sperimentazione sono compresi nell'intervallo 300-1200 mg/kg di suolo secco. Nella zona più vicina alla recinzione che confina con la fabbrica, il contenuto di Pb è più elevato nello strato superficiale (0-20 cm) rispetto a quello più profondo (20-40 cm). All'aumentare della distanza dalla recinzione i contenuti di Pb sono mediamente più bassi (300-500 mg/kg suolo secco) ed il metallo sembra uniformemente distribuito fino a 40 cm di profondità. Probabilmente questa distribuzione è dovuta alle lavorazioni agrarie del suolo effettuate negli anni precedenti, che hanno determinato un rimescolamento del Pb (originariamente depositato superficialmente). Il fatto che le pratiche colturali abbiano reso la contaminazione pressoché omogenea fino a 40 cm di profondità e' stato di fondamentale importanza per definire la strategia da adottare per la realizzazione dei lisimetri in cui realizzare la sperimentazione in condizioni controllate.

### 3.3.2. Sperimentazione

#### 3.3.2.1. Scelta delle piante

È stata valutata la possibilità di applicare *la fitoestrazione continua e la fitoestrazione assistita* come tecnica di bonifica dei suoli, utilizzando tre specie vegetali: *Zea mays*, *Brassica juncea*, *Helianthus annuus* (fig. 3.2). La scelta è stata dettata dai dati presenti in letteratura, per quanto riguarda *Brassica juncea*, e dalla necessità di avere piante ad elevata produzione di biomassa, per quanto riguarda *Zea mays* e *Helianthus annuus*. Queste ultime specie, tra l'altro, sono certamente adatte alla crescita nei nostri climi e inoltre se ne conoscono bene le necessità agronomiche.

Per scegliere le cultivar più adatte agli obiettivi della sperimentazione, sono state condotti in laboratorio test di germinabilità su terreno contaminato da Pb prelevato dal sito sperimentale, e determinazioni analitiche dell'accumulo del metallo nelle piante in seguito a somministrazione di chelanti al terreno di coltura. Dai risultati ottenuti sono state selezionate le seguenti cultivar:

- *Brassica juncea*: **Chao Chow** e **426308** (D.Salt, Purdue University, IN, USA), produzione in biomassa 6 t di sostanza secca/ha per raccolto;
- *Zea mays*: ibrido **F1DK502** (Dekalb Italia) produzione in biomassa 20 t di sostanza secca/ha per raccolto;
- *Helianthus annuus*: **F1 Blumix** (Dekalb Italia), produzione in biomassa 10 t di sostanza secca/ha per raccolto.



**Figura 3.2 – Specie vegetali utilizzate nella sperimentazione: da sinistra *Zea mays*, *Helianthus annuus*, *Brassica juncea*.**

Il programma annuale di coltivazione delle specie vegetali si è articolato nel modo seguente:

- *Brassica juncea*
  - prima settimana di maggio: semina;
  - terza settimana di giugno: raccolta;
  - prima settimana di agosto: semina;
  - terza settimana di settembre: raccolta.
- *Zea mays* e *Helianthus annuus*:
  - prima settimana di maggio: semina;
  - seconda settimana di luglio: raccolta.

### **3.3.2.2. Allestimento dell'area d'intervento**

Il progetto ha previsto una sperimentazione condotta sia in campo che in lisimetri: l'utilizzo di questi ultimi ha consentito di operare in condizioni controllate, soprattutto nel caso di somministrazione di chelanti.

Il sito sperimentale è stato organizzato in tre porzioni di suolo: una in cui posizionare, su apposito supporto in legno, i lisimetri; un secondo settore in campo costituito da tre lotti distinti di terra delle dimensioni di 2x4 m ciascuno; infine è stato identificato un terzo settore da cui prelevare la terra per il riempimento dei lisimetri.

I lisimetri utilizzati sono costituiti da 18 vasche in vetroresina ed occupano una superficie complessiva di 18 m<sup>2</sup>; sono stati divisi in tre gruppi da sei, ciascuno corrispondente ad una delle tre specie vegetali utilizzate (*Zea mays*, *Brassica juncea*, *Helianthus annuus*). Le dimensioni delle vasche sono di 1x1x0.8 m e sono state riempite con il terreno prelevato dal sito di sperimentazione. Ciascun lisimetro è provvisto di un rubinetto per la raccolta del percolato. I lisimetri sono stati prima riempiti con uno strato di base (10 cm) di argilla espansa e successivamente con terreno di riporto (60-70 cm),

prelevato a lato della porzione di terreno in cui è stata effettuata la sperimentazione in campo.

È stato inoltre realizzato un laboratorio da campo in un container coibentato delle dimensioni di 2x3 m, posizionato nelle immediate vicinanze dell'area sperimentale, su di un supporto in legno opportunamente sollevato dalla superficie del terreno per evitare danni in seguito alle frequenti piogge che si verificano nella bassa Val di Magra.

Un'impalcatura in legno ha consentito la copertura dell'area sperimentale con una rete antigrandine e con della plastica, nel caso in cui lo smaltimento delle scorie della Metalli & Derivati fosse coinciso con la sperimentazione. Quest'ultima precauzione è stata presa onde evitare un'incidenza della deposizione delle polveri sull'interpretazione dei risultati della sperimentazione. Per la stessa ragione si è predisposto un deposimetro "artigianale" per effettuare delle misure semi-quantitative e qualitative delle deposizioni secche e umide.

### 3.3.2.3. Attività di campo

Il progetto ha fissato la durata della sperimentazione in tre anni: nel primo anno ha previsto l'attuazione della *fitoestrazione assistita con chelanti* solo nei lisimetri, mentre in campo è stata effettuata solo *la fitoestrazione continua*; nel secondo e terzo anno di sperimentazione, invece, si è proceduto alla realizzazione della *fitoestrazione assistita* sia nei lisimetri che in campo. La superficie di campo coltivata è stata pari a circa 24 m<sup>2</sup> (8 m<sup>2</sup> per ciascuna specie vegetale).

Il suolo è stato trattato con i seguenti accorgimenti:

- fertilizzazione: le colture hanno richiesto una fertilizzazione di copertura utilizzando il prodotto BASF- Germania Nitrophoska Blu Spezial.
- aggiunta di chelanti: sono stati utilizzati K<sub>2</sub>EDTA (1 e 5 mmol/kg di s.s.) e HEDTA (5 mmol/kg di s.s.).
- utilizzo di un sistema di irrigazione automatico.

Al termine di ogni ciclo colturale si è provveduto alla raccolta delle piante, operando un taglio alla base del fusto e rimuovendo successivamente la radice dal terreno.

Inoltre, al fine di raccogliere il maggior numero d'informazioni utili alla sperimentazione, il sistema è stato monitorato periodicamente tramite:

- campionamento delle matrici ambientali: vegetali, acque di percolazione, soluzione circolante e suolo;
- analisi della concentrazione e di Pb nei campioni raccolti;
- elaborazione dei dati.



Figura 3.3 - La sperimentazione nei lisimetri e in campo.

#### 3.3.2.4. Risultati

In tabella 3.2 sono riportati i coefficienti di fitoestrazione e biomassa fogliare secca prodotta annualmente da brassica e girasole, in condizioni di controllo e in presenza di agenti chelanti. Non si riportano i risultati riferiti al mais perché meno interessanti in termini di efficienza di fitoestrazione.

La sperimentazione ha permesso di verificare che:

- *Brassica juncea* è, perlomeno al momento, la pianta più indicata per un sistema di fitoestrazione;
- in un clima mediterraneo è possibile migliorare l'efficienza della fitoestrazione assistita di un fattore circa 2, ritardando il periodo di semina da aprile ad agosto;
- è possibile migliorare l'efficienza di un altro fattore pari a circa 3, utilizzando una cultivar di brassica (cv 426308 invece che Chaw Chow) che cresce più velocemente e che produce una maggiore quantità di biomassa;
- una variazione del chelante (da  $K_2EDTA$  ad HEDTA) ha consentito di migliorare l'efficienza della fitoestrazione ancora di un fattore pari a circa 3.

**Tabella 3.2 – Coefficienti di fitoestrazione e biomassa fogliare secca prodotta annualmente da brassica e girasole, in condizioni di controllo e in presenza di agenti chelanti.**

	Coefficiente di fitoestrazione	Biomassa fogliare secca (kg s.s./m <sup>2</sup> per anno)
+ K <sub>2</sub> EDTA, <i>B.juncea</i> cv. 426308 (media dei valori osservati a giugno e a settembre)	2,7	1,0
+ HEDTA, <i>B.juncea</i> cv. Chaw Chow	1,78	0,70
+ K <sub>2</sub> EDTA, <i>B.juncea</i> cv. Chaw Chow (media dei valori osservati a giugno e a settembre)	0,82	0,95
+ K <sub>2</sub> EDTA, girasole	0,34	0,27
+ HEDTA, girasole	0,34	0,21
Controllo, <i>B.juncea</i> cv. 426308	0,18	1,15
Controllo, <i>B.juncea</i> cv. Chaw Chow	0,06	1,10
Controllo, girasole (media dei valori osservati in lisimetri e in campo)	0,03	0,30

Al momento attuale i tempi di coltivazione necessari per il disinquinamento di un terreno mediante fitoestrazione sono di circa 50 anni. Tuttavia i seguenti accorgimenti potrebbero consentire un possibile miglioramento della metodica:

- nell’ambito della specie *Brassica juncea*, l’individuazione di cultivar naturali in grado di fornire prestazioni superiori a quelle delle cultivar fin qui utilizzate;
- l’individuazione di specie vegetali (diverse dalle *Brassicaceae*) fin qui non testate che si rivelino più efficienti nel processo di fitoestrazione;
- l’individuazione di chelanti che mostrino maggiore efficienza nell’interazione con la pianta, con vita media più breve e con minore mobilità del complesso piombo-chelante.

Al termine della sperimentazione è emersa la convinzione che sia perseguibile l’obiettivo di fitodecontaminare un suolo in un arco di 5-10 anni grazie all’uso di piante in grado di produrre maggior quantità di biomassa, di chelanti fin qui non sperimentati ed eventualmente facendo uso di altri biosistemi che operino in parallelo con le piante. Di fatto, in questa sperimentazione, se HEDTA avesse su cultivar 426308 gli stessi effetti osservati in Chaw Chow, il tempo necessario per la fitodecontaminazione di un suolo si ridurrebbe a 17 anni.



