

Atti del IV Workshop Nazionale  
BONIFICA, RECUPERO AMBIENTALE  
E SVILUPPO DEL TERRITORIO:  
ESPERIENZE A CONFRONTO SUL FITORIMEDIO

RemTech Expo 2018

*a cura di Andrea Sconocchia e Paolo De Angelis*

## Coordinamento scientifico degli atti/Editors of the proceedings

Andrea Sconocchia  
Paolo De Angelis

### Comitato Scientifico/Scientific Committee



**Angelo Massacci:** è stato Direttore, oltreché ricercatore per più di 35 anni, dell'Istituto di Biologia Agroambientale e Forestale del CNR con sedi a Roma, Porano (TR), Legnaro (PD) e Napoli. Le sue attività di ricerca sono state principalmente incentrate sulle interazioni tra piante e ambiente. Ha sviluppato le sue conoscenze ecofisiologiche partendo dagli studi sulla fotosintesi in condizioni di limitazioni ambientali come carenze idriche severe, temperature non ottimali, e contaminanti metallici ed organici. È autore di numerose pubblicazioni internazionali gran parte come primo autore o autore senior. È nell'*editorial board* di diverse riviste internazionali. Ha coordinato numerosi progetti di ricerca internazionali e nazionali. Ha contribuito significativamente a sviluppare strumentazione e tecniche di monitoraggio fisiologico delle piante in pieno campo. Attualmente si sta occupando di trasferimento delle conoscenze acquisite a imprese con obiettivi innovativi nel settore ambientale, specificatamente riguardo alle attività di fitorimediazione. È tra i promotori del gruppo di lavoro REMIDA.



**Andrea Sconocchia:** laureato in Ingegneria per l'Ambiente ed il Territorio, è dottore di ricerca in Ingegneria dei Materiali. Ha operato nel settore ambientale sin dal 1996 occupandosi principalmente del settore rifiuti e, dal 2000, del settore delle bonifiche dei siti contaminati. Attualmente lavora in ARPA Umbria, è membro del Comitato di Indirizzo di REMTECH, coordina il gruppo sul fitorimediazione della rete RECONNECT, partecipa a diversi gruppi di lavoro nazionali in tema di bonifiche e, in collaborazione con l'Università della Tuscia e l'Istituto IBAF del CNR. Segue dal 2008 progetti finalizzati allo sviluppo e consolidamento del fitorimediazione per la bonifica e risanamento dei siti contaminati e degradati. È tra i promotori del gruppo di lavoro REMIDA.



**Paolo De Angelis:** è Professore Ordinario, presso il Dipartimento per la Innovazione nei sistemi Biologici, Agroalimentari e Forestali (DIBAF) dell'Università degli Studi della Tuscia. La sua attività di ricerca è rivolta allo studio dei processi ecofisiologici in specie arboree e arbustive mediterranee e di comunità forestali, in risposta ai cambiamenti ambientali, agli interventi di gestione selvicolturale e agli altri fattori di stress ambientale. Negli ultimi anni ha sviluppato progetti innovativi di bonifica e di controllo della diffusione di contaminanti, basati sull'impiego delle fitotecnologie. Le attività di ricerca sono anche orientate allo studio delle relazioni pianta-contaminanti, sia in condizioni di pieno campo che in mesocosmi e sistemi pilota. L'attività didattica, sviluppata in un contesto internazionale, è nell'ambito disciplinare dell'ecofisiologia forestale e delle fitotecnologie in ambiente urbano. È tra i promotori del gruppo di lavoro REMIDA.



**Paolo Sconocchia:** dottore di ricerca in Ecologia forestale, lavora come collaboratore tecnico professionale presso il servizio suolo bonifiche e rifiuti dell'Agenzia per l'ambiente dell'Umbria. Dal 2008 anni si occupa di progetti basati sulle tecniche di fitorimediazione per la bonifica dei siti contaminati e la gestione delle criticità ambientali. È tra i promotori del gruppo di lavoro REMIDA.



#### Per RemTech

Dott. Igor Villani  
Dott.ssa Silvia Paparella

#### Coordinamento produttivo/Coordination of production

DEA Edizioni s.a.s.

#### Impaginazione e stampa/Layout and printing

DEA Edizioni s.a.s.

Tutti i diritti riservati. Vietata la riproduzione anche parziale senza l'autorizzazione formale e scritta di/  
All rights reserved. Reproduction in whole or in part is strictly prohibited without prior written permission of:  
DEA Edizioni s.a.s.

Finito di stampare nel mese di marzo 2019  
ISBN 978-88-944325-0-3



**ATTI del IV Workshop nazionale  
BONIFICA, RECUPERO AMBIENTALE E SVILUPPO DEL TERRITORIO:  
ESPERIENZE A CONFRONTO SUL FITORIMEDIO  
RemTech Expo 2018**



A poco più di due anni dal “III workshop nazionale sul fitorimedio”, svoltosi presso ISPRA nel 2016, abbiamo proposto, e realizzato con successo, un nuovo incontro formativo/informativo con lo scopo di aggiornare il quadro delle esperienze progettuali ed applicative sviluppate nel campo del fitorimedio. Il IV workshop nazionale sul fitorimedio si è svolto a Ferrara, il 19 e 20 settembre 2018 all’interno del programma di Remtech Expo.

Il ciclo di workshop sul fitorimedio, iniziato nel 2011, nasce dalla constatazione che tale approccio, applicato al campo della bonifica dei siti contaminati, incontra un interesse sempre maggiore fra gli addetti ai lavori, ma anche fra gli amministratori pubblici che devono trovare soluzioni economiche, sostenibili e a basso impatto ambientale per gestire situazioni di contaminazione pregressa. L’impiego del fitorimedio, oggetto di studio ed applicazione già da molti anni sia negli Stati Uniti ed in alcuni paesi europei, in Italia non ha ancora raggiunto un livello d’impiego paragonabile a quello di altre tecnologie di bonifica, anche se negli ultimi anni i progetti e i momenti di incontro professionale dedicati a tale tema sono notevolmente aumentati.

Il workshop del 2018 è stato sviluppato su due giornate: la prima dedicata alla formazione, dove il tema affrontato ha riguardato gli interventi per la riduzione della diffusione degli inquinanti nelle acque superficiali e sub-superficiali; la seconda invece è stata dedicata all’aggiornamento tecnico e alla condivisione dei progetti presentati e in fase di realizzazione a scala nazionale offrendo, in questo modo, strumenti di valutazione dell’applicabilità e della qualità degli interventi basati sulle fitotecnologie. Nel corso dei lavori gli operatori del settore hanno potuto confrontarsi su nuove strategie di intervento nel territorio e sulle problematiche amministrative/ autorizzative dei procedimenti in materia; i relatori hanno illustrato casi applicativi di messa in sicurezza bonifica o monitoraggio condotti con fitotecnologie attraverso i risultati delle loro esperienze dirette.

In considerazione del valore delle esperienze presentate ed al fine di lasciare una traccia documentale di quanto discusso, è stato deciso di conferire valore aggiunto ai lavori della seconda giornata attraverso la presente raccolta di atti consentendo a tutti i soggetti interessati, anche se non presenti ai lavori, di poter attingere al bagaglio di informazioni scientifiche, progettuali e operative nonché ai riferimenti dei professionisti ed organizzazioni coinvolti.

Ringraziando tutti coloro i quali hanno reso possibile la presente pubblicazione diamo appuntamento a tutti i soggetti interessati al prossimo “V Workshop nazionale - bonifica, recupero ambientale e sviluppo del territorio: esperienze a confronto sul fitorimedio” previsto per il 2020.

*Andrea Sconocchia, Paolo De Angelis (comitato scientifico RemTech Expo)*

<b>SISTEMI PASSIVI DI TRATTAMENTO CON UTILIZZO DI FITODEPURAZIONE PER IL TRATTAMENTO DI DRENAGGI ACIDI DI MINIERA – DI C. ALBANO E B. CAZZANIGA .....</b>	<b>1</b>
<b>FITOCONTENIMENTO E SPERIMENTAZIONE DI TECNOLOGIE DI BIOREMEDIATION NEI TERRENI AGRICOLI DEL SIN BRESCIA-CAFFARO - DI S. ANELLI, P. IAVAZZO, A. PRANDELLI .....</b>	<b>3</b>
<b>ECONOMIA CIRCOLARE, GLI USI DELLA CANAPA: PUNTO DI CONVERGENZA TRA LA BONIFICA DI ACQUE E SUOLI CONTAMINATI E LA PRODUZIONE AGRO-INDUSTRIALE – DI M.TOLVE, R.SABATIELLO, S.SALVATI, F.DE GIACOMETTI, R.BORGHESI .....</b>	<b>10</b>
<b>USO DELLA SPECIE CANNABIS SATIVA SU SUOLI AGRICOLI CONTAMINATI DA METALLI IN SARDEGNA – DI M. CANU, P. MULÈ, E. SPANU, S. FANNI, G. CARBONI .....</b>	<b>26</b>
<b>FITOSTRAZIONE DI ARSENICO CON CANNABIS SATIVA, ZEA MAYS E L’USO COMBINATO DI MOBILIZZANTI E MICROORGANISMI AUTOCTONI: SPERIMENTAZIONE DI CAMPO A PRIOLO GARGALLO (SR) – DI E. FRANCHI, G. PETRUZZELLI, P. MALTESE, C. LANARI .....</b>	<b>37</b>
<b>TECNICHE DI BIORIMEDIO FITOASSISTITO PER IL RECUPERO DI SUOLI CONTAMINATI: APPLICAZIONI SPERIMENTALI – DI P. GRENNI, V. ANCONA, C. CAMPANALE, G. AIMOLA, V. FELICE URICCHIO, A. BARRA CARACCILO .....</b>	<b>51</b>
<b>APPLICAZIONE DI TECNICHE DI PHYTOSCREENING PER LA VALUTAZIONE DELLE MISURE DI PREVENZIONE IN AREE CONTAMINATE (SIN, SIR E INQUINAMENTO DIFFUSO) IN ABRUZZO – DI L.LUCHETTI, A. DILIGENTI ANTONIO .....</b>	<b>60</b>
<b>PROSPETTIVE DI PHYTOMANAGEMENT NEL SIN CAFFARO DI TORVISCOSA – DI L. MARCHIOL, E. TOMAT ..</b>	<b>66</b>
<b>PROVE DI PHYTOREMEDIATION NELL’OTTICA DI UN APPROCCIO INTEGRATO PIANTA-FUNGHI-BATTERI – DI E. ROCCOTIELLO, S. ROSATTO, M. MARIOTTI, G. PUCCILLO, M. ZOTTI .....</b>	<b>82</b>
<b>TRATTAMENTO DELL’ACQUIFERO DI MONTESCUDAIO (PI) CONTAMINATO DA ORGANOALOGENATI: STUDIO DI UN’IPOTESI DI FITODEPURAZIONE DI TIPO IBRIDO – DI R. SCODELLINI, F. MASI, T. MARTELLINI, A. CINCINELLI, G. RENELLA .....</b>	<b>83</b>
<b>PROGRAMMA .....</b>	<b>87</b>

## **SISTEMI PASSIVI DI TRATTAMENTO CON UTILIZZO DI FITODEPURAZIONE PER IL TRATTAMENTO DI DRENAGGI ACIDI DI MINIERA**

Claudio Albano, Biancamaria Cazzaniga  
*CH2MHILL S.r.l., ora Jacobs*

I drenaggi acidi di miniera (AMD, *Acid mine drainage*, o ARD *Acid rock drainage*) rappresentano un problema ambientale significativo in tutto il mondo, legato all'esposizione di minerali contenenti zolfo e/o metalli all'ossigeno atmosferico e all'acqua (meteorica, superficiale o sotterranea) durante e dopo le operazioni minerarie e durante altri perturbazioni del territorio su larga scala. Il drenaggio risultante può essere fortemente acido e contenere elevate concentrazioni di solfati disciolti, ferro, manganese, arsenico e altri metalli solubili in acido.

La generazione di tali reflui costituisce quindi una passività importante per le società estrattive, la comunità e l'ambiente, anche in considerazione del fatto che il loro flusso può continuare per decenni ed anche secoli, durante e a seguito delle attività estrattive, a causa della presenza di materiali lapidei pirritici di scarto, fanghi di lavaggio con elevate concentrazioni di solfati e metalli, spesso depositati in modo incontrollato nel corso delle attività minerarie storiche. Si stima che negli Stati Uniti, quasi 20.000 km di corsi d'acqua e oltre 700 km<sup>2</sup> di laghi e bacini siano contaminati dalla presenza di ARD, risultante da miniere dismesse (*Kleinmann et al., 2000*). In Italia APAT ha stimato la presenza di circa 300 siti minerari (incluse cave, solfatare, coltivazioni di carbone e filoni metalliferi) di cui la metà ritenuti capaci di generare ARD (*APAT 2006*). La maggior parte di queste si ritrova in Sardegna (620, soprattutto per estrazione di galena, blenda e barite), in Toscana (360 siti di lignite, piombo, manganese e pirite), Piemonte e Trentino Alto Adige. Per lo più si tratta di miniere con presenza di solfati metallici.

I sistemi di depurazione di tipo tradizionale o attivo (impianti di tipo chimico fisico) per il trattamento di AMD hanno costi di investimento e di gestione importanti, in considerazione delle tecnologie necessarie, dei consumi di prodotti chimici ed energia, manodopera, in situazioni spesso remote e senza più attività produttiva.

A partire dagli anni '80, la possibilità che l'AMD potesse essere mitigata utilizzando sistemi di trattamento passivo (PTS) si è sviluppata da un concetto sperimentale a un'implementazione su vasta scala in centinaia di siti, inizialmente in America Settentrionale per poi espandersi a livello internazionale nelle geografie maggiormente coinvolte da precedenti attività estrattive.

Gli impianti di tipo PTS associano spesso step di trattamento sequenziali con funzioni specifiche (alcalinizzazione, precipitazione, aerazione) ed includono diverse configurazioni che spaziano dalle *wetland* (zone umide aerobiche e/o a flusso sommerso), alle unità più ingegnerizzate, come i canali calcarei anossici, fino a reattori a flusso verticale con diversi riempimenti organici ed inorganici. La selezione del processo PTS adeguato si basa sul chimismo dell'acqua, sul flusso, sulla topografia, sui limiti allo scarico e su altre caratteristiche specifiche del sito (*Hedin et al., 1994; Skousen et al., 1998; Watzlaf et al., 2000; Younger et al., 2003; Watzlar et al., 2004; Watzlaf and Hedin, 2008*)

Sebbene la tecnologia sia basata su principi semplici e su un approccio a basso contenuto impiantistico (assenza o limitato uso di elementi meccanici, idraulici ed artificiali), la corretta progettazione della filiera e del layout del sistema è fondamentale per garantire l'affidabilità a

lungo termine del trattamento. I PTS, sfruttando ed “ingegnerizzando” materiali e meccanismi chimico fisici e biologici, già presenti in natura, costituiscono una soluzione efficace per gestire in modo sostenibile flussi di acque con caratteristiche quali quantitative variabili, in aree spesso dismesse, contribuendo a valorizzarne l’aspetto ambientale e paesaggistico.