### 3.3.2.5. Punti critici

La sperimentazione in campo ha permesso di mettere in evidenza alcuni punti critici nell'applicazione della tecnica in campo:

- efficienza fitoestrazione
  - difficoltà nella scelta delle specie vegetali e dell'agente chelante in funzione delle caratteristiche pedologiche e climatiche del sito da bonificare;
  - verificarsi di anomalie climatiche e fenomeni metereologici atipici che possono determinare perdita dei raccolti;
- gestione rifiuti vegetali prodotti (vedi paragrafo seguente)
  - classificazione;
  - deposito temporaneo;
  - incenerimento;
  - smaltimento delle ceneri prodotte;
- impatto della tecnica
  - mobilitazione del piombo nel sistema;
  - tempi di degradazione dell'agente chelante;
  - smaltimento del percolato (vedi paragrafo seguente)

### 3.3.2.6. Gestione dei rifiuti (biomassa vegetale e percolato)

Con il procedere della sperimentazione, lo smaltimento dei materiali vegetali e delle acque prodotte dal processo di fitoestrazione ha richiesto un approfondimento tecnico/gestionale.

Il Gruppo di Lavoro ha verificato che in Liguria non esistono discariche autorizzate allo smaltimento di rifiuti pericolosi, così come non ci sono aziende di smaltimento rifiuti che siano attrezzate per l'incenerimento dei materiali vegetali prodotti dalla sperimentazione. Inoltre, alla luce della normativa ambientale in materia di rifiuti (D.L.vo 22/97 e s.m.i.), non era chiara la classificazione dei rifiuti vegetali derivanti da un processo di fitoestrazione assistita. Infine, la recente normativa in materia di scarichi (D.L.vo 152/99 e s.m.i.) impone un'attenta valutazione di alcune fasi della sperimentazione, quale la gestione del percolato.

Il D.L.vo. n. 22 del 5 febbraio 1997 classifica i rifiuti secondo l'origine, in urbani e speciali e secondo le caratteristiche di pericolosità, in pericolosi e non pericolosi. Tenuto conto che la normativa vigente non prevede un codice specifico nel Catalogo Europeo Rifiuti (CER) per questa tipologia di rifiuti, ci si è chiesto se è lecito assimilare gli stessi a

rifiuti urbani provenienti dallo spazzamento delle strade o da aree verdi, quali giardini e parchi, oppure sono da considerare dei rifiuti speciali.

Parallelamente al Progetto PhyLeS è stata realizzata un'indagine mirata a determinare le concentrazioni di piombo presenti in campioni vegetali prelevati lungo le principali arterie viarie urbane delle città di Genova, La Spezia ed Arcola, nonché campioni vegetali provenienti da aree verdi, quali giardini pubblici e parchi urbani<sup>143</sup>. Va ricordato che i quantitativi di vegetali prodotti nel sito sperimentale sono esigui e destinati interamente alle successive analisi in seguito al loro essiccamento e incenerimento.

In base a questo studio è possibile avanzare le seguenti conclusioni:

- i vegetali provenienti da fitoestrazione continua (terreno di coltura non trattato con chelante) possono essere considerati alla stregua dei “rifiuti urbani provenienti dallo spazzamento delle strade o dalla pulizia di aree verdi urbane”, nel caso in cui l'applicazione della tecnica sia effettuata **su piccola scala**, come nel caso della sperimentazione PhyLes.
- al contrario, i vegetali provenienti da fitoestrazione continua applicata su **grande scala** e da fitoestrazione assistita (terreni trattati con chelante), potrebbero essere classificati come rifiuti speciali.

A questo punto occorre definire se i rifiuti suddetti sono da considerarsi pericolosi o non pericolosi. Secondo la **Decisione 2000/532/CE** (come modificata dalle Decisioni 2001/118/CE, 2001/119/CE e 2001/573/CE), il codice CER per i rifiuti vegetali provenienti da fitoestrazione potrebbe essere 19 13 01\* (*rifiuti solidi prodotti dalle operazioni di bonifica dei terreni, contenenti sostanze pericolose*) oppure 19 13 02 (*rifiuti solidi prodotti dalle operazioni di bonifica dei terreni, diversi da quelli di cui alla voce 19 13 01*). Inoltre, la Decisione 2000/532/CE stabilisce che i rifiuti codificati come 19 13 01 sono ritenuti pericolosi ai sensi della **Direttiva 91/689/CEE**: rifiuto proveniente da trattamenti disinquinanti (allegato I B), contenente una o più sostanze (l'allegato II comprende anche il piombo, identificato con C18) che attribuiscono caratteristiche di pericolo “molto tossico” al rifiuto (allegato III, H6), secondo i criteri stabiliti dalla **Direttiva 67/548/CEE** (allegato IV); la Decisione 2000/532/CE specifica, inoltre, che tali sostanze devono essere presenti in concentrazione totale pari almeno allo 0.1% in peso del rifiuto, che significa una concentrazione di piombo pari a 1000 ppm.

---

<sup>143</sup> Martella *et al.*, 2001.

Una delle possibilità di smaltimento dei rifiuti vegetali potrebbe essere l'incenerimento, come previsto dal Decreto Ronchi. L'incenerimento in ambiente controllato permetterebbe la riduzione dei rifiuti da smaltire; le ceneri così prodotte costituiscono nuovamente un rifiuto sottoposto anch'esso alla regolamentazione del Decreto Ronchi, che prevede come prima forma di smaltimento il riciclo, il riutilizzo, o il recupero, che consentono di trasformare il prodotto di scarto in un prodotto commerciabile; la discarica controllata è considerata solo come ultima possibilità.

In alternativa alla discarica controllata sono state sviluppate delle tecnologie di stabilizzazione: i rifiuti sono sottoposti ad un trattamento che ne impedisce il rilascio nell'ambiente di composti tossici. In molti casi tale risultato è raggiunto instaurando un legame chimico tra il componente tossico e un agente stabilizzante, ad esempio per addizione o per sostituzione ionica di metalli pesanti negli allumosilicati della matrice cementizia, oppure mediante la formazione di complessi insolubili. La stabilizzazione può avvenire anche per semplice contenimento fisico (incapsulamento) del rifiuto. Attualmente il Dipartimento di Ingegneria Meccanica dell'Università di Brescia sta conducendo studi sui processi di stabilizzazione a base cementizia di rifiuti industriali contenenti metalli e è intenzionato a condurre presto una sperimentazione sui rifiuti da attività di fitorimediazione.

Durante la sperimentazione condotta nei lisimetri è stato prodotto un percolato caratterizzato dall'acqua, piovana o di falda, utilizzata per irrigare le colture, che, attraversando lo strato di circa 70 cm di terreno, fuoriesce tramite un apposito rubinetto per poi essere raccolta in vasche. Tale percolato in condizioni di controllo ha presentato concentrazioni di piombo inferiori a 0,1 mg/l. In seguito al trattamento del terreno contenuto nei lisimetri con gli agenti chelanti utilizzati nella sperimentazione, tale concentrazione è aumentata di oltre tre ordini di grandezza, risultando comunque, sempre inferiore ai 1000 mg/l.

Il D.L.vo 152/99 e s.m.i. impone come limite d'emissione per le acque reflue urbane ed industriali che recapitano sul suolo una concentrazione di piombo pari a 0,1 mg/l. Lo stesso decreto legislativo chiarisce definitivamente la definizione di scarico diretto e indiretto. In quest'ultimo caso si origina un'entità diversa, cioè lo scarico diventa "rifiuto liquido" e di conseguenza viene disciplinato dal D.L.vo 22/97.

Durante la sperimentazione in oggetto, non potendo scaricare direttamente il percolato sul suolo, lo stesso è stato raccolto in contenitori della capienza di 20 litri con chiusura ermetica divenendo, in questo modo, “rifiuto liquido”.

Sempre secondo la Decisione **2000/532/CE** (come modificata dalla Decisione 2001/118/CE), il percolato proveniente da fitoestrazione potrebbe essere identificato con il codice CER 16 10 01\* (*soluzioni acquose di scarto, contenenti sostanze pericolose*) oppure 16 10 02 (*soluzioni acquose di scarto, diverse da quelle di cui alla voce 16 10 01*). L’attribuzione del carattere di “pericolosità” segue le stesse indicazioni utilizzate per i rifiuti vegetali.

Tenuto conto delle concentrazioni di piombo rilevate nel percolato, tali rifiuti liquidi non sarebbero da considerarsi pericolosi, perciò, considerando quanto previsto dal D.L.vo 22/97 (art. 6, lettera m), è stato possibile effettuare il deposito temporaneo nel luogo di produzione per volumi non eccedenti i 20 m<sup>3</sup>, come in questo caso, fino ad un anno, per poi smaltirli opportunamente.

#### **3.3.2.7. Tempi**

L’intero progetto ha avuto una durata di tre anni: la caratterizzazione e la messa a punto del sito di sperimentazione ha richiesto 5-6 mesi, mentre l’attuazione dell’intero processo di fitoestrazione (dalla semina all’ultimo mese di monitoraggio del sistema) ha richiesto circa 8 mesi per brassica, 6 mesi per mais e girasole. Questa differenza tra le specie vegetali dipende dalla lunghezza del ciclo biologico delle piante, dal numero di semine effettuate per anno (due per Brassica, una sola per mais e girasole) e dalla resistenza delle specie utilizzate al trattamento con chelante.

#### **3.3.2.8. Costi**

Uno degli obiettivi del progetto è stato quello di fornire indicazioni, seppure approssimate, sui costi di eventuali future sperimentazioni/applicazioni, identificando i passi indispensabili per il trasferimento della metodica in pieno campo in condizioni di sicurezza. Premesso che in ciascuna categoria vi sono margini di variabilità determinati dalle caratteristiche proprie del sito, si è potuta comunque formulare un’ipotesi di costo, riferita ad un sito di 100 m<sup>2</sup> (tab. 3.3).

**Tabella 3.3 – Costi per la caratterizzazione e decontaminazione di un sito di 100 m<sup>2</sup>.**

Caratterizzazione dell'inquinamento	600 euro	Una tantum Totale 600 euro
Caratterizzazione nutrizionale del suolo	100 euro	Una tantum Totale 100 euro
Semina	220 euro	Annuale x 10 anni Totale 2200 euro
Monitoraggio	540 euro	Annuale x 10 anni Totale 5400 euro
Raccolta, incenerimento e smaltimento	350 euro	Annuale per 10 anni Totale 3500 euro

Dai dati si ricava che il costo totale di un'opera di bonifica di un terreno di 100 m<sup>2</sup> realizzata tramite fitoestrazione è dell'ordine dei 12.000 euro in un arco di 10 anni di attività. Non si è tenuto conto delle spese di personale, poiché si ipotizza che a regime l'attività potrebbe essere realizzata in economia dal proprietario del terreno o dal personale di Istituzioni pubbliche preposte.