Questo elemento può risultare particolarmente positivo e sinergico, qualora associato a piani di riqualificazione di siti minerari a valenza archeologica e turistica, come quelli spesso presenti sul territorio italiano.

## BIBLIOGRAFIA

*APAT - Agenzia per la Protezione dell’Ambiente e del Territorio (2006) I siti minerari italiani (1870-2006)*

*Hedin R. S., Nairn R. W., and Kleinmann R. L. P. (1994) Passive treatment of coal mine drainage, pp. 35. US Dept. of Interior, Bureau of Mines.*

*Kadlec, R.H. and S. Wallace. 2009. Treatment Wetlands 2<sup>nd</sup> Ed. CRC Press, Boca Raton FL.*

*Skousen J., Rose A., Geidel G., Foreman J., Evans R., and Hellier W. 1998. A Handbook of Technologies for the Avoidance and Remediation of Acid Mine Drainage. Acid Drainage Technology Initiative (ADTI).*

*Watzlaf G. R. and Hedin R. S. 2008. Passive Treatment of Mine Drainage. Atti del corso presentato al National Meeting of the American Society of Mining and Reclamation, Richmond, VA, (USA)*

*Watzlaf, G. R., K. T. Schroeder, R. L. P. Kleinmann, C. L. Kairies and R. W. Nairn. 2004. The passive treatment of coal mine drainage. U. S. Department of Energy Report, DOE/NETL-2004/1202. Springfield, Va.: National Technical Information Service, 72 p. disponibile su [ftp://ftp.netl.doe.gov/pub/Watzlaf](http://ftp.netl.doe.gov/pub/Watzlaf)*

*Younger, P.L., Jarvis, A.P., and Laine, D.M. 2003. Engineering guidelines for the passive remediation of acidic and/or metalliferous mine drainage and similar wastewaters. European Commission 5th Framework RTD Project no. EVK1-CT-1999-000021 "Passive insitu remediation of acidic mine / industrial drainage" (PIRAMID). University of Newcastle Upon Tyne, Newcastle Upon Tyne UK. 164pp.*

## **FITOCONTENIMENTO E SPERIMENTAZIONE DI TECNOLOGIE DI BIOREMEDIATION NEI TERRENI AGRICOLI DEL SIN BRESCIA- CAFFARO**

Simone Anelli <sup>(a)</sup>, Pietro Iavazzo <sup>(a)</sup>, Adriano Prandelli <sup>(a)</sup>,  
Vanna Maria Sale <sup>(a)</sup>, Paolo Nastasio <sup>(a)</sup>

<sup>(a)</sup>ERSAF, via Pola 12 - 20124 Milano, [simone.anelli@ersaf.lombardia.it](mailto:simone.anelli@ersaf.lombardia.it)

Il Sito di Interesse Nazionale (SIN) “Brescia-Caffaro” è un sito altamente contaminato situato a Brescia, città con una grande vocazione sia agricola che industriale. All’inizio del XX secolo l’industria Caffaro, edificata a meno di 1 km dalle antiche mura cittadine e ad oggi completamente inserita all’interno del tessuto urbano della città, iniziò la sua attività producendo, tra il 1938 e il 1984, i policlorobifenili (PCB) diventandone il più grande produttore in Europa finché la loro produzione non venne vietata in quanto riconosciuti pericolosi per la salute umana. Tale attività ha causato una diffusa contaminazione dallo stabilimento fino alle aree agricole poste a sud, interessando centinaia di ettari di suolo irrigati con le acque di processo scaricate nel reticolo delle rogge. Dal 2001 l’area è stata oggetto di diversi studi che hanno mostrato una contaminazione dei suoli altamente specifica (“cocktail Caffaro”) composta da inquinanti organici persistenti (POPs), ovvero PCB, diossine (PCDD), furani (PCDF) e, in secondo luogo, metalli pesanti e metalloidi, ovvero mercurio (Hg) e arsenico (As). Inoltre, le analisi dei prodotti agricoli (carne, latte e verdure) e del sangue degli abitanti hanno evidenziato il trasferimento di questi contaminanti (soprattutto PCB) nella catena alimentare, principalmente attraverso i prodotti zootecnici derivati dal bestiame alimentato con foraggio proveniente dai suoli contaminati. L’esplosione del “caso Caffaro”, concretizzatasi con l’istituzione del SIN (Legge 179/2002) e la sua perimetrazione (D.M. del 24 febbraio 2003) differenziata per le tre matrici ambientali suolo, acque superficiali e sotterranee (Figura 1), ha quindi modificato drasticamente il quadro agricolo produttivo dell’area, con l’emanazione di un’ordinanza del sindaco che ha imposto limiti e divieti per l’uso del suolo e per le attività agricole all’interno dell’area contaminata. Relativamente alla matrice suolo l’area del SIN si estende per circa 2.000.000 m<sup>2</sup> e comprende, oltre allo stabilimento Caffaro, aree produttive, agricole, residenziali, pubbliche e tre aree di discarica. Le aree agricole del SIN (circa 100 ha) costituiscono una delle poche porzioni residuali di paesaggio rurale di pianura interamente confinati all’interno del Comune di Brescia e rappresentano un territorio tipico dell’alta pianura lombarda, attraversato da una fitta rete di rogge che lo rendono totalmente irriguo.



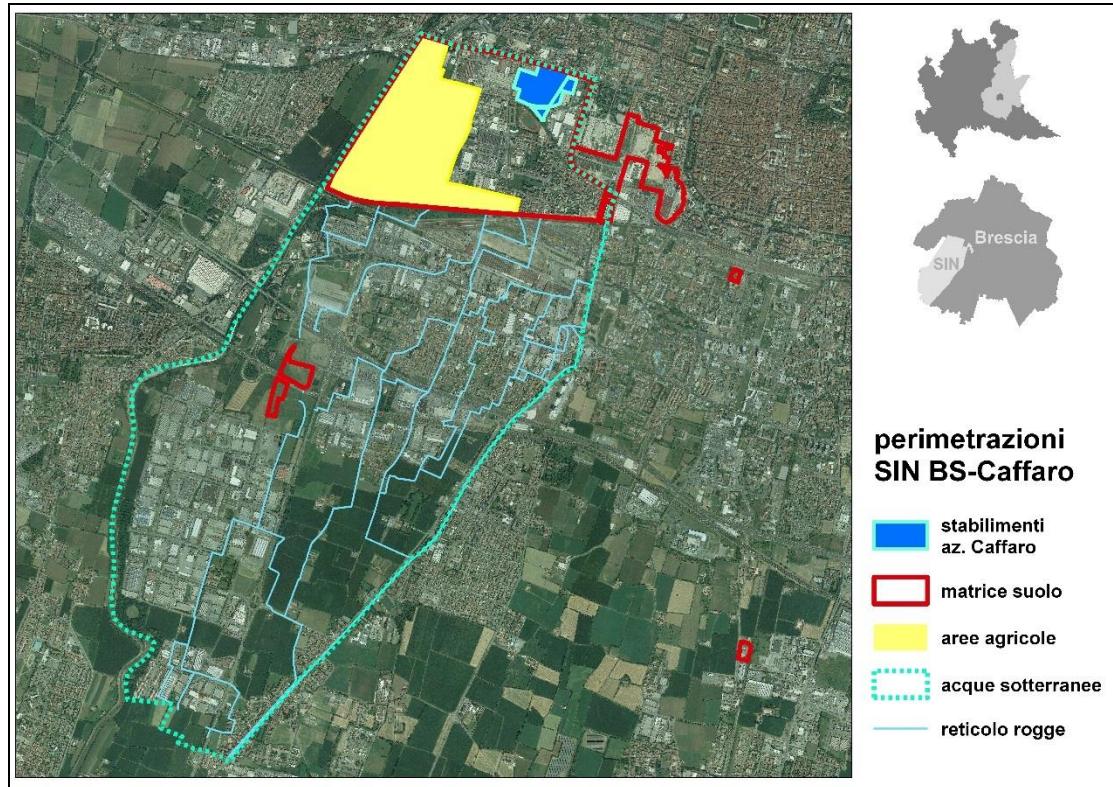


Figura 1. Perimetrazione delle 3 matrici ambientali contaminate del SIN.

Il modello concettuale per il SIN, sviluppato in accordo ai principi riportati nel D.lgs. 152/06 e s.m.i. ed elaborato sulla base dei dati acquisiti dalle indagini di caratterizzazione eseguite da ARPA dal 2001 al 2006, vede nelle rogge la principale modalità di trasferimento degli inquinanti attraverso la “curagione” periodica dei fossati e la redistribuzione e interrimento dei sedimenti dei canali. Per una più immediata visualizzazione della contaminazione dell’area, in Figura 2 si riportano le cartografie relative alla campagna di indagini ARPA del 2002 che rappresentano tramite scala cromatica i diversi intervalli di contaminazione, distinte per ognuno dei principali contaminanti.

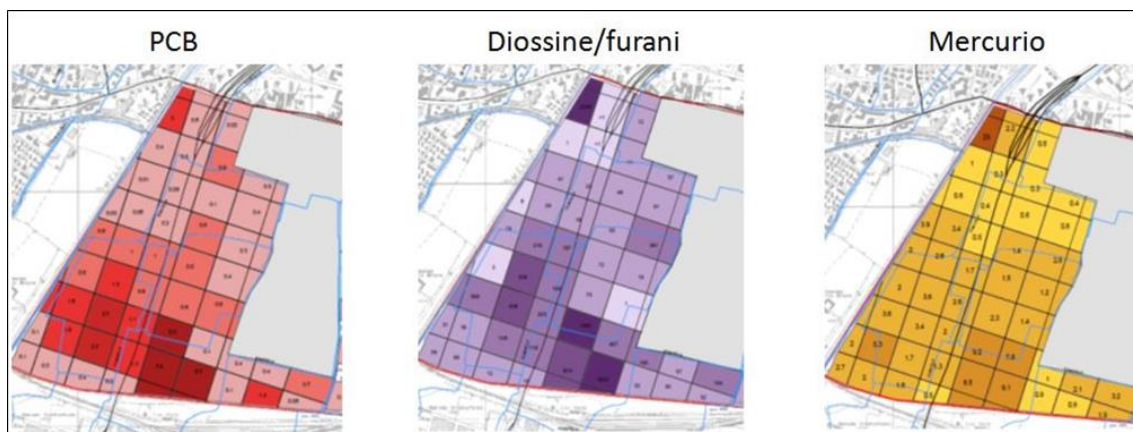


Figura 2. Mappe dei principali inquinanti (ARPA 2002).

In questo contesto ERSAF nel 2013 è stato incaricato da Regione Lombardia di avviare all’interno delle aree agricole del SIN, secondo quanto previsto da un Accordo di Programma fra Ministero ed Enti Locali, una sperimentazione di tecniche di biorisanamento, affiancata da



interventi di messa in sicurezza di emergenza tramite fitocontenimento. In particolare, l'incarico ad ERSAF ha riguardato l'avvio degli interventi di messa in sicurezza di emergenza delle aree agricole a sua volta distinti nelle seguenti azioni:

- AZIONE A: crescita di una superficie erbosa su una superficie di circa 40 ettari;
- AZIONE B: sperimentazione di tecnologie di *bioremediation* per tre lotti di circa 5 ettari per una superficie totale di intervento lorda pari a circa 15 ettari al netto delle tare;
- AZIONE C: piantumazione di un bosco planiziale padano per una superficie complessiva di 6,65 ettari.

Per quanto riguarda le azioni A e C, un elemento rilevante, spesso sottovalutato, è stato il coinvolgimento, attraverso accordi e collaborazioni, degli agricoltori e proprietari dei terreni, vittime incolpevoli della situazione di inquinamento. In particolare l'attività di fitocontenimento (azione A) mirata al ripristino e alla gestione dei cotici erbosi si è sviluppata su circa 40 ettari mediante la trinciatura dei prati effettuata 2/3 volte all'anno, con l'obiettivo di creare un cotico erboso fitto e in buono stato, che potesse fungere da barriera di separazione tra il suolo inquinato e l'ambiente circostante, riducendo la componente di sollevamento delle polveri in atmosfera dovuta all'erosione eolica e i fenomeni di ruscellamento legati alle piogge. Inoltre, su una superficie di circa 7 ettari sono state create formazioni arboree (azione C) con l'intento di filtrare l'aria e dunque limitare la diffusione dei contaminanti veicolati nell'ambiente attraverso le polveri.

La sperimentazione di tecniche di biorisanamento (azione B) è stata incentrata sullo studio e lo sviluppo di tecnologie basate sulla fitoestrazione dei contaminanti inorganici e la degradazione microbica assistita dalle piante per quelli organici per valutarne l'efficacia e la potenziale applicabilità su larga scala. Negli ultimi decenni l'interesse verso l'applicazione di tecnologie di biorimediazione per la bonifica di suoli contaminati da molecole organiche è stato al centro di notevole interesse in ambito scientifico (Azubuike et al., 2016). Alla base delle fitotecnologie vi è l'insieme dei processi biologici, chimici e fisici che permettono l'assorbimento, il sequestro, la biodegradazione e la metabolizzazione dei contaminanti, sia ad opera delle piante, che dei microrganismi della rizosfera (USEPA, 2001). Queste tecnologie presentano diversi aspetti positivi che le fanno preferire, nei contesti dove è possibile applicarle, alle tecniche di bonifica tradizionali: risultano infatti più economiche, non distruttive e particolarmente adatte per aree estese. Nello specifico la *rhizoremediation* sfrutta le interazioni che si vengono a creare nel suolo tra le radici delle piante e i microrganismi in grado di degradare i contaminanti organici (Vergani et al., 2017).

Considerata l'enorme estensione delle aree agricole, pari a circa 100 ha per la parte interna al perimetro del SIN a cui si aggiungono altre centinaia di ettari per la parte esterna, si è ritenuto che una bonifica basata sull'impiego di queste tecnologie potesse rappresentare la soluzione più valida per il relativamente basso impatto economico e la riconosciuta sostenibilità ambientale. Pertanto, prima di prendere in considerazione un'ipotesi del genere, è stato di fondamentale importanza sviluppare un'approfondita attività sperimentale per la valutazione delle reali potenzialità di un intervento fitotecnologico, che ha previsto come prima cosa una specifica caratterizzazione chimica e microbiologica.

Al momento dell'impostazione della sperimentazione infatti la conoscenza scientifica del SIN era per molti aspetti lacunosa, considerato che l'unica caratterizzazione chimica effettuata sulle aree agricole era stata realizzata da ARPA Lombardia negli anni 2002/2003. Tale caratterizzazione non poteva fornire informazioni aggiornate e, soprattutto, puntuali delle aree di interesse sia per il fatto di essere ormai datata, sia perché realizzata con strumenti analitici

ormai superati, sia infine perché la modalità di campionamento utilizzata non era adatta alla scala di dettaglio necessaria per le sperimentazioni.

Erano altresì assenti informazioni sulla componente microbiologica dei terreni delle aree agricole ricadenti nel SIN Caffaro, in particolare sui microrganismi con potenziale degradativo nei confronti dei PCB. Dato che le prove di biorimediazione che si intendevano sperimentare vedevano come componente fondamentale proprio i microrganismi indigeni del terreno, si è ritenuto necessario eseguire preliminarmente alla realizzazione delle parcelle in campo una accurata caratterizzazione anche microbiologica delle aree oggetto di studio.

Per tutti questi motivi si è ritenuto che una nuova caratterizzazione sia chimica sia microbiologica fosse fondamentale per poter stabilire quali tecnologie potessero avere possibilità di successo nel biorimediazione sito specifico, e dunque nell'indirizzare la scelta delle tecnologie più opportune da provare con le sperimentazioni.

Si è dunque impostata una nuova caratterizzazione chimica e microbiologica realizzata per fasi come segue:

#### *FASE 1) Identificazione dei contaminanti presenti*

Prelievi in superficie (0-20 cm) e in profondità (50-70 cm) secondo una maglia aleatoria stratificata e preparazione di 3 campioni compositi (ciascuno costituito da prelievo di terreno in 15 punti) rappresentativi delle tre zone di sperimentazione sottoposti a determinazioni qualitative, i cui risultati hanno permesso di ottenere un quadro esaustivo delle tipologie di composti presenti nei terreni e compilare di conseguenza una lista di contaminanti prioritari da analizzare sui campioni delle indagini successive. Sono stati misurati circa 80 congeneri di PCB, evidenziando il fingerprint della contaminazione (prevalentemente medio - alto clorurati, quindi più persistenti). Sono stati misurati i congeneri di diossine e furani (insieme alle classi) e sono state trovate altre molecole persistenti (DDTs, Lindano, PCT).

#### *FASE 2) Verifica dell'andamento della contaminazione dei terreni lungo la profondità*

Nell'assunto che l'andamento della contaminazione con la profondità sia legato all'utilizzo del suolo e alle modalità di irrigazione dei terreni fin da quando ha avuto inizio il processo contaminante, si è ricostruita per ognuna delle tre aree prescelte la storia delle pratiche agricole e delle coltivazioni attuate negli anni, la direzione della pendenza dei terreni, i percorsi di rogge e canalette di irrigazione e le modalità di adacquamento dei campi. Sulla base di queste informazioni sono stati prelevati, entro ognuna delle tre aree prescelte, 3 campioni allineati su una retta che rappresentasse la direzione di flusso delle acque di irrigazione e distanziati in senso crescente rispetto al punto di origine di immissione dell'acqua sul campo dalla roggia.

In ciascuno di questi 9 punti sono state effettuate perforazioni mediante carotatore a percussione con prelievi di terreno alle seguenti profondità: a) 0-10 cm; b) 10-20 cm; c) 20-30 cm; d) 30-40 cm; e) 40-60 cm; f) 60-80 cm; g) 80-100 cm (7 campioni per ogni perforazione). Tutti i 63 campioni prelevati sono stati analizzati separatamente valutando le concentrazioni delle sostanze selezionate a seguito dei risultati della FASE 1. I risultati di questa fase hanno permesso di stabilire che il grosso della contaminazione nei terreni agricoli del SIN Caffaro si trova nei primi 40 cm di profondità (Figura 3), corrispondenti allo strato arativo; ciò è coerente con il modello concettuale del sito che vede l'irrigazione e la curagione dei fossati come il principale veicolo della contaminazione delle aree agricole.

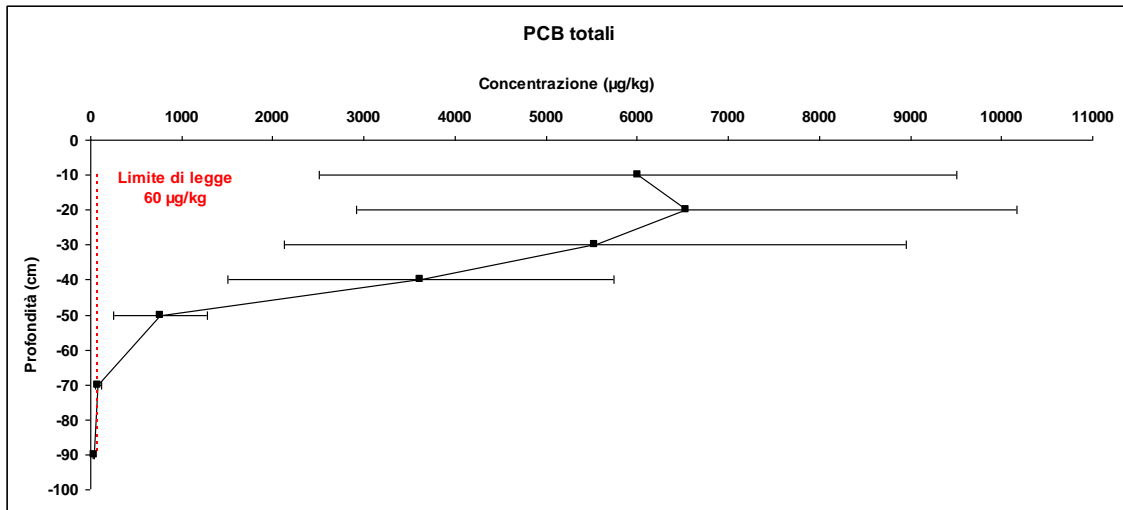


Figura 3. Esempio di andamento della concentrazione dei PCB totali con la profondità in un campione di suolo.  
Elaborazione prodotta da: Prof. Di Guardo ([UnInsubria](#)) e Prof. Raspa ([UniRoma Sapienza](#))

### FASE 3) Ricostruzione tridimensionale della contaminazione

Questa fase è consistita in una campionatura sistematica nelle tre zone di sperimentazione e nella esecuzione delle relative analisi, finalizzata alla costruzione di un modello numerico della contaminazione consistente in una unione di celle tridimensionali che inglobano il volume di suolo contaminato.

Il campionamento, sorretto dai risultati di Fase 2, è stato effettuato secondo una maglia regolare di lato 50 x 50 m. Ciascun campione, ubicato in un punto della maglia, è stato composto da 5 prelievi, effettuati nel topsoil (spessore interessato 0-40 cm), ubicati ai vertici di un quadrato di lato 1 m e nel suo punto centrale, quest'ultimo coincidente con il punto della maglia. I campioni compositi realizzati sono stati 64 mentre i punti di prelievo sono stati 320.

Questa fase di caratterizzazione ha consentito di creare, attraverso elaborazioni geostatistiche, delle mappe con la rappresentazione della contaminazione per aree di isoconcentrazione per i diversi contaminanti. Questo lavoro è servito anche per scegliere il punto in campo, con livelli di contaminazione ritenuti rappresentativi della maggior parte delle aree agricole, dove prelevare il terreno che sarebbe poi stato utilizzato per riempire i vasi della sperimentazione in serra.

Il disegno sperimentale ha previsto infatti una fase di sperimentazione in serra per investigare l'efficacia delle interazioni pianta-microorganismi e individuare specie vegetali e trattamenti del suolo più performanti in termini di riduzione delle concentrazioni dei contaminanti nel suolo e stimolazione dei microrganismi autoctoni del suolo. In tal modo si sono ottenuti dati utili, come ad esempio le emivite di degradazione per diversi contaminanti organici, che possono essere utilizzati per predire gli andamenti temporali delle concentrazioni nel suolo e i tempi di bonifica di un'area quando si decide di utilizzare questa tecnica di biorimediazione (Terzaghi et al., 2018). Nel complesso sono state coltivate per 2 anni in vaso sette specie vegetali selezionate, da sole o in consociazione o unitamente a un particolare trattamento del suolo, per un totale di 10 tesi e di 235 vasi:

## PIANTE

- *Phalaris arundinacea*
- *Festuca arundinacea*
- *Cucurbita pepo spp pepo*
- *Medicago sativa*
- *Brassica juncea*
- *Salix caprea*
- *Athyrium filix-femina*

## TRATTAMENTI

- *Cicli di sommersione*
- *Aggiunta di ammendanti inorganici (fertilizzante, tiosolfato)*
- *Aggiunta di ammendanti organici (compost)*
- *Consociazione di piante diverse*
- *Utilizzo di piante micorrizate*

I primi risultati hanno evidenziato una rilevante efficacia nell'azione degradativa stimolata da alcune piante nei confronti dei contaminanti organici in studio. Quattro tesi al termine del biennio di sperimentazione hanno mostrato nel suolo dei vasi una riduzione delle concentrazioni dei PCB (totale dei congeneri misurati) statisticamente significativa rispetto al suolo iniziale: in particolare si sono potute misurare diminuzioni variabili tra il 6 ed il 26%, principalmente per le classi di molecole a clorurazione intermedia (da tri ad esa-clorurati). Due tesi in particolare hanno mostrato i risultati di riduzione più elevati e successivamente sono state selezionate per valutare la formazione di metaboliti e la mobilità dei PCB nel suolo. Oltre all'analisi chimica, l'analisi microbiologica del suolo ha dimostrato che le piante hanno attivato i microrganismi autoctoni del suolo (principalmente la frazione batterica rispetto alla fungina) i) aumentandone l'attività metabolica, ii) modificando l'abbondanza relativa delle diverse popolazioni presenti, iii) aumentando la concentrazione batterica. Tali dati supportano la tesi che le piante abbiano avuto un positivo effetto biostimolante nei confronti dei microrganismi del suolo in grado di degradare i PCB.

Per quanto riguarda As e Hg, poche tecnologie sono applicabili e quelle disponibili sono spesso estremamente gravose sul piano economico (ITRC, 2009). Da questo punto di vista, le fitotecnologie consentono di decontaminare suoli ricchi in metalli pesanti attraverso l'azione delle piante che possono estrarre questi elementi dalla fase liquida del suolo per accumularli nei tessuti vegetali; l'efficienza della tecnologia dipende pertanto dalle specifiche caratteristiche degli inquinanti presenti e in particolare dalla loro biodisponibilità. Nel suolo, la biodisponibilità è il risultato di complessi meccanismi di trasferimento di massa e di assorbimento che dipendono dalle proprietà dei contaminanti, dalle caratteristiche chimico-fisiche del terreno e dalla biologia delle piante (National Research Council, 2002). Pertanto sono state eseguite specifiche analisi su As e Hg per la determinazione delle loro specie chimiche presenti nei suoli del SIN e della loro relativa disponibilità alla mobilizzazione e i risultati hanno prodotto esiti confortanti, evidenziando basse percentuali delle frazioni più mobili rispetto al contenuto totale, generalmente fortemente legato alle particelle del suolo; tale ridotta mobilità e biodisponibilità ben si colloca nel contesto delle tecniche di fitoestrazione, che si basano su processi che si sviluppano lentamente nel tempo, potenzialmente riducendo nel frattempo i fenomeni di lisciviazione e di perdita gassosa.

Per esigenze legate alle tempistiche del progetto, al termine del 1° anno di sperimentazione in vaso, con a disposizione solo i primi parziali risultati, le tesi ritenute più interessanti in termini di degradazione dei contaminanti organici e di estrazione dei metalli sono state

replicate in pieno campo in parcelle sperimentali di lato 10 x 10 m. I risultati di queste prove non sono al momento ancora disponibili.

In conclusione, la sperimentazione eseguita ha consentito di confermare la potenzialità di questa tecnologia biologica, la cui concreta applicabilità su larga scala per la bonifica dei terreni agricoli del SIN rappresenta la prossima sfida da vincere. A tal riguardo, sulla base delle conoscenze del sito maturate in anni di indagini e studi, sugli interventi di messa in sicurezza fin qui attuati e sui risultati delle diverse sperimentazioni, ERSAF è attualmente impegnata nella predisposizione di un protocollo operativo per l'applicazione in campo degli interventi studiati per la bonifica dei suoli agricoli contaminati.

## BIBLIOGRAFIA

AZUBUIKE CC., CHIKERE CB., OKPOKWASILI GC., 2016. *Bioremediation techniques classification based on site of application: principles, advantages, limitations and prospects*. *World J Microbiol Biotechnol*, 32(11):180.

ITRC (INTERSTATE TECHNOLOGY & REGULATORY COUNCIL), 2009. *Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance and Decision Trees, Revised. PHYTO-3*. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, Phytotechnologies Team, Tech Reg Update.

NRC NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 2002. *Bioavailability of contaminants in soils and sediments: processes, tools and applications*. National Academies, Washington, DC.

TERZAGHI E., ZANARDINI E., MOROSINI C., RASPA G., BORIN S., MAPELLI F., VERGANI L., DI GUARDO A., 2018. *Rhizoremediation half-lives of PCBs: Role of congener composition, organic carbon forms, bioavailability, microbial activity, plant species and soil conditions, on the prediction of fate and persistence in soil*. *Science of The Total Environment*, 612: 544–560. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.189>

USEPA, 2001. *Evaluation of Phytoremediation for Management of Chlorinated Solvents in Soil and Groundwater*, EPA 542-R-05-001.

VERGANI L., MAPELLI F., ZANARDINI E., TERZAGHI E., DI GUARDO A., MOROSINI C., RASPA G., BORIN S., 2017. *Phyto-rhizoremediation of polychlorinated biphenyl contaminated soils: An outlook on plant-microbe beneficial interactions*. *Science of The Total Environment*, 575: 1395-1406.



## ECONOMIA CIRCOLARE, GLI USI DELLA CANAPA: PUNTO DI CONVERGENZA TRA LA BONIFICA DI ACQUE E SUOLI CONTAMINATI E LA PRODUZIONE AGRO-INDUSTRIALE

M. Tolve<sup>1</sup>, R. Sabatiello<sup>1-2</sup>, S. Salvati<sup>3</sup>, F. De Giacometti<sup>3</sup>, R. Borghesi<sup>3</sup>  
<sup>1</sup> Associazione Lucanapa, <sup>2</sup> Lucanapa Società Cooperativa, <sup>3</sup> ISPRA

### La Canapa per bonificare acque e suoli inquinati e suo utilizzo industriale

La canapa è una pianta estremamente versatile ed è una delle risorse naturali di maggior valore economico e ambientale grazie al vastissimo campo di suoi possibili utilizzi.

La pianta coltivata per uso industriale o alimentare contiene bassi livelli di THC, la molecola psicoattiva (meno dello 0,5 % a fronte del massimo del 22 % di altre piante della famiglia).

La sua coltivazione è trasversale a molteplici filiere, dal campo alimentare-cosmetico a quello della bioedilizia per passare dalla industria cartaria fino ad arrivare alla produzione di bioplastiche.

La ricerca negli anni ha svelato numerosissime possibili applicazioni della canapa in campo industriale e ambientale come ad esempio il suo utilizzo per bonificare terreni inquinati.

Anche in campo agronomico la canapa ha molteplici potenzialità: struttura bene in terreno e migliora l'assetto idrogeologico, grazie alle sue radici fittonanti che scendono in profondità ed è in grado di fertilizzarlo perché l'apparato fogliare rimane sul terreno riportando il 60% dell'anidride fosforica asportata e la quasi totalità del potassio e rilascia una importante massa di residui organici sul terreno (15-20 T/ha di peso fresco).

La canapa è una coltura low input in quanto non necessita di grandi quantità di acqua per completare il proprio ciclo vitale e non necessita di fitofarmaci (perché molto resistente alle fitopatie), si adatta bene ad ogni clima e terreno, anche se preferisce le zone temperate, e svolge un ruolo di contenimento delle malerbe (virtù per la quale può essere utilizzata nella rotazione prima della coltivazione del grano). Ha un minimo impatto ambientale perché necessita di un'aratura poco profonda, cresce bene con concimi naturali (sovescio) e può essere utilizzata come coltura da rotazione. A partire da questo tipo di agricoltura naturale e priva di input sintetici esterni è possibile dare un impulso anche occupazionale alle terre difficili e colpite da disoccupazione e spopolamento.