### **3.4. Progetti su siti d'interesse nazionale**

I casi di studio descritti di seguito sono relativi ad interventi proposti o in corso di realizzazione nei siti d'interesse nazionale di Brindisi, Crotone e Brescia.

#### **3.4.1. BRINDISI<sup>144</sup>**

##### **3.4.1.1. Descrizione del sito**

###### **3.4.1.1.1. Ubicazione**

Il caso in esame riguarda un intervento in corso di realizzazione in un'area interna al sito di interesse nazionale di Brindisi, in particolare compresa nell'insediamento petrolchimico posto ad Est della città e prospiciente la costa adriatica. L'area oggetto dell'intervento, ormai dismessa, è stata in passato sede di attività di produzione di energia elettrica, e allo stato attuale è interessata da un progetto di reindustrializzazione che prevede la costruzione di un impianto di cogenerazione a ciclo combinato. L'area di intervento è costituita da porzioni di varie aree (fig. 3.4)

---

<sup>144</sup> Progetto definitivo per la bonifica dei terreni delle aree di proprietà EniPower. Progetto definitivo per la bonifica dei terreni dell'Area 02 F - EniPower S.p.a.- Brindisi, luglio 2004.

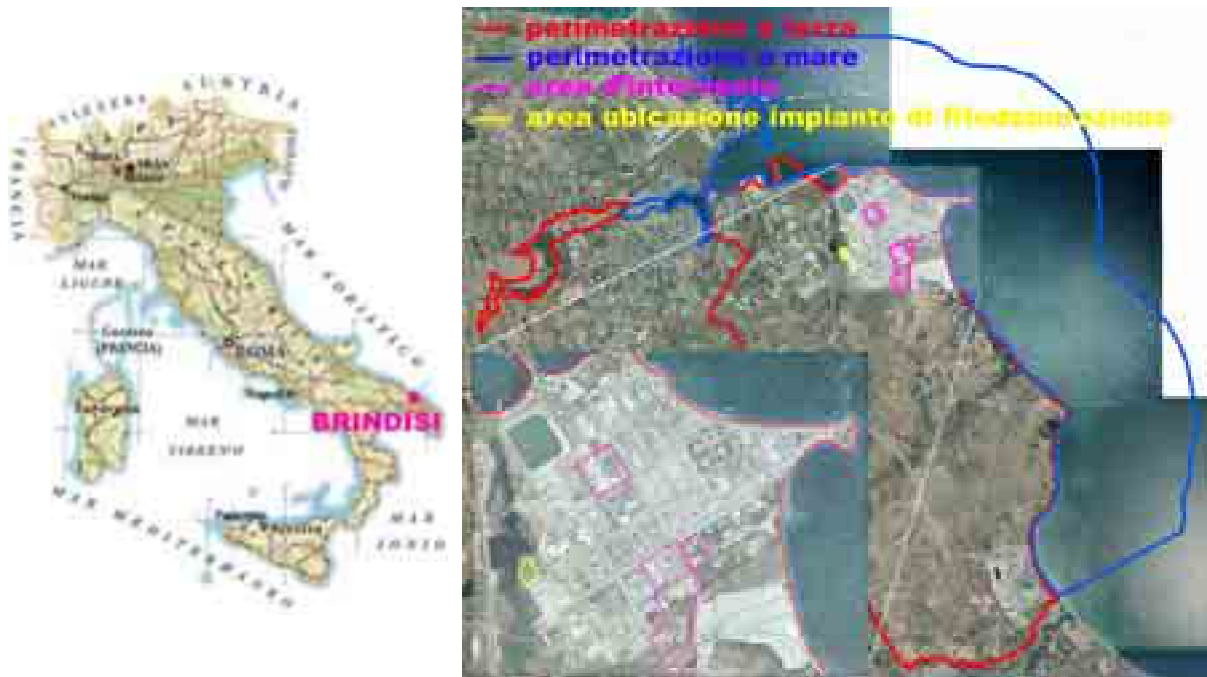


Figura 3.4 - Localizzazione dell'area di studio.

#### 3.4.1.1.2. Caratteristiche geologiche e idrogeologiche

In fase di caratterizzazione, è stato possibile ricostruire la successione litostratigrafica dei terreni fino a poco oltre i 30 m dal piano di campagna. Sono presenti, dall'alto verso il basso, i seguenti livelli:

- materiale di riporto: non sempre presente, con spessore compreso fra 0,8 e 1,5 m, di natura e granulometria molto eterogenee;
- limi e limi sabbiosi con spessore variabile compreso tra 1 e 4 m;
- limi argilloso-ghiaiosi e argille giallastre con spessore fino a 4 m;
- sabbie grossolane e calcareniti con spessori di 10-12 m;
- limi, limi sabbiosi e limi argillosi con spessore di 10-15 m;
- argille basali con spessore di 30-40 m.

Nell'area sussistono due sistemi idrogeologici ben distinti::

- falda freatica superficiale sostenuta dalle argille che localmente presenta caratteristiche di semiconfinamento;
- falda profonda contenuta nell'acquifero calcareo protetto dalle argille.

#### 3.4.1.1.3. Contaminazione

Le indagini eseguite hanno evidenziato, in zone circoscritte e limitatamente allo strato superficiale del terreno, una lieve contaminazione da metalli (Cu, Zn, Hg, V), idrocarburi, IPA, PCB e diossine.

### 3.4.1.2. Intervento di bonifica

Sulla base dei risultati delle indagini e degli studi eseguiti in precedenza, nonché delle esigenze di recupero dell'area in tempi brevi per procedere alla reindustrializzazione, è stato definito l'intervento di bonifica ritenuto più adeguato dal punto di vista ambientale, tecnico ed economico. La bonifica interesserà più aree interne al sito di interesse nazionale di Brindisi, e prevederà l'asportazione dello strato superficiale del suolo interessato da contaminazione; alcune quote contaminate da metalli ed idrocarburi, risultato di operazioni di vagliatura del suolo, saranno inviate ad un impianto di trattamento di *phytoremediation on site*, le restanti saranno conferite ad idoneo impianto di smaltimento.

L'applicazione *on site* del trattamento di fitodepurazione presenta i seguenti vantaggi:

- disponibilità immediata delle aree interessate dalla contaminazione in quanto il terreno viene rimosso;
- possibilità di intensificare il trattamento eliminando eventuali rischi di lisciviazione dei contaminanti dovuti ad interventi di mobilitazione degli stessi.

L'impianto per il trattamento *on site* di fitodepurazione, è costituito da una vasca realizzata all'interno dello stabilimento petrolchimico in un'area in cui le indagini di caratterizzazione hanno verificato l'assenza di contaminazione (vedi fig. 3.4). La vasca, di superficie pari a 14.000 m<sup>2</sup>, è attrezzata con impianto d'irrigazione per aspersione, sistema di drenaggio e ricircolo delle acque.

L'area sarà recintata perimetralmente con rete plastificata infissa sotto terra di 50 cm e con sostegni metallici, in modo da impedire il contatto fisico tra essenze coltivate e roditori. Inoltre, verranno poste reti antivolatili sulla copertura della vasca di fitodepurazione.

#### 3.4.1.2.1. Scelta delle piante

Le prove sperimentali condotte nel 2001 presso l'Istituto per lo Studio degli Ecosistemi del CNR di Pisa hanno permesso di definire, attraverso test di microcosmo e mesocosmo, i tempi d'intervento, le specie vegetali ed i trattamenti necessari per il raggiungimento degli obiettivi proposti. In seguito agli studi di trattabilità è stato definito uno scenario di intervento di durata complessiva pari a 4 anni che prevede la coltivazione di erba medica (*Medicago sativa*), mais (*Zea mays*), girasole (*Helianthus annuus*) e senape indiana (*Brassica juncea*), secondo opportuni cicli colturali (fig. 3.5). In fase sperimentale i risultati sono stati molto soddisfacenti per erba medica e mais: è risultato, infatti, che entrambe le essenze riescono a mobilitare i contaminanti presenti con molta facilità. Per il

girasole e la brassica, pur non avendo ottenuto conferme sperimentali soddisfacenti, ne è stato previsto l'impiego perché in letteratura sono indicate come specie molto efficaci nell'estrazione di contaminanti di interesse.



**Figura 3.5 - Le specie scelte per la *phytoremediation*: erba medica, mais, girasole e senape indiana.**

I cicli colturali, definiti in modo da lasciare il terreno libero da coltura il minor tempo possibile, prevedono:

- 1° anno: mais, mais precoce, brassica;
- 2° anno: erba medica, brassica;
- 3° anno: girasole, mais, brassica;
- 4° anno: girasole, mais.

I cicli colturali previsti potranno essere adattati in funzione dei risultati di test ed analisi eseguiti periodicamente su suolo, acqua d'irrigazione e biomassa per il controllo dell'andamento e dell'efficacia del trattamento.

#### **3.4.1.2.2. Attività di campo**

L'intervento si articola in due fasi:

- **FASE 1:** asporto dei materiali da bonificare e loro trasporto in piazzola di deposito preliminare, operando via via in aree contaminate diverse. Seguiranno operazioni di vagliatura, separazione e caratterizzazione dei terreni contaminati. In particolare, i materiali di sottovaglio contenenti metalli e idrocarburi ( $8700 \text{ m}^3$ ) e mercurio ( $3065 \text{ m}^3$ ), nel caso se ne ritenga valido il recupero tramite *phytoremediation*, saranno depositati nella piattaforma di deposito preliminare e successivamente inviati al trattamento *on site*. I restanti materiali (circa  $13.485 \text{ m}^3$ ), contenenti diossina, PCB, IPA, metalli e idrocarburi, saranno smaltiti in discarica.
- **FASE 2:** allestimento e gestione dell'impianto di *phytoremediation*. Esecuzione del trattamento previa stesura e compattazione dei terreni asportati fino ad uno spessore massimo di 0,8-0,9 m. Eventuale smantellamento dell'impianto.



Nel corso del trattamento il terreno sarà concimato, fertilizzato e irrigato secondo le esigenze, e sottoposto a trattamenti di mobilizzazione dei contaminanti con EDTA.

L'andamento e l'efficacia del trattamento di fitodepurazione verranno monitorati attraverso l'esecuzione di analisi di laboratorio condotte su campioni di biomassa, di terreno e di acqua di irrigazione. Per un miglior controllo del processo, la piazzola di *phytoremediation* verrà suddivisa in 15 settori ciascuno di 1000 m<sup>2</sup>, da ognuno dei quali si preleverà un campione rappresentativo da avviare al laboratorio.