Questa pianta, originaria dell'Asia occidentale e dell'India, oltre ad essere una fibra naturale completamente rinnovabile, ha la minore emissione di gas a effetto serra per unità di biomassa prodotta; produce ossigeno ed assorbe dall'atmosfera grandi quantità di CO<sub>2</sub> grazie al suo rapido ciclo vitale (3-4 mesi). Oltre a sequestrare la CO<sub>2</sub> presente in un ambiente inquinato cattura l'ossido di azoto, l'ozono e gli agenti inquinanti che costituiscono l'*indoor pollution*.

Se si considera la CO<sub>2</sub> sequestrata dalla pianta in fase di coltivazione la sua impronta di carbonio è prossima allo zero (0,138 Kg di CO<sub>2</sub> eq). La canapa assorbe più CO<sub>2</sub>/ha rispetto a qualsiasi foresta o vegetale a fini commerciali [Vosper J. 2011]. Numerosissimi studi basati sull'analisi LCA, su materiali derivanti dalla canapa, hanno dimostrato che tutti i materiali presi in considerazione hanno un apporto negativo di anidride carbonica in atmosfera e che quindi, sostanzialmente, la canapa può contribuire all'abbassamento di gas serra in atmosfera.

## **L'origine "verde" dei prodotti industriali fatti con la canapa è un ulteriore punto di forza visto il sequestro del carbonio durante la crescita delle colture.**

La canapa è un candidato ideale per la fitodepurazione perché permette di coniugare la bonifica di terreni contaminati con una coltura da profitto perché facilmente convertibile in materie prime o prodotti di alto valore economico ed ambientale.

Questa pianta è un bioaccumulatore, è in grado di immagazzinare al suo interno agenti inquinanti come la diossina, gli idrocarburi e i metalli pesanti presenti nel terreno senza compromettere il suo accrescimento; inoltre:

- tollera alte concentrazioni di metalli pesanti
- metabolizza vari composti organici
- i contaminanti rimangono principalmente nella radice, per cui l'olio e le fibre si possono utilizzare per produrre biodiesel, bioplastiche, cere, biobatterie e superconduttori, carta, materiale per l'edilizia e molto altro
- permette di coniugare la bonifica di un terreno con un reddito (grazie ai suoi possibili impieghi nell'industria) in aree compromesse da inquinamento in cui colture food non potrebbero essere avviate.

Tutte queste peculiarità che la rendono preziosa per la bonifica terreni ad alto tasso d'inquinamento (come ex-siti industriali) delle acque contaminate e ambienti in cui anche l'aria è ricca d'agenti inquinanti.

I contaminanti rimangono principalmente nella radice per cui si può utilizzare l'olio per produrre biodiesel e le fibre per produrre carta, tessuti, superconduttori, bioplastiche, materiale per l'edilizia e molto altro.

Le caratteristiche biochimiche della canapa sono efficaci in differenti ambiti di recupero ambientale e questo la rende un'ottima arma di difesa del territorio e della salute umana e, nello stesso tempo, data la molteplicità dei suoi utilizzi industriali, una coltura adatta come fonte di reddito per le aziende agricole secondo le logiche dell'Economia circolare e dei valori rigenerativi che dovrebbero essere alla base dell'economia sostenibile.

A partire dalla canapa utilizzata per la fitoestrazione di inquinanti è possibile creare manufatti industriali in tessuto, carta, bioplastica e altri biocompositi utilizzando le parti della pianta non compromesse per la successiva produzione di materiali innovativi a basso impatto ambientale.

## **LA CANNABIS SATIVA E LA TUTELA AMBIENTALE**

### **Bonifica dei suoli da metalli pesanti e metalloidi**

La Canapa è una pianta tollerante ai metalli pesanti e metalloidi e la sua produttività non viene intaccata dalla presenza degli inquinanti (Linger 2005) e la fibra non viene danneggiata contaminazione dai metalli pesanti. (Linger 2002).

Vi sono numerosi studi che confermano la sua capacità di bonificare terreni contaminati da questi inquinanti, vista la sua attitudine all'uptake di metalli pesanti (iperaccumulazione e/o chelazione di piombo, ma anche di cromo, zinco, cadmio, rame, nichel, arsenico, cobalto, rame e ferro) dal terreno e da fanghi di depurazione.

Le fibre corte di canapa sono in grado di assorbire ioni metallici ( $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$ ,  $Zn^{2+}$ ) da soluzioni di ioni metallici singoli e ternari. Le capacità di assorbimento totali massime per gli

ioni  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$  e  $Zn^{2+}$  da soluzioni a singolo ione sono uguali e valutate a 0,078 mmol/g. L'assorbimento di ioni metallici è veloce ed elevata [Biljana 2009].

Concentrazioni elevate di metalli pesanti nel suolo non interferiscono significativamente con la crescita della canapa che attiva diversi meccanismi di difesa nei loro confronti accumulandoli al suo interno.

Sebbene vi sia differenza nell'accumulo dei diversi metalli a livello dei diversi organi della pianta, la più alta concentrazione è stata registrata per quanto riguarda lo Zn, seguita da Pb e dal Cd a livello del seme e delle foglie apicali, mentre nello stelo sono state registrate le concentrazioni più basse di metalli pesanti.

Da differenti studi internazionali si evince come la pianta sia in grado di accumulare nichel, piombo, cadmio nelle foglie ma non nella fibra (o molto poco). È stato inoltre dimostrato come vi sia un incremento di biomassa di *Cannabis Sativa* L., cresciuta in fanghi di depurazione non industriali, portandoli ad un decremento della concentrazione di 30 volte per lo zinco, 35 volte per il rame, 10 volte per il nichel, di 6 volte per il piombo, 12 volte per il cromo, 3 volte per il cadmio rispetto alla concentrazione iniziale.

Anche se il potenziale di accumulo del cadmio non è risultato elevato come nelle migliori iperaccumulatrici (ad esempio *Thlaspi caerulescens*) bisogna sottolineare che, a differenza di queste piante, la canapa cresce a condizioni naturali non necessitando di fertilizzanti per raggiungere delle condizioni ottimali di crescita e, inoltre, parti di essa possono essere utilizzate a scopi commerciali.

Se viene considerato il valore del Coefficiente Biologico di Trasmissione (ovvero il rapporto tra la concentrazione di metalli pesanti nel germoglio e la concentrazione di metalli pesanti nelle radici) allora la *C. sativa* può essere considerata un iperaccumulatore sia di piombo che di cadmio.

La Canapa mostra anche un elevato potenziale nell'accumulo di rame, che viene trasferito efficientemente dalle radici al germoglio, tale metallo non è stato rilevato nella fibra (che risulta dunque commercializzabile).

### - **Piombo e Zinco**

Il piombo è un contaminante ambientale naturale, ma la sua presenza onnipresente è il risultato di attività antropiche come l'uso nel passato del piombo nelle tubature dell'acqua, nella pittura e nella benzina. La popolazione generale è esposta al piombo attraverso cibo, acqua, aria, suolo e polvere.

A causa della sua lunga emivita nel corpo, la tossicità cronica del piombo è preoccupante quando si considera il potenziale rischio per la salute umana. Il sistema nervoso centrale è l'organo bersaglio principale per la tossicità del piombo. Negli adulti è stata riscontrata una neurotossicità associata al piombo che influenza l'elaborazione centrale delle informazioni e la memoria verbale a breve termine, causa sintomi psichiatrici e compromissione della destrezza manuale. Esistono prove considerevoli che dimostrano che il cervello in via di sviluppo è più vulnerabile alla neurotossicità del piombo rispetto al cervello maturo. Numerosi studi condotti su adulti hanno identificato un'associazione tra concentrazione di piombo nel sangue, elevata pressione sanguigna sistolica e malattia renale cronica, a livelli di piombo nel sangue relativamente bassi. L'Agenzia internazionale per la ricerca sul cancro (IARC) ha classificato il piombo inorganico come probabilmente cancerogeno per l'uomo [EFSA 2012].

Lo zinco è un oligoelemento essenziale per la salute umana perché è un componente essenziale di vari enzimi e supporta la crescita, la rigenerazione dei tessuti e il sistema immunitario.

Lo zinco viene rilasciato nell'ambiente dalle attività minerarie e di fusione, le miniere di zinco e piombo in Sartinia, in Italia e a S. Domingos, in Portogallo, hanno colpito la salute dei residenti locali attraverso la catena alimentare.[Zhang 2012]

Negli esseri umani, l'assunzione prolungata di zinco nella dieta può portare a carenze di ferro e rame, nausea, vomito, febbre, mal di testa, stanchezza e dolore addominale. Lo zinco è anche un irritante per la pelle umana, i sistemi interessati dalla tossicità dello zinco sono il tratto digestivo gastrointestinale, ematologico (formazione del sangue), respiratorio (dal naso ai polmoni). [Agenzia per le sostanze tossiche e il registro delle malattie (ATSDR)]

Nello studio di Angelova (2004), nei campioni di terreno inquinati prelevati vicino Plovdiv, i valori di Pb erano superiori alla maximum permissible concentration (80 mg/kg); nelle vicinanze delle opere non ferrose (NFMW) vicino a Plovdiv (Bulgaria), più di 5187 aree sono state inquinate dai metalli pesanti [Sengalevitch 1991]. È stimato che circa 460 tonnellate di polvere contenente principalmente Pb, meno Zn e Cd, sono state emesse ogni anno nell'atmosfera.

Di seguito sono riportate le concentrazioni di Piombo riscontrate, durante questo studio, nei differenti strati di terreno campionati:

- strato 0-20 cm: 200,3 mg/kg
- strato 20-40 cm: 181,8 mg/kg

Object	Distance from NFMW (km)	Pb (x ± S.D.)
Roots	0.5	38.2 ± 0.9
	15.0	3.8 ± 0.1
Stems	0.5	23.5 ± 0.5
	15.0	2.4 ± 0.06
Leaves	0.5	16.5 ± 0.5
	15.0	1.9 ± 0.1
Flowers	0.5	44.8 ± 1.1
	15.0	4.5 ± 0.1
Fiber	0.5	6.3 ± 0.2
	15.0	2.1 ± 0.1
Seeds	0.5	7.6 ± 0.5
	15.0	1.0 ± 0.1

Distance from NFMW (km)	Depth (cm)	Zn (x ± S.D.)
0.5	0-20	536.1 ± 4.7
	20-40	434.0 ± 3.2
15.0	0-20	33.9 ± 0.3
	20-40	31.9 ± 0.3
MPC		340

È stata valutata la capacità fitoestraente di differenti colture come lino, cotone e canapa e si è riscontrato che il contenuto di metalli pesanti nei fiori delle diverse colture era il più alto nella canapa: 44,8 mg / kg Pb e 78,6 mg / kg di Zn e che i metalli non hanno influenzato la produttività delle colture. [Angelova 2004]

Altri due studi [Malik 2010 and Nazir 2011] hanno provveduto al campionamento di differenti specie vegetali in siti industriali contaminati da metalli pesanti nelle vicinanze di Islamabad (Pakistan) e a valutarne l'efficacia di accumulo di attraverso diversi parametri come il fattore di bioaccumulo (BCF); coefficiente biologico di accumulo (BAC) e il coefficiente biologico di trasferimento (BTC o TF). La canapa ha mostrato un BCF>1 per il piombo e zinco.

Table 2. Lead concentration in soil and plant samples (mg kg<sup>-1</sup>) from industrial areas of Rawalpindi and Islamabad.

Scientific name	Site #	Roots	Shoots	Soil
<i>Amaranthus viridis</i> L.	1	43	15	21
	2	8	39	29
	13	5	16	15
<i>Alternanthera pungens</i> Kuntz.	7	28	33	10
	5	19	39	19
<i>Achyranthes aspera</i> L.	6	30	9	28
<i>Brachiaria reptans</i> (L.) Gardner & Hubb.	10	37	28	2
<i>Cenchrus pennisetiformis</i> Hochst. and Steud. ex Steud.	1	23	28	21
<i>Cannabis sativa</i> L.	2	38	16	29
	1	29	30	21
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	2	1	1	29
<i>Chenopodium album</i> L.	4	18	41	9
	2	32	32	29
<i>Cyperus rotundus</i> L.	14	33	20	13
<i>Dactyloctenium aegyptium</i> L.	1	29	20	21
<i>Eclipta alba</i> (L.) Hassk.	8	56	29	20
	11	20	10	5
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	14	42	18	13
<i>Eriogonum conyzanthus</i> L.	15	8	18	8
<i>Ipomoea hederacea</i> Jacq.	3	9	15	12

Table 5. The biological accumulating coefficient (BAC), biological transfer coefficient (BTC) and bioconcentration factor (BCF) in selected plants.

Species	Pb			Cu			Zn		
	BAC	BTC	BCF	BAC	BTC	BCF	BAC	BTC	BCF
<i>Amaranthus viridis</i>	0.71	0.34	2.04	0.04	0.72	0.43	0.40	1.71	0.51
<i>Alternanthera pungens</i>	2.05	2.05	1.00	0.08	0.12	0.69	0.38	0.47	0.79
<i>Achyranthes aspera</i>	0.32	0.30	1.07	0.07	0.64	0.11	0.35	8.23	0.04
<i>Brachiaria reptans</i>	14.0	0.75	18.5	0.28	0.21	1.32	2.18	1.00	2.08
<i>Cenchrus pennisetiformis</i>	1.33	1.21	1.09	0.03	0.28	0.13	0.43	0.60	0.72
<i>Cannabis sativa</i>	1.42	1.03	1.38	0.05	0.62	0.09	0.35	1.62	0.21
<i>Cynodon dactylon</i>	0.03	1.00	2.00	0.13	0.59	0.71	0.64	0.65	0.97
<i>Chenopodium album</i>	1.10	1.00	1.10	0.01	0.36	0.03	0.28	1.34	0.21
<i>Cyperus rotundus</i>	1.53	0.60	2.53	0.14	0.14	1.01	0.58	0.49	1.18
<i>Dactyloctenium aegyptium</i>	0.95	0.68	1.38	0.02	0.89	1.71	0.74	0.83	0.89
<i>Eclipta alba</i>	2.00	0.50	4.00	0.54	0.61	0.87	0.74	1.26	0.82
<i>Eleusine indica</i>	1.38	0.42	3.23	0.55	0.34	1.63	1.20	0.63	1.89
<i>Eriogonum conyzanthus</i>	2.25	2.25	1.00	0.35	0.24	1.43	0.55	1.34	0.41
<i>Ipomoea hederacea</i>	1.25	1.66	0.75	1.91	0.86	2.22	0.28	0.64	0.44
<i>Malvestrum coromandelianum</i>	0.76	0.43	0.75	0.04	0.58	9.12	0.13	0.93	0.14
<i>Parthenium hysterophorus</i>	1.71	2.76	0.61	0.36	1.88	1.67	0.56	2.42	0.23
<i>Portulaca oleracea</i>	0.37	1.10	0.66	0.48	0.90	0.54	0.22	1.00	0.69
<i>Persicaria barbata</i>	1.9	1.22	1.28	0.95	1.09	0.86	1.07	0.6	0.46
<i>Rumex nepalensis</i>	3.37	0.81	4.12	0.33	2.29	0.14	1.11	2.18	0.51
<i>Ricinus communis</i>	0.68	1.05	0.65	0.06	0.09	1.02	0.40	0.43	0.92
<i>Sorghum halepense</i>	1.31	1.56	0.84	0.02	0.09	0.22	0.54	0.48	0.64

Considerando il Coefficiente Biologico di Accumulo e il Fattore di Bioaccumulo la *C. sativa* può essere, però, definita un iperaccumulatore per quanto concerne il piombo.

L'accumulo biologico si verifica quando un contaminante incamerato da una pianta non è degradato rapidamente ma risulta accumulato nella pianta. Il processo di fitoestrazione, in genere, richiede la traslocazione dei metalli pesanti nelle parti più aeree, e più facilmente reperibili della pianta.

## - Cadmio

Il cadmio (Cd) è un oligoelemento altamente tossico che penetra nell'ambiente principalmente da processi industriali e fertilizzanti fosfatici. Può raggiungere livelli elevati nei terreni agricoli e si accumula facilmente nelle piante. Le fonti antropogeniche hanno ulteriormente contribuito ai livelli di base del cadmio nel suolo, nell'acqua e negli organismi viventi. La popolazione generale è esposta al cadmio da molteplici fonti, incluso il fumo, ma nella popolazione generale non fumatrice il cibo è la fonte dominante. Il cadmio è principalmente tossico per il rene, ma può anche causare la demineralizzazione delle ossa ed è stato statisticamente associato ad un aumento del rischio di cancro nei polmoni, dell'endometrio, della vescica e della mammella. [EFSA 2012]

Linger e colleghi (Linger et al 2002, 2005) hanno riscontrato una estrazione totale di Cd di 126 g Cd/ (ha vegetale) (in 3-4 mesi) (Linger 2002) e [Cd]> 72 mg/kg (suolo) (Linger 2005) senza danneggiamento di fibra o effetti negativi sulla germinazione dovuto a contaminazione da metalli pesanti; fino a 17 mg (Cd)/kg (suolo) non si sono riscontrate differenze a livello di produzione di biomasse; le radici di canapa hanno dimostrato una forte resistenza ai metalli pesanti e hanno mostrato un potenziale iperaccumulatore (più confermato anche da Shi e colleghi nel 2009).



La canapa può usare le fitochelatine in un processo di disintossicazione sequestrando Cd e rendendola innocua trasportandola e conservandola nei vacuoli. Gli alti valori di Cd nelle radici riflettono la capacità geneticamente determinata delle radici di canapa per l'accumulo e la disintossicazione. [Linger 2002, 2005; Shi 2009]

Nel 2011 Shi e colleghi (Shi, 2011) hanno testato diverse varietà di canapa in presenza di alte concentrazioni di Cd riscontrandone elevate quantità (217-481 mg/kg) e BCF compreso tra 8.7 e 19.2 nelle radici per tutte le varietà. Tutte le varietà tranne USO-31, Shenyang e Shengmu, potrebbero crescere abbastanza bene sotto 25 mg Cd/kg di terreno. [Shi 2011]

#### - Rame

Nell'uomo il rame è essenziale per il corretto funzionamento degli organi e dei processi metabolici. Il rame rilasciato dall'uomo nell'ambiente è in significativo eccesso rispetto a ciò che potrebbe essere trovato naturalmente.

Sintomi acuti di avvelenamento da rame per ingestione comprendono vomito, ematemesi, ipotensione, melena, coma, ittero disagio gastrointestinale. [Casarett, The Basic Science of Poisons]

Gli effetti cronici (a lungo termine) dell'esposizione al rame possono danneggiare fegato e reni. [ARD-EHP-9 2005]

Nello studio precedentemente descritto per quanto riguarda piombo e zinco di Angelova e colleghi (2004) il Cu nel suolo dalla regione del NFMW era di 95,7 mg/kg. La concentrazione di rame nei fiori della canapa è stato il più alto rispetto alle altre colture studiate: 10,2 mg Cu/kg.

Arru e colleghi hanno studiato le piante di Cannabis sativa mantenute in una soluzione con concentrazione di CuSO<sub>4</sub> pari a 1mM, il gruppo non ha osservato alcun sintomo di fitotossicità inoltre, l'analisi sulle sezioni trasversali dello stelo ha rivelato che il rame sembra essere escluso dallo stelo e non viene rilevato nemmeno dalla microanalisi a raggi X in fibre di rafia primarie. Il rame sembra accumularsi nelle cellule epidermiche della foglia superiore e per questo motivo gli autori concludono che la canapa riesce a trasferire efficacemente il rame dal suolo fino al germoglio senza accumularlo nel fusto e quindi senza contaminare le fibre (almeno in condizioni idroponiche). [Arru 2004]

#### - **Depurazione di fanghi altamente contaminati delle acque nere o grigie, provenienti dagli scarichi industriali o dalle fognature.**

La canapa potrebbe essere utilizzata per depurare i fanghi contaminati come le miscele di metalli pesanti delle fognature (fino ad oggi bruciati o gettati in discarica una volta essiccati).

Organ	*Indicator of accumulation			**Indicator of translocation in plant			***Indicator of translocation soil-plant		
	Zn	Cu	Ni	Zn	Cu	Ni	Zn	Cu	Ni
Root	3.15	2.46	4.83	100	100	100	223	153	139
Stem	8.7	2.18	0.64	18.70	41.00	35.89	42	63	50
Leaf	1.48	1.73	2.29	51.51	14.02	47.58	115	214	166

Organ	*Indicator of accumulation			**Indicator of translocation in plant			***Indicator of translocation soil-plant		
	Zn	Cu	Ni	Zn	Cu	Ni	Zn	Cu	Ni
Root	3.15	2.46	4.83	100	100	100	223	153	139
Stem	8.7	2.18	0.64	18.70	41.00	35.89	42	63	50
Leaf	1.48	1.73	2.29	51.51	14.02	47.58	115	214	166

In uno studio su suolo inquinato da fanghi di depurazione contenente 102 ppm di cadmio (Cd), 419 ppm di nichel (Ni) e 454 ppm di piombo (Pb), le fibre di canapa sono risultate indenni. [Linger 2002]

Concentrazioni di Zn 30 mg/dm<sup>3</sup>, Cu 5,6 mg/dm<sup>3</sup> e Ni 2,5 mg/dm<sup>3</sup> possono essere rimosse dal substrato dei fanghi del terreno con la crescita della canapa a senza che questi metalli inducano una riduzione dell'altezza e del peso della canapa. [Piotrowska-Cyplik 2003]

### Bonifica dei suoli contaminati da radionuclidi

I radionuclidi contaminano l'ambiente attraverso gas, liquidi e solidi. Gli ecosistemi di tutto il mondo sono stati contaminati da radionuclidi causati da test nucleari, incidenti con reattori nucleari e produzione di energia nucleare. [Hoseini 2012]

Il cesio si presenta come prodotto della scissione nella fissione nucleare dell'uranio. Il cesio-137/134 sono β-emettitori. Il cesio-137 ha un'emivita di 30 anni, il cesio-134 ha un'emivita di 2 anni. Lo stronzio 90 è un altro prodotto che deriva dalla fissione nucleare dell'uranio. Stronzio-90, che è un emettitore β puro, ha un'emivita di 28 anni. Il principale problema con lo stronzio-90 deriva dalla sua somiglianza chimica con il calcio peculiarità che permette a questo isotopo di essere incorporato nell'osso. L'esposizione diretta alle particelle beta attraverso l'inalazione o l'ingestione è altamente pericolosa. L'EPA afferma che il danno a livello molecolare si verifica dall'esposizione diretta alle radiazioni e questo provoca cambiamenti nel funzionamento delle cellule. Ciò è particolarmente significativo per le donne esposte a radiazioni durante la gravidanza, in quanto il feto è suscettibile di mutazione e danno cellulare. L'esposizione diretta dalle radiazioni beta può anche causare gravi ustioni sulla pelle, perdita di capelli e debolezza.

I radionuclidi - Cesio-137 e Stronzio-90 sono i radionuclidi per i quali la canapa risulta essere un fitodepuratore efficiente perché riesce a stabilizzarli nelle radici e nei semi e questo non intacca la qualità delle fibre o dell'olio.

Dopo l'incidente al reattore di Chernobyl, nel 1986, l'Ucraina ha causato il rilascio di grandi quantità di particelle radioattive nell'ambiente e ha provocato circa 30 decessi dovuti principalmente a effetti di radiazioni più effetti a lungo termine (stocastici) come cancro alla tiroide e leucemia nei lavoratori che hanno operato per la messa in sicurezza del sito dopo l'incidente. Nel 1998, la Consolidated Growers and Processors (CGP), PHYTOTECH, e l'Institute of Bast Crop dell'Ucraina, hanno utilizzato il processo di phytoremediation usando canapa industriale [Rapporto UNSER su "L'incidente di Chernobyl, Gupta 2016].

Per quanto riguarda il radio cesio si sono riscontrati TF erano più alti per i semi e le foglie, seguiti da fibre e paglia. La canapa si è dimostrata particolarmente efficace nell'assorbire i radioisotopi di cesio (Cs 137). L'uso della fibra deve

Plant part	Hemp TF ( $\times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ )	
	Greenhouse	Lysimeter
Stem	0.55 ± 0.07	0.70 ± 0.15
Stem straw	0.43 ± 0.08	0.57 ± 0.12
Stem fibre	0.86 ± 0.16	1.10 ± 0.22
Seeds	1.77 ± 0.41	3.03 ± 0.68
Leaves	1.90 ± 0.35	2.67 ± 0.60

essere limitato alle aree con contaminazione del suolo  $<740 \text{ kBq m}^2$ , l'uso della fibra nel materiale da costruzione limitato alle zone con contaminazione inferiore a  $1850 \text{ kBq m}^2$  e per la produzione di seme per estrazione di olio vegetale limitato a semi provenienti da aree con meno di  $600 \text{ kBq m}^2$ . [Vandenhove 2005]

Le radici della Cannabis hanno mostrato il massimo assorbimento di stronzio rispetto agli steli e alle foglie; la concentrazione massima di assorbimento di Cannabis è risultata di 60 ppm nei tre organi principali. La percentuale di assorbimento dello stronzio osservata era del 45% nelle radici, del 40% nello stelo e l'assorbimento minimo era nelle foglie (15%). I risultati suggeriscono che lo stronzio può essere assorbito dalla Cannabis sativa, con la maggior parte dell'assorbimento fatto dalle radici, seguito dagli steli e dalle foglie. [Hoseini, 2012]

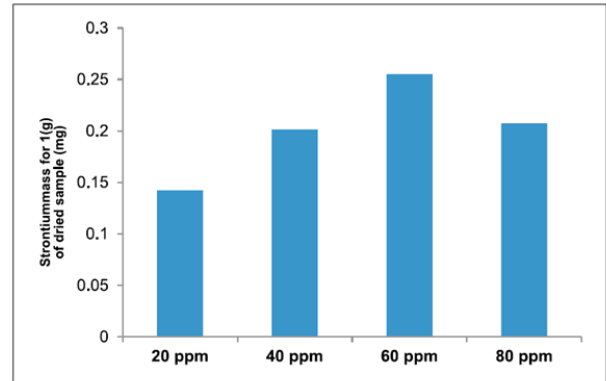


Figure 2: Amount of strontium uptake in Cannabis from different concentrations of strontium in the soil

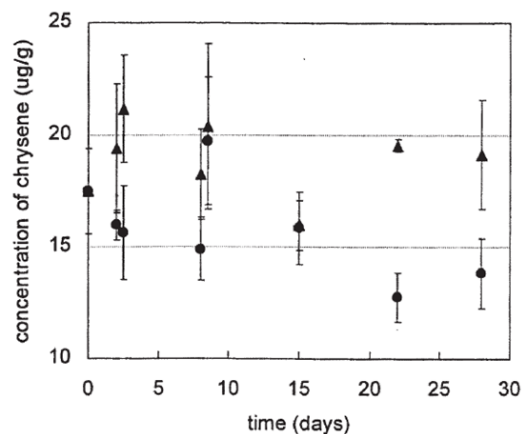
### Bonifica di acque e terreni contaminati da idrocarburi, diossine PCB, TPHs e IPA

Gli IPA sono un gruppo di sostanze chimiche che si formano durante la combustione incompleta di carbone, petrolio, gas, legna, immondizia o altre sostanze organiche, come tabacco e carne cotta alla griglia. Esistono più di 100 diversi IPA e si presentano generalmente come miscele complesse. Alcuni IPA sono usati nelle medicine e per fare coloranti, plastiche e pesticidi. Altri sono contenuti nell'asfalto utilizzato nella costruzione di strade. Possono anche essere trovati in sostanze come petrolio greggio, carbone, pece di catrame di carbone, creosoto e catrame per tetti. Si trovano in tutto l'ambiente nell'aria, nell'acqua e nel suolo.

Molti degli IPA, tra cui benzo [a] antracene, benzo [a] pirene, benzo [b] fluorantene, benzo [j] fluorantene, benzo [k] fluorantene, crisene, dibenzo [a, h] antracene e indeno [1, 2, 3-c, d] pirene, hanno causato tumori in animali da laboratorio quando hanno respirato queste sostanze nell'aria, quando le hanno mangiate o quando hanno avuto lunghi periodi di contatto con la pelle. Studi condotti in vivo mostrano che le persone esposte alla respirazione o al contatto della pelle per lunghi periodi con miscele che contengono IPA e altri composti possono anche sviluppare il cancro.

In due studi si è riscontrato che la canapa è in grado di ridurre la concentrazione degli inquinanti organici presenti in molti siti industriali.

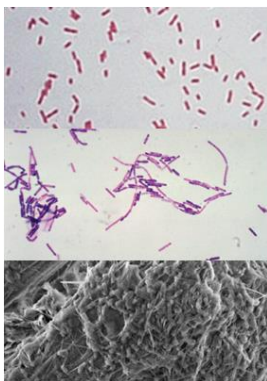
Gli studi effettuati su contaminanti di tipo organico hanno aperto la strada a nuove possibili applicazioni della C. sativa nel campo della bonifica, in quanto si è osservato da un lato un incremento del tasso di crescita in presenza dei due PAHs benzo [a] pirene e crisene e dall'altro il concomitante decremento delle loro concentrazioni nei terreni di coltura. [Campbell 2006]



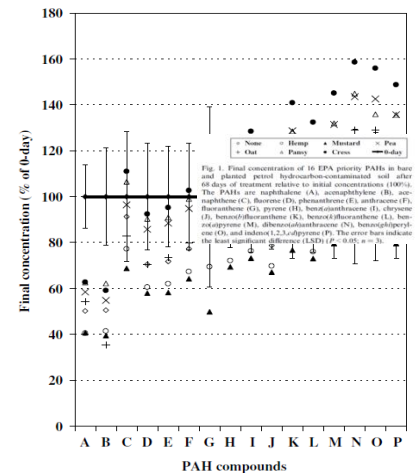
Studi su contaminanti organici hanno dato dei risultati sorprendenti per quanto riguarda l'utilizzo della canapa associata a microrganismi nella bonifica di terreni contaminati con policlorobifenili. I risultati della procedura di decontaminazione hanno dimostrato che, in un anno, è fattibile conseguire una riduzione dal 30 al 50% di PCB presenti nel terreno e che, quindi, la piena decontaminazione del suolo sarebbe realizzabile nell'arco di due - tre anni. [WO 2008029423 A1, 2006]

Un esperimento condotto su 13 specie vegetali in terreni contaminati con TPHs e IPA si è riscontrata una maggior diminuzione degli stessi nei terreni coltivati con canapa e senape. Entrambe le piante sono promettenti per la fitodepurazione di terreni contaminati da prodotti di gassificazione di combustibili fossili.