Per ogni componente monitorata, sono previste le seguenti procedure:

- **Biomassa:** analisi dei metalli d'interesse al termine di ogni ciclo vegetativo; durante il primo anno potranno essere previsti anche prelievi prima della raccolta, come verifica dell'avvenuto accumulo dei metalli a seguito del trattamento.
- **Terreno:** analisi dei metalli totali con frequenza annuale; saranno determinati i metalli mobili e biodisponibili tramite estrazione sequenziale semplificata (SEP), già usata durante i test di fattibilità, da effettuare alla fine di ogni ciclo vegetativo. I parametri di fertilità della matrice verranno indagati una volta l'anno o quando ritenuto necessario.
- **Acque:** analisi della concentrazione di metalli totali e di EDTA. Le determinazioni analitiche avranno cadenza mensile per il primo anno, mentre negli anni successivi saranno effettuate prima e dopo il trattamento.

È previsto un monitoraggio continuo tramite l'utilizzo di videocamere connesse con un sistema computerizzato per l'acquisizione ed elaborazione delle immagini e dei dati relativi all'umidità, che saranno trasmessi alle stazioni remote; sarà possibile verificare lo sviluppo delle essenze vegetali, e, con l'impiego di stadie graduate, anche la velocità di crescita, in modo tale da intervenire in caso di necessità con opportuni trattamenti.

Il programma di coltivazione prevede che la raccolta verrà eseguita nel periodo di massima produzione di biomassa verde per impedire la possibile interazione fra la fauna presente nella zona e le colture utilizzate per il trattamento; la biomassa asportata sarà smaltita adeguatamente.

Una volta raggiunte nel terreno le concentrazioni obiettivo di contaminanti, il terreno stesso sarà vagliato per separare e rimuovere gli apparati radicali che saranno conferiti in discarica. Infine, il terreno bonificato sarà prelevato e ricollocato in area di stabilimento.

### 3.4.1.2.3. Tempi

Escudendo i tempi necessari per le operazioni di escavazione, trasporto in piazzola di deposito preliminare, vagliatura, separazione e caratterizzazione dei terreni contaminati, saranno necessari 52 mesi per la gestione del processo di *phytoremediation* (48 mesi con inizio in novembre, mese idoneo per la lavorazione e la concimazione dei terreni), l'ottenimento della certificazione di avvenuta bonifica dei terreni trattati, la ricollocazione in area di stabilimento e/o il loro eventuale smaltimento.

### 3.4.1.2.4. Costi

La tabella 3.4 riporta i costi dell'intero progetto di bonifica, includendo anche quelli relativi ai terreni asportati e conferiti in discarica, oltre che quelli trattati con la *phytoremediation*; questo ovviamente perché alcune operazioni sono in comune ad entrambi gli interventi. I costi riferiti solo alla *phytoremediation* sono evidenziati in rosso.

**Tabella 3.4 – Costi relativi all'intero intervento di bonifica.**

ATTIVITA'	Euro
Servizi d'ingegneria	155.000,00
Completamento di piazzola di deposito preliminare, escavazione terreni e stoccaggio in piazzola	765.000,00
Vagliatura del materiale scavato, separazione sopravaglio/sottovaglio	305.000,00
Trasporto, stesura e compattazione del sottovaglio da trattare nell'impianto di <i>phytoremediation</i>	15.000,00
Allestimento area <i>phytoremediation</i>	800.000,00
Smaltimento terreni in discarica	5.255.000,00
Gestione acque meteoriche, percolato area deposito preliminare	410.000,00
Monitoraggio qualità dell'aria	140.000,00
Progettazione ai sensi del D.M. 471/99 e progettazione Esecutiva delle opere non previste nel D.M. 471/99	75.000,00
Servizi tecnici ed oneri accessori	380.000,00
<b>TOTALE</b>	<b>8.300.000,00</b>

### 3.4.2. CROTONE<sup>145</sup>

#### 3.4.2.1. Descrizione del sito

##### 3.4.2.1.1. Ubicazione ed estensione

Il caso in esame riguarda un progetto in via di realizzazione nel sito d'interesse nazionale di Crotone. In particolare, l'intervento di *phytoremediation* sarà applicato ad un'area (circa 80 ha) ubicata a 2 km a nordovest dell'abitato di Crotone, a ridosso dell'area industriale e confinante a nord, a sud e ad ovest con aree agricole, ad est con la Strada SS 106 Jonica (fig. 3.6). In passato l'area è stata interessata da attività agricole, attualmente interrotte in seguito alla scoperta della presenza di una contaminazione da metalli pesanti, riconducibile alle precedenti attività metallurgiche e chimiche del sito industriale adiacente alla stessa area. Inoltre, le attività di caratterizzazione hanno rilevato la presenza di reperti archeologici risalenti al periodo della Magna Grecia, già evidenziati da studi precedenti, a profondità comprese tra 0,5 e 4 m. Tale patrimonio storico è preservato dagli strumenti urbanistici, in particolare dal Piano Regolatore, che pone sulla zona un vincolo di carattere archeologico.



Figura 3.6 - Localizzazione dell'area di studio

<sup>145</sup> Stralcio integrativo al progetto definitivo di bonifica dell'Area Archeologica – Fisia Italimpianti-settembre 2004.

### 3.4.2.1.2. Caratteristiche geologiche e idrogeologiche

Le indagini effettuate sull'intera area hanno ricostruito un assetto stratigrafico costituito, a partire dal piano campagna, da:

- uno strato di terreno limo-argilloso di spessore compreso fra 0,5 e 5 m;
- uno strato sabbioso di spessore compreso fra 6 e 20 m;
- uno strato argilloso.

La falda ospitata nel livello sabbioso, denominata “struttura acquifera di Capo Rizzuto”, si estende per tutta l'area e si attesta a circa 4 m dal piano campagna con deflusso verso il mare in direzione ovest-est.

### 3.4.2.1.3. Caratteristiche della contaminazione

Le indagini effettuate sul campo hanno evidenziato una contaminazione uniforme da metalli pesanti, in particolare cadmio e zinco, riconducibile ai primi 50 cm di terreno. Per entrambi i contaminanti sono state rilevate concentrazioni da 1 a 3 volte il valore della CLA (Concentrazione limite ammissibile) stabilita nella colonna A, tabella 1 dell'allegato 1 del D.M. 471/99. La superficie interessata dalla contaminazione è stimata essere pari a circa 70 ha (87,5% dell'area indagata) per un volume totale di circa 417.000 m<sup>3</sup>. Di seguito sono riassunte le concentrazioni degli inquinanti risultati delle indagini di caratterizzazione (tab. 3.5).

**Tabella 3.5 - Stato della contaminazione rilevato nel sito.**

Parametro	Concentrazione Limite Ammissibile (mg/kg)	Concentrazioni (mg/kg)		
		minima	massima	media
Cadmio	2	2,1	10,2	4,4
Zinco	150	158,0	950,0	389,2

### 3.4.2.2. Intervento di bonifica

Le caratteristiche della contaminazione del suolo (concentrazioni non elevate, distribuzione uniforme dei contaminanti limitata allo strato superficiale, su un'area di circa 70 ha), la presenza di manufatti archeologici, l'impraticabilità economica di rimozione e smaltimento in discarica del terreno contaminato, hanno portato alla scelta della *phytoremediation* come tecnologia di bonifica da applicare al sito in esame.

### 3.4.2.2.1. Scelta delle piante

Per effettuare una scelta corretta delle specie vegetali da utilizzare sono stati definiti gli obiettivi primari di bonifica:

- impedire l'erosione del terreno;
- bloccare la mobilità dei metalli impedendone la migrazione nelle acque sotterranee;
- ridurre la concentrazione di metalli nel terreno;
- scegliere piante dotate di un apparato radicale che non interferisca con i reperti archeologici eventualmente presenti nel sottosuolo.

A questo scopo sono individuate specie vegetali in grado di crescere su un terreno con concentrazioni elevate di zinco e cadmio, estrarre i metalli dal terreno e concentrarli nelle parti aeree, garantendo inoltre un compromesso ragionevole tra la produzione di biomassa e la capacità d'estrazione; inoltre, la ricerca si è concentrata su piante adatte alle caratteristiche pedoclimatiche del territorio e che non richiedono particolari interventi agronomici. Sono state scelte specie con elevato tasso di crescita (*Paulownia spp.*), abbinate a specie erbacee a crescita contenuta, annuali come il girasole (*Helianthus annuus*) o pluriennali come la santoreggia (*Satureja montana*) e l'issopo (*Hyssopus officinalis*) (fig. 3.7).



**Figura 3.7 - Le specie scelte per la phytoremediation: *Paulownia spp.*, *Helianthus annuus*, *Satureja montana* e *Hyssopus officinalis*.**

L'alternanza di più specie o l'utilizzo contemporaneo delle stesse sul suolo sarà definito in fase operativa mediante la verifica, nella porzione di territorio destinata alla bonifica, delle caratteristiche edafiche specifiche e dell'altezza di falda.

La capacità di queste specie di accumulare metalli e la loro produzione in biomassa sono stati verificati tramite studi preliminari condotti presso il dipartimento di Ortoflorofrutticoltura dell'Università di Firenze. Per quanto riguarda il primo parametro è stato misurato il BAC (Biological Absorption Coefficient)<sup>146</sup> in presenza di concentrazioni variabili di Zn (500 ppm, 500 ppm + citrato, 3500 ppm) e Cd (25 ppm, 25 ppm + citrato, 125 ppm, 125 ppm + citrato): i risultati sono apparsi simili per entrambi i metalli, rivelando valori di media entità per issopo e santoreggia, mentre più elevati per paulownia. Anche per il calcolo della produzione in biomassa è stata misurata la risposta delle piante alle medesime concentrazioni dei metalli: issopo e santoreggia hanno presentato una produzione media di sostanza secca per pianta pari a 30 g, mentre per la paulownia dell'ordine dei 2000 g di s.s., entrambi i valori riferiti ad un ciclo di crescita di 90 giorni.

È stato inoltre provato che le specie prese in considerazione posseggono un'estensione dell'apparato radicale che, nell'arco di tempo previsto per la bonifica cioè 4 anni, sarà limitata ai primi 70 cm preservando così da possibili danneggiamenti i reperti archeologici presenti nel sottosuolo.