I TPAH sono diminuiti significativamente ( $P < 0,05$ ) durante 68 giorni in terreni non coltivati all'85,1% del terreno iniziale di 2203,4 mg kg<sup>-1</sup>. La canapa e la senape hanno stimolato la rimozione di IPA dal terreno a concentrazioni finali di TPAH inferiori del 17,6% e del 26,9% rispetto a quelle del terreno nudo [Liste 2006]



Negli esperimenti condotti da Zahid (2015) sono stati isolati sedici ceppi dalla rizosfera della *C. sativa* irrigata precedentemente con acque reflue di una raffineria di petrolio. Dopo uno screening progressivo a concentrazione crescente, seguito da studi di degradazione in seguito all'esposizione a 1.000 mg/L di benzene per un periodo di 72 ore, tre ceppi batterici hanno superato in competizione gli altri in termini di efficienza. Questi sono stati identificati come *P. aeruginosa*, *B. cereus* e *A. junii*. e hanno mostrato un'efficienza di biodegradazione del benzene  $\geq 70\%$ . [Zahid 2015].



### Applicazioni per la depurazione di acque contaminate

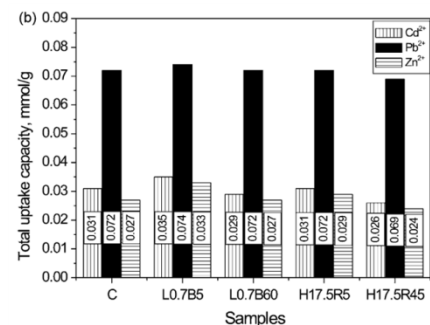
L'adsorbimento liquido/solido è una delle tecniche più frequentemente utilizzate per la decontaminazione dei media acquosi in tutto il mondo. L'adsorbimento è un metodo fisico-chimico di separazione in cui le sostanze presenti in un liquido si legano alla superficie di un materiale solido. Recentemente, lo sviluppo di materiali a base di canapa come biosorbenti è un campo in espansione nell'area della rimozione degli inquinanti. Questa è una sfida interessante perché la maggior parte dei polimeri commerciali derivano da materie prime a base di petrolio che utilizzano una chimica di processo che non è sempre sicura o rispettosa dell'ambiente. I biosorbenti a base di canapa sono stati proposti per applicazioni nel trattamento delle acque, in particolare per la rimozione di ioni metallici da soluzioni sintetiche acquose. L'interazione tra la canapa e gli ioni metallici è stata intensamente studiata da Păduraru, le loro indagini hanno indicato chiaramente, per la prima volta, che le fibre di canapa hanno un'elevata capacità di assorbimento dei metalli e che sono molto utili per il trattamento delle acque reflue. Tra 7,5 e 13,5 mg di metallo possono essere eliminati per grammo di fibra, a seconda del tipo di metallo. Ad esempio, la capacità di adsorbimento del monostrato per Cu (II) Cr (III), Cd (II) e Ag (I) è, rispettivamente, di 9.0735, 4.0006, 2.5909 e

1.2253 mg/g. In tutte le condizioni sperimentali testate, l'ordine di affinità si è mostrato lo stesso: Cu > Cr > Cd > Ag. [Păduraru 1999, 2000, 2004].

Anche il gruppo di Kostić ha pubblicato una serie di articoli sulla capacità della canapa di agire come un biosorbente efficace per la rimozione di metalli da soluzioni acquose. I loro risultati hanno dimostrato chiaramente che la fibra di canapa ha un'alta affinità per Cd, Zn e Pb, in accordo con i risultati pubblicati dal gruppo di Păduraru.

Materiali e risultati simili sono stati pubblicati dal gruppo Kyzas per la rimozione di Ni da soluzioni diluite e concentrate (Kyzas et al., 2015). Hanno notato che sono state raggiunte capacità di assorbimento tra 160 e 206 mg di Ni per grammo di materiale. Dopo la modifica chimica (mediante idrossido di sodio o acido citrico), le rispettive capacità sono state migliorate rispettivamente a 237 e 242 mg / g. I loro risultati hanno chiaramente dimostrato che la canapa in fibra aveva un'alta affinità per Cd, Zn e Pb. [Pejić et al. 2009, 2011; Kostić et al. 2010, 2014; Vukčević et al. 2014a] [Morin-Crini, Nadia, et al. "Hemp-based adsorbents for sequestration of metals: a review." *Environmental Chemistry Letters* (2018): 1-16.]

Biljana e colleghi (2008) hanno osservato che le fibre corte di canapa sono in grado di assorbire anche ioni metallici (Pb<sup>2+</sup>, Cd<sup>2+</sup>, Zn<sup>2+</sup>) da soluzioni contenenti ioni metallici singoli e ternari. Le capacità di assorbimento totali massime per gli ioni Pb<sup>2+</sup>, Cd<sup>2+</sup> e Zn<sup>2+</sup> da soluzioni a singolo ione sono risultate uguali a 0,078 mmol/g. Entro i primi 5 minuti di contatto, è stato sorbito circa l'80% del consumo totale di ioni metallici. [Biljana 2009]



Un approccio per migliorare l'assorbimento di metalli dal suolo è l'uso di emendamenti del suolo (invece dei chelanti chimici): le canne di canapa possono essere utilizzate come ammendante del suolo. A basse concentrazioni nel suolo, la presenza di canapa ha stimolato il bioaccumulo di piombo e rame nella colza, favorendo la traslocazione di metalli pesanti nella parte aerea della pianta. In questo caso i composti polifenolici eluiti dalla canapa come emendamenti naturali, hanno incrementato la solubilizzazione dei metalli pesanti e migliorato il processo di fitoestrazione. La prevalenza di un significativo aumento del bioaccumulo di Pb (II) e Cu (II) in diversi organi vegetativi delle piante di colza dopo l'aggiunta di canapa indica che la canapa può essere utilizzata come ammendanti per il biorisanamento di terreni inquinati. [Corneliu, 2014]

### Abbattimento CO<sub>2</sub>

La canapa è un materiale "carbon negative", cioè che sintetizza il carbonio e riduce le emissioni di CO<sub>2</sub> nell'atmosfera.

Essendo una pianta caratterizzata da un rapido accrescimento, contribuisce in modo sostanziale alla fissazione del carbonio e quindi all'abbattimento della CO<sub>2</sub> presente in atmosfera. L'estrazione di CO<sub>2</sub> è in media 4 volte superiore rispetto a piante come i pioppi, e quantificabile in 2 tonnellate di CO<sub>2</sub> sequestrata dall'atmosfera per ogni ettaro di canapa coltivato.

La canapa assorbe più CO<sub>2</sub>/ha rispetto a qualsiasi foresta o vegetale a fini commerciali. La CO<sub>2</sub> imprigionata in modo permanente all'interno della fibra che può essere utilizzata per molteplici scopi: tessuti, carta e come materiale da costruzione.



Può essere continuamente ripiantata e come tale soddisfa i criteri di permanenza come definito dal Protocollo di Kyoto. Quando i semilavorati vengono utilizzati per la produzione di manufatti, l'anidride carbonica sottratta all'atmosfera vi resta "imprigionata" portando ad un sostanziale contributo al suo abbattimento in atmosfera. Un ettaro coltivato con la canapa può sequestrare più di 13 tonnellate di anidride carbonica l'anno per ettaro coltivato [Günther, Folke, and Holon Ecosystem Consultants. "Carbon sequestration for everybody: decrease atmospheric carbon dioxide, earn money and improve the soil." Submitted to Energy and Environment (2007)].

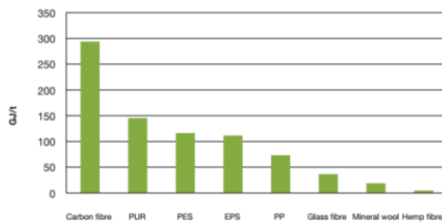


Figure 1: Primary energy use of different materials in GJ/t. Data sources: Carbon fibre: Zogg (1996), Stiller (1999), JICMA (2009); Polyurethane (PUR): Buschmann (2003), Danner (2008); Polyester (PES): Buschmann (2003), Danner (2008); Expanded polystyrene (EPS): Buschmann (2003), Danner (2008); Polypropylene (PP): Boustead (2005); Glass fibre: Diener & Siehler (1999), Corbiere-Nicollier et al. (2001), Buschmann (2003), Danner (2008); Mineral wool: Buschmann (2003), Danner (2008); Hemp fibre: Carus et al. (2008)

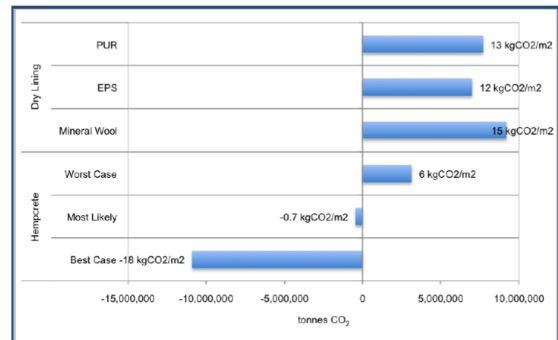


Figure 6.1: CO<sub>2</sub> emissions from insulating the external walls of all UK solid wall houses using best, worst and most likely hemp-binder scenarios and dry lining solutions.

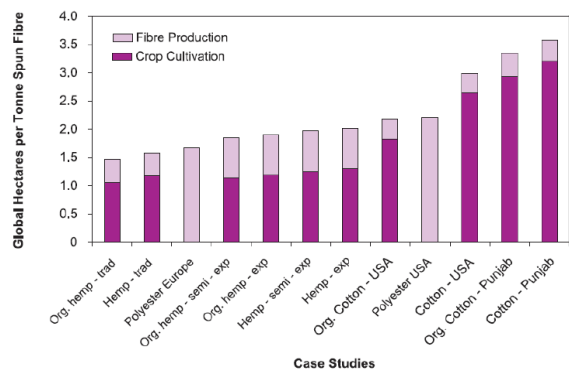
Sono numerosi gli studi basati sulla valutazione del ciclo di vita di materiali derivanti dalla canapa, e suggeriscono che tutti i materiali presi in considerazione hanno un apporto negativo di anidride carbonica in atmosfera e che la canapa contribuisce all'abbassamento di gas serra in atmosfera (obiettivo da realizzare secondo il protocollo 2020 stabilito dal Pacchetto Clima dell'UE - direttiva 2009/29/CE - nel periodo successivo alla scadenza del Protocollo di Kyoto). [IMMAGINI:J. Haufe, M. Carus. Hemp Fibres for Green Products – An assessment of life cycle studies on hemp fibre applications. 2011, nova-Institute GmbH - Michael Carus.; Miskin, Naomi. The Carbon Sequestration Potential of Hemp-binder. Diss. MSc Thesis. Machynlleth: GSE, Centre for Alternative Technology, 2010.]

## PRODUZIONE NO FOOD

### Fibra tessile: cotone e canapa a confronto

Il cotone è altamente inquinante per la quantità di pesticidi che vengono utilizzati nel corso della coltivazione, le coltivazioni di cotone, infatti, occupano solo il 3% dei terreni agricoli del mondo ma esigono il 25% dei pesticidi utilizzati in totale, e queste sostanze finiscono poi nelle acque superficiali e sotterranee.

Varie sono le potenzialità della canapa da fibra in questo campo, data l'estrema versatilità una volta trasformata in tessuto. La fibra di canapa è più lunga, più assorbente, resistente e isolante della fibra di cotone. Uno studio del WWF ha osservato che l'impronta ecologica della canapa biologica (ettari globali, gha, per tonnellata di fibra filata) è migliore del cotone prodotto in Punjab, (definito a basso impatto): 1,46 gha/tonnellata di filato di canapa contro 3,57 gha/tonnellata di filato di cotone del Punjab). [Bioregional Development Group, WWF Cymru 2005]



In termini di **consumo di acqua**, il cotone richiede 9,758 kg di acqua per kg di fibra, mentre la canapa ne richiede tra i 2.401 e i 3.401.

### **Produzione di oli industriali, di etanolo di canapa e biodiesel**

In funzione della sua alta resa in massa vegetale, la canapa è considerata ideale anche per la produzione di bioetanolo, considerato il carburante del futuro, il bioetanolo è un combustibile naturale che non inquina né quando viene prodotto, né quando viene bruciato. Questo tipo di carburante alternativo al petrolio può essere prodotto su larga scala attraverso processi di pirolisi o fermentazione, in assenza di ossigeno.

Se da un lato è possibile produrre etanolo (già da tempo considerato un possibile carburante per l'autotrazione) dall'intera pianta, il biodiesel può essere, invece, prodotto solo dall'olio ottenuto spremendone i semi e che può essere un sostitutivo parziale e per intero agli odierni gasoli, nafte e derivati. Il biodiesel deriva dalla transesterificazione degli oli vegetali effettuata con alcol etilico e metilico: ne risulta il biodiesel e glicerolo. Il biodiesel è un combustibile puro, rinnovabile a bassissimo impatto ambientale, come l'etanolo. Già nel secolo scorso Henry Ford dimostrò al mondo che era possibile ottenere dalla canapa quanto necessario per sostituire il petrolio.

Studi della University of Connecticut (condotti nel 2010 dal team del prof. Richard Parnas) hanno mostrato l'elevato efficiente di conversione dell'olio in biodiesel: il 97% dell'olio di canapa è trasformato in biocarburante e può essere impiegato a temperature più basse rispetto agli altri biodiesel in commercio.

Il Biodiesel di canapa potrebbe quindi costituire il carburante liquido del futuro. E' il combustibile più ecologico e vantaggioso che abbiamo: è completamente biodegradabile, rilascia aria pulita, e va bene praticamente in qualsiasi motore diesel, senza necessità di modifiche.

Il biodiesel si inserisce bene anche nel concetto di Economia Circolare in quanto è infatti possibile fare il proprio biodiesel a casa, attraverso delle proprie coltivazioni e dei semplici macchinari. È da ricordare che fino alla fine del 1800 in America il combustibile più utilizzato era un derivato dell'olio di canapa. Non produceva scorie e le famiglie potevano produrlo in autonomia per alimentare le proprie lampade. In funzione della sua alta resa in massa vegetale, la canapa è considerata ideale per la produzione di combustibili.