#### 3.4.2.2.2. Attività di campo

Per garantire l'azione decontaminante delle specie vegetali prescelte e quindi l'efficacia della tecnologia di bonifica scelta, sono previste una serie di attività in campo, quali:

- Controllo delle caratteristiche chimico-fisiche del terreno e l'eventuale modifica delle stesse in termini di pH, concentrazione di sodio, tessitura, in modo da favorire l'attecchimento e il successivo mantenimento delle specie prescelte.
- Preparazione iniziale del terreno e mantenimento delle condizioni per l'esercizio ottimale dell'impianto mediante una corretta fertilizzazione; le specie previste non richiedono trattamenti fitosanitari e sono state scelte nell'ottica del minor impatto ambientale possibile.
- Installazione di una serie di pozzi freatici, che sfrutteranno la falda presente nel sottosuolo per l'irrigazione delle piante, previa analisi chimica e idrogeologica della stessa che ne garantiscano l'idoneità d'uso. Per la *Paulownia* è stato previsto un idoneo impianto di irrigazione, le due specie erbacee, invece, sono tipiche della macchia mediterranea e come tali estremamente resistenti alla siccità. In caso di

---

<sup>146</sup> BAC =  $\frac{[Me]_{\text{pianta}}}{[Me]_{\text{suolo}}}$

condizioni climatiche estremamente sfavorevoli è previsto, comunque, l'intervento con irrigazioni di soccorso.

- Disposizione ottimale delle piante: nel caso delle specie arbustive si potranno utilizzare sesti d'impianto da 10x10 m a 5x5 m (equivalenti a densità di 200 e 400 piante/ha). Si provvederà a lasciare spazi sufficienti per favorire condizioni ottimali d'illuminazione e areazione, oltre che per il passaggio dei mezzi agricoli. Per la santoreggia e l'issopo il sesto d'impianto prevede file semplici a 30-40 cm sulla fila e 60-70 cm tra le file, pari ad una densità di 35-50.000 piante/ha.
- Installazione di una rete in filo d'acciaio plastificato per un'altezza di 3 m dal suolo per isolare l'area oggetto dell'intervento; la rete sarà fissata a dei montanti in profilato angolare d'acciaio di sezione 40x40 mm infissi nel terreno.
- Monitoraggio dell'evoluzione della *phytoremediation* attraverso:
  - controlli della concentrazione di Cd e Zn nel terreno a diverse profondità (25 e 50 cm);
  - controllo dello sviluppo vegetativo attraverso l'andamento dei diversi indici vegetativi: LWR (Leaf Weight Rate), RGR (Relative Growth Rate).
  - controllo della biomassa ottenuta con gli sfalci per determinare il peso secco e le concentrazioni dei due contaminanti al fine di valutare il rendimento del processo di fitoestrazione.
- Sfalcio delle essenze vegetali che, previa analisi del contenuto in metalli, saranno smaltite presso idonei impianti di discarica o trattamento in funzione dei risultati analitici ottenuti. Per issopo e santoreggia si prevede una raccolta annuale, alla fine dell'estate, mentre per la *Paulownia*, che sarà tagliata alla fine del ciclo quadriennale di bonifica, è prevista la raccolta annuale delle foglie che sarà effettuata alla fine di ottobre.
- Identificazione di un'area di stoccaggio delle biomasse vegetali sfalciate e del ceduo fino all'essiccamento, in modo da ridurre i volumi di smaltimento anche mediante l'utilizzo di sistemi d'imballaggio meccanico. Nella stessa area, ma in zone separate, si stoccheranno sia i reagenti eventualmente individuati mediante opportuni test pilota sulla disponibilità dei contaminanti, sia i prodotti di concimazione e cura del terreno e delle piante.

### 3.4.2.2.3. Tempi

Il tempo previsto per il trattamento completo sarà di 4 anni, al termine dei quali, qualora non siano raggiunti i VCLA (valori di concentrazione limite ammissibile) della colonna A, tabella 1 dell'allegato 1 del D.M. 471/99, si procederà attraverso l'effettuazione di un'analisi di rischio sui limiti residuali raggiunti, onde verificare la possibilità di considerare comunque conclusa la bonifica. Se le risultanze dell'analisi di rischio risultassero negative, non essendo percorribili altre ipotesi di trattamento, si prolungherà il trattamento di fitodepurazione per un ulteriore biennio.

### 3.4.2.2.4. Costi

Purtroppo nel progetto definitivo di bonifica dell'area non c'è riferimento ai costi previsti per l'intervento di *phytoremediation*.

## 3.4.3. BRESCIA<sup>147</sup>

### 3.4.3.1. Descrizione del sito

#### 3.4.3.1.1. Ubicazione ed estensione

Il caso in esame riguarda un intervento di *phytoremediation* proposto in una porzione di un'area, denominata "Case del sole", a sua volta inserita nella perimetrazione del sito di interesse nazionale "Brescia-Caffaro". La superficie totale dell'area è pari a 24.450 m<sup>2</sup>, di cui 8.750 m<sup>2</sup> edificati o adibiti a piazzale e 15.700 m<sup>2</sup> lasciati a verde incolto (fig. 3.8). L'area, attualmente in stato di abbandono, è interessata da un progetto di riqualificazione urbana, volta alla realizzazione di aree ad uso misto commerciale-uffici-residenziale e di un parco attrezzato. L'intervento di *phytoremediation* riguarderà una zona agricola incolta di superficie pari a 11.900 m<sup>2</sup>; una porzione di quest'area, pari a 9.350 m<sup>2</sup>, sarà interessata dalla realizzazione di un parco e di alcune strutture residenziali, mentre i restanti 2.550 m<sup>2</sup> saranno occupati da strutture commerciali/industriali (parcheggi/viabilità).

---

■ <sup>147</sup> Progetto preliminare/definitivo del sito "Case del sole" nel comune di Brescia - Finsibi s.p.a. Revisione del 22 dicembre 2004.





**Figura 3.8 - Localizzazione dell'area di studio.**

#### **3.4.3.1.2. Caratteristiche geologiche e idrogeologiche**

L'area in esame è collocata in corrispondenza dell'ampio conoide alluvionale prodotto dal fiume Mella. L'originaria morfologia del territorio è stata fortemente modificata dagli interventi di urbanizzazione. Si susseguono, proseguendo verso il basso:

- unità ghiaioso-sabbiosa, di età olocenica con lenti limoso-argillose con bassa permeabilità, avente spessore di 39 m;
- unità conglomeratica costituita da materiali conglomeratici, sabbiosi ed arenacei;
- argille limose grigio-azzurre con intercalazioni ghiaiose-sabbiose e rare lenti torbose.

L'unità ghiaioso-sabbiosa e l'unità conglomeratici sono sede di una falda libera che circola all'interno delle due unità su livelli sovrapposti, separati da orizzonti a minore permeabilità. La soggiacenza della falda è variabile e generalmente compresa tra 24 e 32 m dal piano di campagna.

#### **3.4.3.1.3. Caratteristiche della contaminazione**

Le attività di caratterizzazione del sito hanno evidenziato una situazione di lieve contaminazione dello strato superficiale del suolo (nei primi 20 cm dal p.c.) da Piombo, Zinco, PCB e Diossine-furani (tab. 3.6). Ciò induce a pensare che l'origine dell'inquinamento è da attribuirsi a cause e fonti esterne al perimetro del sito e che la diffusione della contaminazione verso l'area è stata nel passato un fenomeno poco importante.

Tabella 3.6 - Stato della contaminazione

Parametro	Concentrazione Limite Ammissibile (mg/kg)	Concentrazioni (mg/kg)		
		minima	massima	media
Piombo	100	205	283	226,6
Zinco	150	232	480	309,4
PCB	0,001	0,01	0,12	0,052
Diossine-furani	$1 \cdot 10^{-5}$	$1,7 \cdot 10^{-5}$	$2,2 \cdot 10^{-5}$	$1,9 \cdot 10^{-5}$

Di seguito si riportano i dati di estensione della contaminazione:

- entro i primi 20 cm dal piano di campagna per Pb e Zn;
- entro i primi 20 cm dal p.c. per i PCB, eccetto in un punto dove ne è stata rilevata la presenza fino alla profondità di 60 cm;
- top-soil 0-10/0-20 cm per Diossine-furani.

#### 3.4.3.2. Intervento di bonifica

L'intervento di *phytoremediation* riguarderà una zona agricola incolta di superficie pari a 11.900 m<sup>2</sup>. Una porzione di quest'area, pari a 9.350 m<sup>2</sup>, sarà interessata dalla realizzazione di un parco e di alcune strutture residenziali, mentre i restanti 2.550 m<sup>2</sup> saranno occupati da strutture commerciali/industriali (parcheggi/viabilità).

Dalle analisi condotte sull'intera area e dal confronto con i limiti tabellari del DM 471/99 (Tab. 1a per le aree residenziali/verdi e Tab.1b per le aree commerciali/industriali) è risultato che la contaminazione riguarda soltanto l'area a destinazione verde/residenziale, ma si è scelto comunque di includere anche i restanti 2.550 m<sup>2</sup> nell'intervento; questa decisione è legata al carattere dell'intervento stesso: si tratta della prima proposta di *phytoremediation* a scala reale nel sito di interesse nazionale Brescia-Caffaro e allargando l'area di intervento si potranno valutare i risultati sulla base di maggiori elementi.

Nell'area in oggetto, non essendo previsti interventi di riedificazione, è stata proposta l'applicazione della tecnica di *phytoremediation* che, pur necessitando di tempistiche più lunghe rispetto ad un intervento di rimozione e smaltimento del suolo contaminato, permette di minimizzare i quantitativi di materiale movimentato e trasportato in discarica. La tecnica proposta si avvale dell'azione sinergica di riduzione dei contaminanti di determinate specie vegetali e della microflora della rizosfera ad esse associata.

### 3.4.3.2.1. Scelta delle piante

Lo scopo di questo intervento è rimuovere i contaminanti presenti nel suolo (Piombo, Zinco, PCB, Diossine-furani) tramite la duplice azione di “fitodegradazione” e “fitoestrazione” operata da esemplari di girasole (*Helianthus annuus*) coltivati sull’area da trattare.

La scelta del girasole è stata guidata dai risultati positivi ottenuti da una sperimentazione condotta nel 2003 dallo stesso studio proponente il progetto di bonifica, Studio Associato Ingegneria e Ambiente di Brescia, in collaborazione con la Società Envirorem S.a.g.l. di Lugano (Svizzera). La sperimentazione è stata applicata a 25 m<sup>2</sup> di terreno incluso nel sito d’interesse, per una durata complessiva di 15 settimane, più precisamente dal 9 luglio (semina) al 21 ottobre (raccolta). Nel periodo di crescita e sviluppo vegetativo, le piante sono state monitorate ed irrigate. L’irrigazione è stata eseguita con cadenza giornaliera dal giorno della semina fino all’inizio di settembre, quando è stata sospesa per consentire l’approfondimento delle radici; i girasoli sono, infatti, piante resistenti alla scarsità d’acqua, che sono in grado di assorbire dal terreno estendendo l’apparato radicale fino a 60-80 cm di profondità. In data 21 ottobre 2003, giorno della raccolta, sono stati contati 223 esemplari di girasole tutti in buone condizioni vegetative.