### **Produzione di bio-plastiche biodegradabili**

Un progetto dell'Università del Montana ha avuto l'obiettivo di indagare sulla fattibilità di creare filamenti biocompositi per applicazioni di stampa 3D con fibre corte di canapa. Una potenziale applicazione per questi materiali è la prototipazione rapida, compresi vari alloggiamenti e supporti di plastica utilizzati nell'industria elettronica. Le bioplastiche presentano un'alternativa più sostenibile dal punto di vista ambientale alle materie plastiche tradizionalmente utilizzate nella produzione additiva, come l'ABS, con similitudini di resistenza e producibilità ad altri materiali termoplastici a base di petrolio comunemente usati. [Arroyo, Jesse. "Mechanical Properties of 3D Printed Bio-Plastics." Student Research Celebration. Montana State University, 2017.] Il filamento in bioplastica di canapa per stampa 3D è già commercializzato anche da una startup italiana.

Altri studi, invece hanno indagato la fattibilità e la resistenza meccanica del PLA rinforzato con fibre di canapa e il suo possibile utilizzo nella produzione di packaging antibatterico per alimenti. [Khan, Belas Ahmed. Development of antibacterial hemp hurd/poly (lactic acid) biocomposite for food packaging. Diss. University of Southern Queensland, 2017.]

## Bio-batterie

Dagli scarti della canapa è possibile realizzare un materiale per supercondensatori con prestazioni superiori al grafene e molto più economico. Un gruppo di ricercatori della Università dell'Alberta (Canada) ha costruito un supercondensatore utilizzando i nanomateriali derivati dalla canapa come elettrodi e un liquido ionico come elettrolita.

Le biobatterie a base di canapa sono costituite da nanofogli di carbonio 2D sintetizzati da precursori biorinnovabili come fibre di canapa, gusci di arachidi, bucce di banana, uova e altre sostanze organiche.

La fibra di canapa è costituita per il 70% da cellulosa cristallina che può essere trasformata in nanosheets, elettrodi in lamine sottilissime con grande superficie esposta e alta capacità di trasporto e conservazione dell'energia.

I risultati delle ricerche evidenziano una capacità di raggiungere e mantenere densità energetiche nettamente superiori a quelle dei dispositivi commerciali come le batterie a ioni di litio. Nelle applicazioni per batterie, questo si traduce in tempi di ricarica molto inferiori agli attuali standard. Il nuovo materiale risulta efficiente in un intervallo di temperature più elevato e la capacità dei supercondensatori di caricare e scaricare rapidamente l'intera massa di energia li rende fondamentali per l'efficienza delle batterie nei veicoli elettrici, anche per la possibilità di ricaricare le batterie in frenata.

La canapa costa all'uomo ed al pianeta mille volte meno e, al pari del grafene, permette di creare eccellenti supercondensatori e supertrasmettitori. La parte utilizzata è la corteccia, che di solito viene incenerita dopo che le parti utili della pianta sono state prelevate, si tratta di fibra composta da strati di lignina, emicellulosa e cellulosa cristallina dalla quale si possono separare nanomateriali simili a grafene.

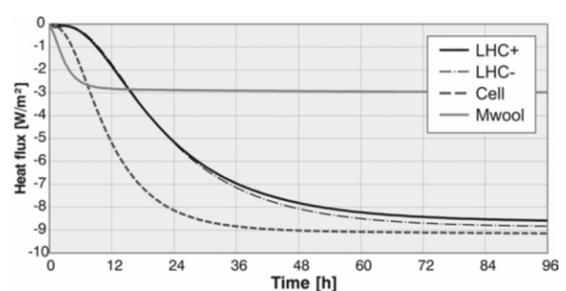
La migliore proprietà del dispositivo è la sua massima densità di potenza. A 60°C, il materiale produce 49 kW/kg, mentre il carbone attivo usato attualmente in elettrodi commerciali fornisce, alla stessa temperatura, 17 kW/kg. [Mitlin, David, et al. "Carbon Nanosheets." U.S. Patent Application No. 15/271,926.]

## Fornire materiali per l'edilizia

Con il termine bioedilizia (nota anche come edilizia sostenibile) ci si riferisce a strutture e processi di costruzione rispettosi dell'ambiente ed efficienti nel consumo di risorse durante tutto il ciclo di vita di un edificio: dai lavori di posa alla progettazione, costruzione, funzionamento, manutenzione, ristrutturazione e demolizione [Yan Ji and Stellios Plainiotis (2006): Design for Sustainability. Beijing: China Architecture and Building Pres].

La pratica Green Building amplia e integra i classici problemi di progettazione edilizia di economia, utilità, durata e comfort [Environmental Protection Agency. (October 28, 2009). Green Building Basic Information. Retrieved December 10, 2009, da <http://www.epa.gov/greenbuilding/pubs/about.htm>].

L'introduzione della canapa nei materiali da costruzione è una pratica relativamente recente. Il canapulo, la parte legnosa che si ricava dalla lavorazione del fusto, è stato introdotto nei primi anni '90 in Francia al fine di alleggerire il calcestruzzo [Evrard, A. & De Herde, A. (2005). Bioclimatic envelopes made of lime and hemp concrete. CISBAT 2005, September 2005, Ecole



Polytechnique Fédérale de Lausanne, Switzerland]. Il canapulo o la fibra derivanti dal fusto di canapa, in bioedilizia, sono miscelati in percentuali variabili ad un legante che può essere rappresentato dalla calce o dall'argilla per la produzione di diversi elementi costruttivi: mattoni, isolanti, riempimenti.

Quello della coibentazione è il campo di impiego dalla canapa più diffuso in edilizia, risulta infatti importante costruire e ristrutturare mirando al risparmio energetico così da ridurre le emissioni di gas serra in atmosfera causate dal consumo di energia fossile per il riscaldamento o raffreddamento degli appartamenti. La canapa da questo punto di vista assicura molti vantaggi.

In uno studio in cui viene comparata la dispersione di calore attraverso una parete con un gradiente di temperatura da 0°C (esterno) a 20°C (interno) tra calcestruzzo di calce-canapa e isolanti classici quali calcestruzzo cellulare e lana minerale, si è osservato come, nell'arco di 24h, vi sia una dispersione minima solo attraverso le pareti di calce canapa, con una perdita di 2°C rispetto ai 9°C della lana cellulare e gli 8°C del calcestruzzo cellulare [Evrard, A and De Herde, A. (2006) 'Dynamical interactions between heat and mass flows in Lime-Hemp Concrete' in Research in Building Physics and Building Engineering, London, Taylor & Francis Group], questo perché la massa termica intrinseca delle pareti con canapa agisce come un condensatore di calore [Bevan, R. and Wooley, T. (2009) 'Constructing a Low Energy House from Hemcrete and Other Natural Materials' in Proceedings of the 11th International Conference on Nonconventional Materials and Technologies (NOMCAT 2009), Bath, UK.; Miskin, Naomi. The Carbon Sequestration Potential of Hemp-binder. Diss. MSc Thesis. Machynlleth: GSE, Centre for Alternative Technology, 2010.]. Il legante a base di canapa è un materiale igroscopico che regola i livelli di umidità senza perdita di calore o uso di energia con la conseguente riduzione della crescita dei microrganismi e polvere sulle superfici così da garantire un ambiente interno più sano [Berge, B. (2009) The Ecology of Building Materials Second Edition, Italy, Elsevier.]. La vita utile di un edificio costruito in calcestruzzo di canapa si aggira intorno ai 100 anni [Walker, M. (2009) Hemp-lime: Internal insulation for solid walls. Thesis, MSc. Architecture: Advanced Environmental and Energy Studies, University of East London.] e, inoltre, l'agglomerato di canapa può essere rotto e riutilizzato al termine della vita dell'edificio [hoist (2009) Renders / plasters. Scaricabile: <http://www.lhoist.co.uk/tradical/pdf/renderers--plasters.pdf>]. Il calcestruzzo di canapa conferisce agli edifici una buona massa termica rendendoli in grado di mantenere una temperatura compresa tra 4 e 6° C più bassa rispetto alle temperature massime estive diurne [Roberts, S. (2008) 'Altering Existing Buildings in the UK'. Energy Policy 36 pp4482-4486] e, essendo un materiale igroscopico, riduce i carichi di raffreddamento del 30%; queste peculiarità garantiscono un ambiente confortevole sia in estate che in inverno.

### **Ridurre la deforestazione**

Un ettaro di canapa produce, in pochi mesi, la stessa cellulosa prodotta da 4 ettari di foresta in decenni e che la cellulosa di canapa non ha bisogno di sbiancanti chimici dannosi per l'ambiente, solo il 5% della carta mondiale viene fatta da piante annuali come la canapa o il lino.

Una volta estratta la fibra tessile dalla Canapa, o dopo aver raccolto i semi, rimangono la stoppa e la parte legnosa o canapulo, importanti materie prime.

Con la stoppa della canapa si può fabbricare una carta di alta qualità, sottile e resistente mentre con le fibre corte cellulosiche della parte legnosa (canapulo) si può produrre, invece, una carta di uso più comune, come la carta di giornale, i cartoni ecc.

La fibra di canapa è stata un ingrediente importante per la produzione di carta sin dalla sua invenzione in Cina, circa 1900 anni fa (attorno al 100 d.C.). Situazione rimasta invariata fino a quando l'invenzione della pressa da stampa e la meccanizzazione delle macchine per la carta richiesero più materia prima rispetto agli stock che canapa e lino potevano offrire. Questo indusse, circa 100 anni fa, all'uso degli alberi e ad una chimica più aggressiva per la produzione di pasta (cellulosa) e carta.

Agli albori della stampa la carta di canapa ebbe un ruolo preminente: la prima copia della Bibbia stampata da Gutenberg furono prodotte con questo tipo di carta, così come la bozza della dichiarazione d'indipendenza americana (1776) e o le banconote francesi, erano in carta di canapa.

Fare la carta con la fibra e il legno della canapa comporta importanti vantaggi: innanzitutto per la sua enorme produttività in cellulosa, infatti un ettaro di canapa produce, in pochi mesi, la stessa cellulosa prodotta da 4 ettari di foresta in decenni. Altro vantaggio è la bassa percentuale di lignina rispetto al legno degli alberi, che ne contengono circa il 20% oltre ad un'analoga percentuale di sostanze leganti.

Il processo per ottenere le microfibre pulite di cellulosa dal legno di alberi, e quindi la pasta per la carta, prevede l'uso di grandi quantità di acidi, impiegati per macerare il legno. Questa operazione, ad un tempo costosa ed inquinante e che si serve di derivati del petrolio, non è necessaria con la carta di canapa, ottenuta dalla sola fibra; mentre per ciò che riguarda il legno occorre meno della metà di acidi a base di cloro. Grande pregio della carta di canapa è quello di non ingiallire con il passare del tempo, come accade invece alla carta da legno. Ciò è dovuto alla sua bassa concentrazione di lignina: nel processo di fabbricazione della carta dal legno di alberi invece il legno spappolato è trattato chimicamente per annullare le proprietà coloranti della lignina, ma con il tempo questo trattamento tende a degradare e la lignina, se esposta alla luce, torna a riflettere le lunghezze d'onda riconoscibili nella fascia del giallo dello spettro visibile.

La fibra e il legno della canapa sono già di colore bianco, e la carta che se ne ottiene è dunque già stampabile. Per renderla completamente bianca è sufficiente un trattamento al perossido di idrogeno (acqua ossigenata), invece dei composti a base di cloro necessari per la carta ricavata dal legno degli alberi, altamente inquinanti.

## **Conclusioni**

In Italia vi sono centinaia di siti ufficialmente riconosciuti, e molti di più non ancora ufficialmente definiti come "d'interesse" nei quali la qualità del suolo è compromessa dalle più svariate attività antropiche. L'Ispra (Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale) ha creato l'anagrafe dei siti inquinati da bonificare (in costante aggiornamento) e ha sviluppato un metodo per scegliere, caso per caso, la tecnologia più adatta per bonificare un suolo contaminato.





*La mappa dei siti inquinati in Italia (Fonte: ministero dell'ambiente)*

La canapa rappresenta una risorsa pulita per un'economia ecosostenibile. È una coltura particolarmente preziosa perché non inquina ed è perfettamente riciclabile, grazie ai suoi numerosi possibili impieghi nell'industria, bonifica i terreni contaminati permettendo agli agricoltori di avere un ricavato economico in quelle terre in cui non è possibile coltivare piante destinate all'industria alimentare. Un aspetto importante da tenere in considerazione è il costo che bisogna coprire per l'operazione di bonifica; utilizzando accorgimenti per la riduzione della biomassa, ad esempio il compostaggio, e immettendo sul mercato i semilavorati della pianta non interessati dal bioaccumulo (fibra o canapulo) è possibile abbattere considerevolmente il costo principale della fitobonifica: il conferimento in discarica. Ovviamente è necessario valutare, caso per caso, il costo delle varie operazioni e verificare le possibili vie di smaltimento/immobilizzazione dei contaminanti una volta rimossi.

La coltura di canapa è un progetto di cultura ambientale, cultura industriale e di riattivazione giovanile: un modello di Economia circolare.

La sua coltivazione offre infinite possibilità, le sue capacità di fito-risanamento e rivalorizzazione del territorio, anche attraverso il recupero di una tradizione italiana secolare ormai quasi scomparsa, i suoi innumerevoli utilizzi in campo ambientale e commerciale, grazie anche all'industria di trasformazione e all'innovazione, rendono la sua coltivazione preziosa in molti settori produttivi.

Nei nuovi processi culturali di riadattamento dei territori ad elevata concentrazione industriale in fase di riconversione si prevede il recupero di antiche produzioni "leggere ma ad elevato valore aggiunto".

La Cannabis sativa è una pianta estremamente circular e può arrivare a contare 50.000 mila tipi di utilizzi differenti in diversi settori. Potrebbero essere prodotti almeno 25 mila beni, tutti naturali ed ecocompatibili senza contare il fatto che impiegata in progetti di fitodepurazione è deestramente utile e versatile per depurare acque e bonificare suoli contaminati.

## USO DELLA SPECIE CANNABIS SATIVA SU SUOLI AGRICOLI CONTAMINATI DA METALLI IN SARDEGNA

Canu Marta, Mulè Paolo, Spanu Erminio, Fanni Stefania, Carboni Gianluca  
*Agris Sardegna – Agenzia per la Ricerca in Agricoltura*

La diffusione di contaminanti originati dai siti minerari, ormai dismessi, coinvolge ampie superfici della Sardegna, incluse estese superfici agricole nelle quali deve essere ancora sviluppato un sistema produttivo sostenibile. In tale contesto l'Agenzia per la ricerca in agricoltura della Sardegna (Agris), mediante il progetto sperimentale CANOPAES, ha realizzato una coltivazione sperimentale di *Cannabis sativa* su un suolo agricolo interessato da contaminazione di metalli di origine mineraria, al fine di valutarne la sostenibilità ambientale ed economica in attività di risanamento.

La canapa, tradizionalmente coltivata per la produzione di fibra, dopo un lungo periodo di abbandono, negli ultimi anni è stata oggetto di un elevato interesse in diversi settori produttivi. Nello studio sono state valutate 3 varietà di *Cannabis sativa* (Usò 31, Felina 32, Futura 75) su una superficie agricola in cui le concentrazioni medie di contaminanti sono 9 mg kg<sup>-1</sup> di Cd, 1.031 mg kg<sup>-1</sup> di Pb e 1.084 mg kg<sup>-1</sup> di Zn.