Sono state condotte analisi sul suolo fino a 50 cm di profondità all’inizio e alla fine della sperimentazione allo scopo di valutare la riduzione dei contaminanti (PCB e metalli), ed analisi su campioni vegetali prelevati al termine della sperimentazione per rilevare il tasso di accumulo degli stessi rispettivamente in fiori/semi, fusti/foglie e radici.

Nonostante l’estrema e disomogenea distribuzione su campo della contaminazione da metalli pesanti e da composti organici recalcitranti, la prova ha permesso di rispondere in modo positivo agli scopi della sperimentazione e di dimostrare la possibilità di fitoaccumulo e fitodegradazione degradazione di importanti quantità di contaminanti. Dai risultati delle analisi è emerso che le radici costituiscono l’organo principale di accumulo dei contaminanti e che l’azione fitoestrattrice cresce all’aumentare del tenore di contaminazione nel terreno: la concentrazione di Zn, Pb, Cu e Ni nei girasoli, espressa in mg/kg di biomassa secca, supera di oltre due volte l’analoga concentrazione nel terreno. In tabella 3.7 sono riportati i valori del fattore di bioestrazione (BF), definito come rapporto tra la concentrazione del contaminante nella pianta (mg/kg di biomassa secca) e la concentrazione di contaminante nel terreno (mg/kg di terreno secco); i valori di

concentrazione del contaminante nel terreno sono la media dei valori dell'inizio e della fine della sperimentazione.

Il fattore BF evidenzia come le radici assorbano la quasi totalità della contaminazione presente nel terreno che riescono a colonizzare. Valori di BF superiori al 100% o addirittura al 500% sono dovuti al fatto che le concentrazioni di accumulo di alcuni contaminanti sono superiori nelle radici che nel terreno. Gli additivi aggiunti al suolo sono in grado di estendere il volume di suolo esplorato dalle radici, di favorire l'essudazione radicale e dunque la simbiosi tra piante e microorganismi della rizosfera.

**Tabella 3.7 – Accumulo di contaminanti nei campioni di girasole.**

<b>PARAMETRI</b>	<b>semi/fiori</b>	<b>BF</b>	<b>fusti/foglie</b>	<b>BF</b>	<b>radici</b>	<b>BF</b>	<b>Media terreno</b>
	mg/kg s.s.	%	mg/kg s.s.	%	mg/kg s.s.	%	mg/kg s.s.
Zn tot	90,1	74,2	223,4	183,9	420	345,7	121,5
Cr tot	1,6	10,7	2,5	16,7	49,6	330,7	15
Cu tot	19,5	17,6	27,7	25,0	133,7	120,5	111
Mn tot	16,1	-	99,5	-	1037,2	-	n.r.
Fe tot	180,1	-	835	-	25000	-	n.r.
Ba tot	35,6	-	149,5	-	577,4	-	n.r.
Ni tot	< 0,7	5,5	6,5	52,0	18,1	144,8	12,5
Co tot	< 0,7	12,9	< 0,6	11,0	8,7	162,6	5,35
Al tot	53,4	-	288,5	-	18000	-	n.r.
As e composti	1,6	88,9	2,1	116,7	18,1	1005,6	1,8
Hg e composti	< 0,1	11,3	< 0,1	11,3	0,4	50,0	0,8
Cr VI e composti	< 0,5		< 0,5		< 0,5		0,09
Pb e composti	5,7	3,3	11	6,5	306,4	179,7	170,5
Sb e composti	1,6		4,3		34,8		0,29
Se e composti	< 0,7		< 0,6		<0,7		0,29
PCB	0,006	1,2	0,0102	2,1	0,0684	13,9	0,493

Infine, un'indagine sulla presenza di metalli nelle acque del terreno ha permesso di stabilire che il percolato prodotto rientra nei limiti di quanto prescritto dal DM 471/99: la produzione di essudati radicali e l'attività dei microorganismi ha dunque operato alla mobilitazione dei contaminanti, ma solo nella quantità necessaria ad essere fitoestratta e metabolizzata. Inoltre, analisi microbiologiche hanno rilevato un aumento dell'attività dei microorganismi eterotrofi totali nel suolo da luglio a ottobre pari a 35 volte.

Sulla base dei risultati di questa sperimentazione si è scelto di progettare un intervento di *phytoremediation* a pieno campo, tramite coltivazione di due ibridi precoci di girasole in successione, e applicando tutti gli accorgimenti della buona pratica agricola al fine di rendere massimo lo sviluppo dell'apparato radicale. Gli ibridi precoci si caratterizzano generalmente per una produzione in biomassa inferiore, per una taglia più contenuta e per una maggiore tolleranza alle scarse risorse idriche. Tuttavia, potendo svolgere due cicli nello stesso anno, la quantità di sostanza secca prodotta e di radici dovrebbe essere superiore rispetto ad una soluzione che prevede un solo ciclo colturale di una specie medio-tardiva. Solo nel caso in cui si verifichino al termine di un ciclo forti attacchi fungini si provvederà ad un avvicendamento colturale.

#### 3.4.3.2.2. Attività di campo

Il progetto di bonifica prevede un primo stadio di sistemazione dell'area per consentire il corretto svolgimento delle attività vere e proprie. Le operazioni di pulizia del sito prevederanno:

- decespugliamento meccanizzato degli alberi presenti, in particolare, lungo il perimetro del campo attualmente incolto;
- taglio degli alberi o cespugli presenti all'interno del campo attualmente incolto ed estirpo delle ceppaie;
- rimozione meccanica/manuale e carico dei rifiuti presenti in tutto il sito;
- predisposizione di cassoni scarrabili per il confezionamento dei rifiuti depositati al suolo.

Una volta realizzati gli interventi preliminari di pulizia, si procederà con l'applicazione vera e propria della tecnica di *phytoremediation*.

Sono previsti due cicli colturali, per una durata complessiva del trattamento di 1 anno. Di seguito si riportano le operazioni previste durante i due cicli colturali; i periodi riportati sono indicativi, in quanto dipendenti dalle condizioni climatiche, meteorologiche e dallo sviluppo delle piante.

- **PRIMO CICLO:** si effettuerà **da febbraio a luglio**. Nel mese di febbraio si provvederà ad un'impostazione del terreno tramite dissodamento, aratura superficiale (20-25 cm), affinamento del letto di semina (erpatura). Nei mesi di **marzo-aprile-maggio** si proseguirà con semina (densità prevista circa 7 piante/m<sup>2</sup>), aggiunta di attivatori per favorire lo sviluppo dell'attività microbica e concimare il terreno, irrigazione (eventuale). Negli ultimi mesi di **giugno-luglio** si passerà alla

raccolta nella fase di maggiore sviluppo delle piante, senza attendere la maturazione, in modo da ridurre al minimo il ritorno al terreno di parti secche; è prevista completa asportazione degli apparati epigei e, con apposito macchinario, degli apparati radicali, per una profondità media di 25-30 cm.

- **SECONDO CICLO:** da luglio ad ottobre. Tra **luglio-agosto** si effettueranno le stesse attività svolte nel mese di febbraio, seguirà poi un'ulteriore semina con aggiunta di attivatori, quindi irrigazione (eventuale). Alla fine del mese di **ottobre** si prevede la raccolta; tutto il materiale raccolto sarà smaltito attraverso incenerimento.

È previsto un piano di monitoraggio che riguarderà il suolo, le piante e la falda. I terreni coltivati saranno oggetto di un'attenta verifica delle caratteristiche chimico-fisiche, allo scopo di valutare la variazione delle concentrazioni di inquinanti e contemporaneamente predisporre un adeguato piano di concimazione.

Il suolo dell'area di bio-fitobonifica dovrà essere monitorato due volte durante ogni campagna:

- all'inizio del ciclo produttivo, prima della semina;
- al termine del ciclo produttivo, prima del raccolto;

La campagna di campionamento, prevederà:

- 2 campioni superficiali prelevati entro i primi 20 cm dal p.c.
- 2 campioni più profondi prelevati tra 40 e 60 cm dal p.c.

Sia i campioni superficiali, sia quelli profondi saranno prelevati, ai fini rappresentativi, nell'area nord e nell'area sud. Saranno analizzate le concentrazioni di Pb, Zn, PCB, diossine e furani e confrontati con i valori limite di Tab 1/A del DM 471/99.

Le piante verranno monitorate costantemente durante la crescita vegetativa, soprattutto nella fase di semina, emergenza e fioritura. Per ogni sotto-area si formerà un campione quanto più rappresentativo, separandolo in tre sottocampioni:

- campioni di semi/fiori;
- campioni di fusti e foglie
- campioni di radici;

I parametri analizzati saranno: Pb, Zn, PCB, diossine e furani, ed in base alla capacità fitoestrattiva riscontrata si valuterà la necessità di proseguire con un'altra campagna.

La falda sarà monitorata all'inizio e alla fine dell'intervento di bonifica. Mediante i due piezometri presenti si effettueranno un monitoraggio finalizzato alla valutazione delle

oscillazioni piezometriche, ed uno idrochimico, finalizzato all'analisi dei livelli di Pb, Zn, PCB.

Nel caso in cui il trattamento di *phytoremediation* attuato per due cicli colturali non riesca ad abbattere le concentrazioni di inquinanti raggiungendo i limiti tabellari relativi alle rispettive destinazioni d'uso (CLA della Tab. 1/A del DM 471/99 o nuovi limiti in fase di valutazione), si procederà, nelle parti interessate, con i seguenti interventi:

- scotico dei primi 35 cm di terreno superficiale; lo scotico del successivo spessore di 20-30 cm dovrà proseguire qualora il fondo scavo (dopo il primo scotico di 30 cm) non sia collaudabile;
- smaltimento *ex situ* del terreno scoticato.

#### 3.4.3.2.3. Tempi

L'intervento di *phytoremediation* avrà la durata di un anno: il collaudo e la possibilità di sistemazione dell'area da bonificare secondo il progetto di recupero edilizio potrà avvenire dopo la conclusione della seconda campagna colturale. Se non si raggiungeranno i limiti imposti dalla normativa si procederà agli interventi visti sopra.

#### 3.4.3.2.4. Costi

I costi riportati in tabella 3.8 si riferiscono all'intervento di bonifica in progetto per tutta l'area denominata "Case del Sole", pari a 24.450 m<sup>2</sup>, di cui 11.900 m<sup>2</sup> saranno trattati tramite *phytoremediation*, mentre i restanti materiali di scavo saranno conferiti a discarica.

Non è possibile separare i costi dei due interventi perché molte operazioni sono in comune. I costi riferiti solo alle operazioni di *phytoremediation* sono comunque evidenziati in rosso. Infine, per eventuale scotico del suolo superficiale (primi 35 cm), effettuato nel caso in cui non si raggiungano i limiti imposti dalla normativa con la *phytoremediation*, si prevedrà un costo aggiuntivo pari a € 350.000,00 compreso di trasporto e smaltimento del terreno scoticato.

Tabella 3.8 – Costi relativi all’intero intervento di bonifica.

ATTIVITA'	Euro
Costi già sostenuti (analisi di caratterizzazione, consulenze varie)	45.000,00
Allestimento cantieri, utilities, esercizio e ripristino luoghi a fine attività	15.000,00
Lavori preliminari di pulizia soprasuolo	15.000,00
Movimentazione e smaltimento terreni contaminati	240.000,00
Lavori di <i>phytoremediation</i>	97.500,00
Monitoraggi (suolo, piante, falda)	20.000,00
Collaudi (campionamenti, det.analitiche, oneri prov.ARPÀ)	30.000,00
Apprestamenti di sicurezza	15.000,00
Spese tecniche, legali e varie	60.000,00
<b>TOTALE GENERALE (a corpo, IVA esclusa)</b>	<b>537.500,00</b>



## CONCLUSIONI

Attualmente la *phytoremediation* appare come una tecnologia di bonifica ai primi stadi di sviluppo, ma l'avanzamento accelerato della ricerca in questo settore fa sperare che in un prossimo futuro possa occupare un posto preminente tra le tecnologie di bonifica. La sua applicazione su vaste aree caratterizzate da livelli medi di contaminazione consentirà di conseguire un elevato risparmio in termini di costi d'intervento, il recupero del valore ambientale di molte aree, nonché un grado di accettabilità pubblica molto elevato, caratteristiche che costituiscono i punti di forza di questa tecnologia<sup>148</sup>.

Sebbene in Europa la *phytoremediation* sia ancora “confinata” nei centri di ricerca e nelle università, il cui operato è spesso supportato da progetti finanziati dall'Unione Europea (Phytodec, PhyLeS), lo sviluppo negli Stati Uniti di un vero e proprio mercato, costituito da società, studi di consulenza/ingegneria e grosse compagnie industriali specializzati in differenti fitotecnologie, è la prova che esistono i presupposti per l'affermarsi di questo settore su scala mondiale.

I limiti da superare sono ancora molti, primo fra tutti la durata del trattamento, che appare inevitabilmente influenzata dai cicli biologici di crescita delle piante e dalle condizioni climatiche. La ricerca continua di nuove piante in grado di assicurare migliori prestazioni depurative in relazione a specifici contaminanti e in presenza di opportune condizioni di lavoro (aggiunta di specifici chelanti, ammendanti, fertilizzanti), può operare alla compensazione di tale limite. Inoltre, la sperimentazione in condizioni di laboratorio, ed, in particolare, su scala pilota garantisce una migliore comprensione dei meccanismi d'azione delle specifiche fitotecnologie nonché la previsione di fattori che influenzano la buona riuscita di un intervento su campo.

Dagli studi sulla *phytoremediation* è emersa, inoltre, una nuova prospettiva di applicazione accanto ad altre tecnologie: la copertura vegetativa di un sito già bonificato svolge il duplice effetto di stabilizzazione fisica del suolo, tramite controllo dei processi erosivi, ed affinamento del processo depurativo tramite meccanismi di degradazione, accumulo ed immobilizzazione dei contaminanti residui; l'applicazione di altre tecnologie (es. air sparging, bioventing, soil vapor extraction) potrebbe, in determinati casi, essere resa

---

<sup>148</sup> Marmiroli e McCutcheon, 2003.

molto più efficiente dalla presenza di specie arboree o erbacee specifiche per un determinato tipo di contaminazione<sup>149</sup>.

Per concludere, la prospettiva finale più innovativa della *phytoremediation* consiste nel possibile riutilizzo delle biomasse vegetali: i metalli recuperati dopo l'incenerimento delle piante di un intervento di fitoestrazione potrebbero diventare materia prima per i processi industriali (*phytomining*); allo stesso modo, nel caso di fitotecnologie che non prevedono l'accumulo di contaminanti, potrebbe svilupparsi un mercato di quelle piante che, oltre alle capacità depurative, già possiedono un valore dal punto di vista economico (es. erba medica o specie arboree per legname e altri prodotti). In questo modo i costi di bonifica della *phytoremediation*, già significativamente bassi, si ridurrebbero ulteriormente.

---

<sup>149</sup> I.T.R.C., 2001.

## BIBLIOGRAFIA

- Anderson T.A., Walton B.T., 1991, *Fate of Trichloroethylene in Soil-Plant Systems*, American Chemical Society Extended Abstract, Division of Environmental Chemistry, pp. 197–200.
- Anderson T.A. *et al.*, 1993, *Bioremediation in the rizosphere*. Environmental Science and Technology, 27 (13): 2630-2636.
- Baker A.J.M., 1987, *Metal tolerance*, New Phytologist, 106:93-111.
- Baker A.J.M., McGrath S.P., Sidoli C.M.D., Reeves R.D., 1994, *The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal accumulating plants*, Resources Conservation and Recycling, 11:41-49.
- Bañuelos G. S., Ajwa H. A., Mackey B., Wu L. L., Cook C., Akohoue S., Zambruski S., 1997, *Evaluation of Different Plant Species Used for Phytoremediation of High Soil Selenium*, Journal of Environmental Quality, 26:639-646.
- Barbafieri M., 2003, *Trattamenti biologici: phytoremediation*, In “Siti contaminati: tecnologie di risanamento”, 57° Corso di aggiornamento in Ingegneria Sanitaria-Ambientale, Politecnico di Milano 17-21 febbraio 2003, a cura di Luca Bonomo.
- Blaylock M.J., Salt D.E, Dushenkov V., Zakharova O., Gussman C., Kapulnik Y., Ensley B.D., Raskin Y., 1997, *Enhanced accumulation of Pb in indian mustard by soil-applied chelating agents*, Environmental Science and technology, 31: 860-865.
- Briggs G.G., Bromilow R.H., Evans A.A., 1982, *Relationship Between Lipophilicity and Root Uptake and Translocation of Non-Ionized Chemicals by Barley*, Pesticide Science, 13: 495–504.
- Brix H., 1993, *Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes and treatment performance*, In: Moshiri, G.A. (ed.), *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*, Boca Raton, Florida. Lewis Publishers.
- Burken J.G., Schnoor J.L., 1998, *Predictive relationships for uptake of organic contaminants by hybrid poplar trees*, Environmental Science and Technology, 32:3379-3385.
- Burken J.G., 2003, *Uptake and metabolism of organic compounds: green liver model*, In: *Phytoremediation: trasformation and control of contaminants*, a cura di McCutcheon S.C. e Schnoor J.L., Environmental Science and Tecnology, a Wiley-Interscience Series of Texts and Monographs.

- Chappell J., 1998, *Phytoremediation of TCE in Groundwater Using Populus*, Status report prepared for USEPA, Technology Innovation Office. February. Available at: <http://clu.in.org/products/phytotce.htm>.
- Clemens S., 2001, *Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis*, *Planta*, 212: 475-486.
- Cunningham S. D., Shann J. R., Crowley D. E., Anderson T. A., 1999, *Phytoremediation of Contaminated Water and Soil*. In: Kruger E. L., Anderson T. A., Gussman J., Coats Y. R. (eds.), *Phytoremediation of Soil and Water Contaminants*, ACS Symposium Series No. 664. American Chemical Society, Washington, DC.
- Dushenkov S., Vasudev D., Kapulnik Y., Gleba D., Fleisher D., Ting K. C., Ensley B., 1997, *Removal of Uranium from Water Using Terrestrial Plants*, *Environ. Sci. Technol.* 31(12): 3468-3474.
- Elliot L.F., Gilmour C.M., Lynch J.M., Tittmore D., 1990, *Bacterial Colonization of Plant Root*. In: Todd R.L., Giddens J.E. (eds), *Microbial-Plant interactions*, ASA Publication Number 47, p.1.
- E.P.A., 1999, *Phytoremediation Resource Guide*, EPA Document 542-B-99-003, Office of Solid Waste and Emergency Response, Technology Innovation Office, Washington, DC 20460. Disponibile sul sito: <http://www.epa.gov>
- E.P.A.(a), 2000, *Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewater*, EPA 65/R-99/010, Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio 45268. Disponibile sul sito: <http://www.epa.gov>
- E.P.A.(b), 2000, *Introduction to Phytoremediation*, EPA Document 600-R-99-107, U.S. Environmental Protection Agency, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio 45268. Disponibile sul sito: <http://www.epa.gov>
- E.P.A.(c), 2001, *Phytoremediation of Contaminated Soil and Ground Water at Hazardous Waste Sites*, EPA/540/S-01/500, Office of Solid Waste and Emergency Response, Office of Research and Development, Washington DC. Disponibile sul sito: <http://www.epa.gov>
- E.P.A.(d), 2001, *Brownfields Technology Primer: Selecting and Using Phytoremediation for Site Cleanup*, EPA 542-R-01-006, Office of Solid Waste and Emergency Response, disponibile sul sito [www.brownfieldstsc.org](http://www.brownfieldstsc.org) , [www.epa.gov](http://www.epa.gov) .
- Ernst W.H.O., 1996, Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants, *Appl. Geochem.*, 11 (1/2): 163-167.

- Glass D.J., 1998, *The 1998 United States Market for Phytoremediation*, D. Glass Associates, Inc., 124 Bird Street, Needham, MA 02492.
- Glass D.J., 1999, *U.S. and International Markets of Phytoremediation, 1999-2000*, D. Glass Associates, Inc., 124 Bird Street, Needham, MA 02492.
- Glass D.J., 2000, *The 2000 Phytoremediation Industry*, D. Glass Associates, Inc., 124 Bird Street, Needham, MA 02492.
- Fiorenza S., Oubre C.L., Ward C.H., *Phytoremediation of Hydrocarbon Contaminated Soil*, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Flanders C., Dec J., Bollag J-M., 1999, *Horseradish-Mediated Binding of 2,4-Dichlorophenol to Soil*, 3 (4):315-322.
- Heaton C.P., Rugh C.L., Wang N-J, Meagher R.B., 1998, *Phytoremediation of Mercury and Methylmercury-Polluted Soils Using Genetically Engineered Plants*, Journal of Soil Contamination, 7: 497-509.
- Huang J.W., Cunningham S.D., 1996, *Lead phytoextraction: species variation in lead uptake and traslocation.*, New Phytologist, 134: 75-84.
- Huang J.W., Chen J., Berti W.R., Cunningham S.D., 1997, *Phytoremediation of lead-contaminated soils: role of synthetic chelates in lead phytoextraction*. Environmental Science and Technology, 31: 800-805.
- I.T.R.C., 1999, *Phytoremediation Decision Tree*, prepared by Interstate Technology & Regulatory Cooperation Working group, Phytoremediation Work Team. Disponibile sul sito: <http://www.itrcweb.org>
- I.T.R.C., 2001, *Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance Document*, prepared by Interstate Technology & Regulatory Cooperation Working group, Phytotechnologies Work Team. Disponibile sul sito: <http://www.itrcweb.org>
- Kadlec R.H. e Knight R.L. (1996). *Treatment wetlands*. Boca Raton; New York: Lewis Publisher.
- Kumar P.B.A.N., Dushenkov V., Motto H., Raskin Y, 1995, *Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils*, Environmental Science and Technology, 29:1232-1238.
- Magistrelli P., Bregante M., De Robertis S., Martella L., Paganetto A., Qualich P., Racah J., Natali Sora I., Gambale F., 2002, *Depurazione di suoli inquinati da metalli mediante fitoestrazione*, Istituto di biofisica, CNR, Sezione di Genova, Parco Scientifico Tecnologico della Liguria, Progetto PhyLeS, LIFE AMBIENTE DGXI CE, LIFE 99 ENV/IT 000078.

- Marmiroli N. e McCutcheon S.C., 2003, *Making Phytoremediation a Successful Technology*, In: *Phytoremediation: Transformation and Control of Contaminants*, edited by Steven C. McCutcheon e Jerald L. Schnoor, Wiley-Interscience.
- Martella L., Paganetto A., Gritti F., 2001, *Classificazione di vegetali provenienti da sistemi di "fitodecontaminazione" di suoli inquinati da piombo*, *Acqua & Aria. Ambiente e rifiuti: mensile di scienze e tecniche ambientali*, Vol. 33, A. 2002, N. 5, p. 79-84.
- McCutcheon S., 1996, *Phytoremediation of Organic Compounds: Science Validation and Field Testing*. In: Kovalick W.W., Olexsey R. (eds) US EPA Workshop on Phytoremediation of Organic Wastes, Ft. Worth, TX.
- McGrath S.P., 1997, *Plant that hyperaccumulate heavy metals*, R.R. Brooks.
- McIntyre T., 2003, *Databases and Protocol for Plant and Microorganism Selection: Hydrocarbons and Metals*, In: *Phytoremediation: transformation and control of contaminants*, a cura di McCutcheon S.C. e Schnoor J.L., Environmental Science and Technology, a Wiley-Interscience Series of Texts and Monographs.
- Miller, W. E., S. A. Peterson, J. C. Greene, and C. A. Callahan, 1985, *Comparative Toxicology of Laboratory Organisms for Assessing Hazardous Waste Sites*, *Journal of Environmental Quality*, 14:569-574.
- Negri M.C. and Hinchman R.R., 2000, *The use of plants for the treatment of radionuclides*, In: *Phytoremediation of Toxic Metals*, I Raskin and B Ensley (Eds.). John Wiley & Sons, New York, pp. 107-132.
- Newman L.A., Strand S.E., Choe N., Duffy J., Ekuan G., Ruszaj M., Shurtleff B.B., Wilmoth J., Heilman P., Gordon M.P., 1997, *Uptake and Biotransformation of Trichloroethylene by Hybrid Poplars*, *Environment Science and Technology*, 31: 1062–1067.
- Orchard B.J., Chard J.K., Doucette W.J., Bugbee B., 1999, *Laboratory Studies on Plant Uptake of TCE*, Presentation at the 5<sup>th</sup> International In-Situ and On-Site Bioremediation Symposium, Battelle, San Diego, CA. In: I.T.R.C., 2001.
- Petruzzelli G., Lubrano L., Giovannini G., Lucchesi S., Cervelli S., 1993, *Distribution and behaviour of heavy metals in soils following different clean up procedures*, In: F. Arendt et al Eds., *Contaminated Soil*, Berlin, pp. 545 - 546.
- Petruzzelli G., Pezzarossa B., Lubrano L., Barbafieri M., 1996, *Heavy metal speciation and sorption in soil under traditional and sustainable agriculture*, European Conference on Analytical Chemistry Euroanalysis IX 1-7.

- Petruzzelli G., Barbafieri M., Bretzel F., Pezzarossa B., 1998, *In situ attenuation of heavy metal mobility in contaminated soil by the use of paper mill sludge*, In Sixth International Conference of Contaminated Soil.
- Pollard A.J., 1996, *Ecology and evolution of hyperaccumulation in natural populations: Implications for phytoremediation of metals*, International Phytoremediation Conference, May 8-10, 1996, Arlington, VA., International Business Communications, Southborough, MA.
- Rock S.A., Sayre P., 2000, *Phytoremediation of hazardous waste: potential regulatory acceptability*, Environmental Regulation and permitting, 8 (3): 33-42.
- Rubin E. *et al.*, 2001, *The potential for phytoremediation of MTBE*, Water Resource, 35 (5): 1348-1353.
- Salt D.E, Blaylock M., Kumar P.B.A.N., Dushenkov V., Ensley B.D., Chet I., Raskin I., 1995, *Phytoremediation: a novel strategy for removal of toxic metals from the environment using plants*, Biotechnology, 13: 468-474.
- Schnoor J.L., Light L.A., McCutcheon S.C., Wolfe N.L., Carriera L.H., 1995, *Phytoremediation of Organic and Nutrient Contaminants*, Environment Science and Technology, 29: 318-323.
- Schnoor J.L., 1998, *Phytoremediation*, Technology Evaluation Report TE-98-01, prepared for Ground-Water Remediation Technology Analysis Center, Center for Global and Regional Environmental Research e Dept. of Civil and Environmental Engineering, The University of Iowa, Iowa City, IA. Disponibile sul sito: <http://www.gwrtac.org>
- Schnoor J.L., 2002, *Phytoremediation of Soil and Groundwater*, Technology Evaluation Report TE-01-02, prepared for Ground-Water Remediation Technology Analysis Center, Center for Global and Regional Environmental Research e Dept. of Civil and Environmental Engineering, The University of Iowa, Iowa City, IA. Disponibile sul sito: <http://www.gwrtac.org>
- Shimp J.F., Tracey J.C., Davis L.C., Lee E., Huang W., Erickson L.E., Schnoor J.L., 1993, *Beneficial Effects of Plants in the Remediation of Soil and Groundwater Contaminated with Organic Materials*. Critical Review in Environmental Science & Technology, 23: 41-77.
- Suthan Suthersan S., 2002, *Natural and enhanced remediation systems*, Boca Raton, Florida, Lewis Publishers.

- Taiz L., Zeiger E., 1991, *Plant Physiology*, Benjamin/Cummings, California. In: Tsao D.T. *et al.*, 2003, *Phytoremediation*, In: Advances in biochemical engineering biotechnology, volume editor: D.T. Tsao, managing editor: T. Scheper, Berlin, Springer.
- Tsao D.T., 2003, *Overview of Phytotechnologies*, In: *Phytoremediation*, Advances in biochemical engineering biotechnology, volume editor: D.T. Tsao, managing editor: T. Scheper, Berlin, Springer.

**Progetti:**

- *Progetto definitivo per la bonifica dei terreni delle aree di proprietà EniPower*
- *Progetto definitivo per la bonifica dei terreni dell'Area 02 F - EniPower S.p.a., Brindisi,- luglio 2004.*
- *Stralcio integrativo al progetto definitivo di bonifica dell'Area Archeologica – Fisia Italimpianti- settembre 2004.*
- *Progetto preliminare/definitivo del sito “Case del sole” nel comune di Brescia - Finsibi s.p.a. Revisione del 22 dicembre 2004.*

**Normativa europea di riferimento:**

- *Decisione 2000/532/CE, Decisione della Commissione del 3 maggio 2000, che sostituisce la decisione 94/3/CE che istituisce un elenco di rifiuti conformemente all'articolo 1, lettera a), della direttiva 75/442/CEE del Consiglio relativa ai rifiuti e la decisione 94/904/CE del Consiglio che istituisce un elenco di rifiuti pericolosi ai sensi dell'articolo 1, paragrafo 4, della direttiva 91/689/CEE del Consiglio relativa ai rifiuti pericolosi.*
- *Direttiva 91/689/CEE, Direttiva del Consiglio del 12 dicembre 1991 relativa ai rifiuti pericolosi.*
- *Direttiva 67/548/CEE, Direttiva del Consiglio del 27 giugno 1967 concernente il ravvicinamento delle disposizioni legislative, regolamentari ed amministrative relative alla classificazione, all'imballaggio e all'etichettatura delle sostanze pericolose (67/548/CEE).*



**Normativa italiana di riferimento:**

- D.M. Ambiente 18 settembre 2001, n.268, *Programma Nazionale di Bonifica e ripristino ambientale dei siti inquinati*.
- D.Lgs. 11 maggio 1999, n.152. *Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole*. Supplemento ordinario alla Gazzetta ufficiale n. 124 del 29 maggio 1999.
- D.M. Ambiente 25 ottobre 1999, n. 471, *Regolamento recante criteri, procedure e modalità per la messa in sicurezza, la bonifica e il ripristino ambientale dei siti inquinati, ai sensi dell'articolo 17 del decreto legislativo 5 febbraio 1997, n. 22, e successive modificazioni e integrazioni*.
- D.L.vo 5 febbraio 1997, n.22 (Decreto Ronchi), *Attuazione delle direttive 91/156/CCEE sui rifiuti, 91/689/CEE sui rifiuti pericolosi e 94/62/CEE sugli imballaggi e sui rifiuti di imballaggio*.

**Siti internet (data di consultazione):**

- <http://www.epa.gov> (marzo-aprile- maggio 2005)
- <http://www.gwrtac.org> (marzo-aprile 2005)
- <http://www.itrcweb.org> (marzo-aprile 2005)
- <http://www.phyles.ge.cnr.it> (giugno 2005)
- <http://www.phytodec.nl> (giugno 2005)
- [www.dsa.unipr.it/phytonet](http://www.dsa.unipr.it/phytonet) (giugno 2005)