Sulla biomassa ottenuta sono stati rilevati i principali parametri bio - morfologici e le concentrazioni di Cd, Pb e Zn nelle diverse frazioni vegetali.

Dai primi risultati ottenuti è emerso che le varietà coltivate sono in grado di crescere e svilupparsi portando a termine il ciclo colturale anche in condizioni ambientali difficili.

Le analisi del contenuto di metalli rilevati nella biomassa vegetale hanno messo in evidenza una limitata tendenza della canapa ad accumulare elevate concentrazioni di metalli biotossici (Cd e Pb) negli steli, nelle infiorescenze e nei semi, mentre concentrazioni maggiori di Zn sono state rilevate nelle foglie (>1.000 mg kg<sup>-1</sup>).

I risultati ottenuti incoraggiano a proseguire la sperimentazione per verificare la possibilità dell'impiego della biomassa ottenuta dalla canapa in diversi settori produttivi.

*Key words:* canapa, fitorisanamento, recupero ambientale.

### Introduzione

L'attività mineraria, che in passato ha avuto una grande importanza economica e di sviluppo sociale in Sardegna, risulta ad oggi completamente abbandonata ma ha lasciato in eredità un'importante problematica di contaminazione ambientale.

Le aree principalmente interessate dall'attività mineraria sono attualmente comprese all'interno del Sito d'Interesse Nazionale (SIN) del Sulcis – Iglesiente – Guspinese, nella Sardegna Sud - occidentale. Secondo l'ultimo aggiornamento alla perimetrazione di questo [SIN](#), nel rispetto di quanto indicato nel D.M. 28/10/2016 (MATTM, 2016), le aree minerarie interne al SIN occupano 9.111 ha.

I contaminanti originati dalle lavorazioni praticate nei siti minerari sono stati e sono ancora soggetti a importanti fenomeni di diffusione eolica e idrica, coinvolgendo ampie superfici della Sardegna. Fra le aree interessate dai fenomeni diffusivi si trovano estese superfici a destinazione agricola. I terreni agricoli interessati da fenomeni di contaminazione sono spesso utilizzati per il pascolo ovino o per la produzione di foraggi mentre, nelle aree irrigue è possibile incontrare anche colture a più alto reddito come quelle orticole.

Per utilizzare in maniera sostenibile queste aree, è necessario fornire soluzioni adeguate ai principali attori del settore agricolo, primi fra tutti gli imprenditori agricoli del territorio. L'utilizzo a scopi produttivi dei suoli agricoli interessati dall'apporto di metalli originati dalle attività minerarie, può non essere in accordo con quanto prescritto dalla normativa vigente che regola i contenuti di contaminanti nei prodotti agricoli. In ottemperanza a quanto disposto dall'art. 241 del D.Lvo 152/2006, per gli interventi di bonifica, ripristino ambientale e di messa in sicurezza delle aree destinate alla produzione agricola e all'allevamento, è attesa l'emanazione di uno specifico regolamento. Vi sono però alcune norme di riferimento di particolare importanza, strettamente attinenti al problema, come la Direttiva CE 32/2002 (Unione Europea, 2002), che definisce la conformità di prodotti destinati all'alimentazione degli animali e il Regolamento CE 1881/2006 (Unione Europea, 2006), che definisce i tenori massimi di alcuni contaminanti nei prodotti alimentari. I terreni agricoli che, a causa della presenza di contaminanti, risultano problematici ai fini della produzione di prodotti alimentari e foraggeri, potrebbero comunque essere destinati alla produzione di biomasse a scopo energetico. In tal modo la biomassa potrebbe essere prodotta nell'ottica di sviluppare delle filiere sostenibili dal punto di vista economico ed ambientale sfruttando aree marginali poco utilizzate. Fra le colture che possono essere destinate alla produzione di energia e/o coltivate su suoli contaminati, sta riscuotendo notevole interesse la canapa industriale, *Cannabis sativa* L. (Shi e Cai, 2009; Kreuger *et al.*, 2011; Prade *et al.*, 2012; Rehman *et al.*, 2013; Das *et al.*, 2017; Kumar *et al.*, 2017). Si ritiene inoltre che dalla coltivazione della canapa possano essere ottenuti numerosi prodotti da utilizzare per scopi industriali (biocarburanti, lubrificanti industriali e vernici, isolanti, materiali edili, carta, abiti, materiali plastici per diversi usi) ma anche alimentari.

La specie *Cannabis sativa*, conosciuta come canapa da fibra, era molto diffusa in Italia sino agli anni '50, quando veniva coltivata nelle pianure più fertili per la produzione di fibre. Negli anni successivi, c'è stata una rapida diminuzione delle superfici coltivate, principalmente a causa della scarsa meccanizzazione delle operazioni colturali e dell'avvento delle fibre sintetiche, fino alla scomparsa della coltura. Attualmente la specie sta riscuotendo notevole interesse in diverse aree del mondo sia per le produzioni a destinazione industriale non alimentare (colture no - food) che per la produzione di alimenti. In Italia la sua coltivazione è normata dalla Legge 2 dicembre 2016, n. 242 "*Disposizioni per la promozione della coltivazione e della filiera agroindustriale della canapa*". Mediante tale provvedimento, la coltivazione della canapa può essere condotta con minori adempimenti rispetto al passato, coltivando solo le varietà presenti nel Catalogo Europeo comune delle varietà delle specie agricole e nel rispetto degli impieghi definiti per il prodotto. Il crescente interesse commerciale per i semi di canapa (Grassi, 2017) e la necessità di massimizzare il ritorno economico della coltura, sta stimolando un progressivo spostamento dell'interesse dal tradizionale uso tessile e/o cartario verso la coltivazione a duplice attitudine. Si sta gradualmente diffondendo infatti, la coltivazione con lo scopo di raccogliere sia steli che semi (denominati acheni), sfruttando al meglio la biomassa prodotta e ottenendo al contempo molteplici prodotti (bioraffineria).

La canapa industriale ha potenzialità interessanti per le sue caratteristiche di rusticità (in genere non necessita di interventi di difesa e diserbo) e per l'elevato ritmo di crescita che la rende molto competitiva rispetto alle erbe infestanti. È inoltre una coltura che richiede una ridotta quantità di input energetici (combustibili, fertilizzanti, antiparassitari, ecc.).

La canapa, inoltre, ha riscosso un certo interesse anche come specie fito-decontaminante (Angelova, 2004; Linger *et al.*, 2005; Meers *et al.*, 2005; Shi e Cai, 2009; Shi *et al.*, 2012; Girdhar e Raj, 2014) e, questa caratteristica, unitamente alla possibilità di utilizzare la sua biomassa a fini produttivi, la rende particolarmente interessante per la coltivazione di suoli

agricoli contaminati.

In tutta questa riscoperta della coltivazione della canapa si inserisce la richiesta del Consiglio Regionale della Regione Autonoma della Sardegna di finanziare un progetto sperimentale con l'obiettivo di procedere "all'urgente bonifica di terreni sottoposti a fenomeni di grave inquinamento" e "trovare nuovi utilizzi economici per queste aree". Mediante la L.R. n. 5/2015 (RAS, 2015), la Regione Sardegna ha quindi disposto che venisse avviato un progetto sperimentale di bonifica di terreni agricoli tramite la coltivazione della canapa affidando l'esecuzione all'Agenzia per la ricerca in agricoltura della Sardegna (Agris), che ha predisposto e avviato il progetto sperimentale CANOPAES (CANapa: OPportunità Ambientali ed Economiche in Sardegna), mediante il quale intende valutare l'efficacia della specie *Cannabis sativa* per il fitorisanamento di suoli contaminati.

Individuare soluzioni per la valorizzazione di aree agricole sottoposte a fenomeni di grave inquinamento da agenti chimici persistenti mediante l'ottenimento di produzioni innovative, economicamente ed ecologicamente sostenibili tramite la coltivazione della canapa sono gli obiettivi principale del progetto.

Nel presente lavoro vengono descritte le attività svolte nei primi due anni del progetto e i primi risultati ottenuti. L'attività sperimentale è stata realizzata interamente nelle condizioni di pieno campo, in aziende agricole private. A tal fine verranno esposti i risultati ottenuti nella coltivazione condotta su un'area interessata da fenomeni di contaminazione e confrontati con quelli ottenuti in un suolo non contaminato.

## Materiali e metodi

Nella conduzione del progetto le attività svolte hanno riguardato una articolata fase preparatoria ed organizzativa che è stata propedeutica alla prima annata di sperimentazione in campo. Di seguito verranno prima descritte tali attività e successivamente il protocollo applicato per il primo anno di coltivazione.

### Organizzazione del progetto ed individuazione dei siti sperimentali

Al fine di poter valutare concretamente le criticità presenti nelle attività di fitorisanamento delle aree gravate da fenomeni di inquinamento, si è scelto di svolgere l'attività sperimentale direttamente nei campi delle aziende agricole. La coltivazione si svolge così in condizioni ambientali ordinarie dell'impresa agricola, secondo le indicazioni dei ricercatori partecipanti al progetto (sperimentazione "on farm").

Per questo motivo in una prima fase è stata promossa un'attività di animazione nel territorio per informare gli imprenditori locali sull'opportunità di partecipare al progetto CANOPAES, coltivando la canapa su suoli agricoli coinvolti da fenomeni di contaminazione. A tal fine sono state bandite più manifestazioni di interesse pubbliche, alle quali hanno aderito più di 50 imprese, che hanno proposto numerosi siti (circa 80) nei quali realizzare campi sperimentali.

I siti proposti nelle manifestazioni di interesse sono stati georeferenziati e valutati singolarmente, considerando le informazioni cartografiche disponibili sulle aree minerarie dismesse e siti inquinati (Sistema informativo regionale ambientale – [SIRA](#)) per valutare la loro idoneità come siti di studio. Una volta individuati i siti di studio potenziali, sono stati effettuati sopralluoghi in campo e campionamenti speditivi dei suoli. Fra quelli che presentavano le caratteristiche idonee ovvero presenza di suoli agricoli potenzialmente contaminati, in base alle analisi effettuate, sono stati infine selezionati i siti nei quali è stata realizzata la sperimentazione.

Al fine di valutare la potenziale contaminazione nei suoli a destinazione agricola, si è fatto riferimento alle Concentrazioni Soglia di Contaminazione (CSC) per i siti ad uso verde

pubblico e residenziale di cui al D.Lgs 152/2006 (allegato V del Titolo V, Parte IV, colonna A, tabella 1).

Sono inoltre stati individuati siti non contaminati, ritenuti di interesse per la riuscita della coltivazione per le ottimali caratteristiche agronomiche - infrastrutturali, la presenza di sistemi di irrigazione e le capacità tecniche degli imprenditori.

I siti sperimentali riportati nel presente lavoro sono due e saranno di seguito chiamati "Sito Inquinato" e "Sito Non Contaminato".

Il Sito Inquinato considerato in questo lavoro dista circa 150 m dal perimetro dell'area SIN del bacino fluviale del Rio Sitzerri, nel Comune di Guspini (Sardegna sud occidentale), dove le esondazioni del corso d'acqua hanno depositato negli anni '30, ingenti quantitativi di scarti di lavorazione, ricchi di metalli, provenienti dall'area mineraria di Montevecchio. Nel suolo utilizzato per la sperimentazione è stata rilevata un'elevata concentrazione di Cd, Pb e Zn. Il distretto minerario di Montevecchio, infatti, era destinato principalmente all'estrazione di Pb e Zn e, oltre a questi metalli, altri come As, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Sb, originati dal processo estrattivo, sono stati diffusi nell'ambiente circostante (Cidu, 2011; Vacca *et al.*, 2012). Si stima che attualmente, la superficie del bacino del Sitzerri interessata dalla contaminazione descritta, si estenda su circa 400 ha e che, per le sue caratteristiche pedologiche può essere considerata un'area agricola irrigabile (Vacca *et al.*, 2012), ma risulta economicamente danneggiata dalla presenza di metalli contaminanti. L'area nella quale insiste questo sito sperimentale è generalmente utilizzata per la produzione di pascolo e foraggio, all'interno di un'area irrigua consortile in cui l'infrastrutturazione è dismessa.

Il Sito Non Contaminato, impiegato come testimone, è localizzato presso il Comune di San Giovanni Suergiu (Provincia del Sud Sardegna), è servito da infrastrutturazione irrigua consortile ed è generalmente utilizzato per la produzione di foraggi in irriguo.

### **Protocollo sperimentale**

In ciascun sito sperimentale, su una superficie di circa 5.000 m<sup>2</sup>, sono state seminate 3 varietà di canapa (Uso 31, Felina 32, Futura 75), caratterizzate da un differente sviluppo vegetativo, applicando un disegno sperimentale a blocchi randomizzati completi con 3 repliche.

Al fine di valutare la produzione di biomassa e la concentrazione di Cd, Pb e Zn nel materiale vegetale, alla maturazione dei semi sono state raccolte due tipologie di campioni: piante falciate (di seguito chiamate "falciato") e piante estirpate complete di radici. Per ciascun tipo di campione sono stati realizzati due sub campionamenti. Il falciato è stato ottenuto tagliando le piante su una superficie conosciuta e lasciando sul terreno circa 10 cm della parte basale dello stelo, ovvero simulando uno sfalcio ordinario. I campioni di piante falciate, hanno consentito la stima delle rese in biomassa totale che verrebbero ottenute in condizioni ordinarie di campo. Sulle piante estirpate invece, sono state separate le diverse frazioni vegetali (radici, steli, foglie, infiorescenze, semi).

Il materiale vegetale proveniente dai campioni ottenuti da destinare alle analisi chimiche è stato prima pesato tal quale e successivamente essiccato a 65°C per 72 h.

Per valutare il contenuto totale di metalli nei suoli, i campioni sono stati sottoposti a digestione acida (acqua regia) secondo il metodo di prova XI.1 D.M. 13/09/1999, mentre il materiale vegetale è stato sottoposto a digestione acida (acido nitrico) con aggiunta di perossido di idrogeno, in accordo con quanto riportato nei Rapporti ISTISAN 96/34. La digestione dei campioni di suolo e del materiale vegetale è avvenuta in microonde (MARS 5, CEM) e le soluzioni ottenute sono state analizzate mediante ICP - OES (OPTIMA 7300 DV, Perkin - Elmer). Per valutare la disponibilità dei metalli si è utilizzata la procedura prevista dal metodo di prova XII.1 D.M. 13/09/1999.



Per quanto riguarda i campioni di suolo, il pH dei campioni è stato rilevato mediante il metodo di prova III.1 D.M. 13/09/1999, il contenuto di materia organica con il metodo di prova VII.1 D.M. 13/09/1999 (mediante analizzatore elementare RC612, LECO), quello di azoto con il metodo di prova XIV.1 D.M. 13/09/1999 (mediante analizzatore elementare FP - 512, LECO).

I dati ottenuti dai campionamenti e dalle analisi sul materiale vegetale sono stati sottoposti ad analisi statistica. Preliminarmente sono stati applicati dei test per verificare l'omogeneità delle varianze (Test di Bartlett) e la normalità delle distribuzioni (Shapiro - Wilk e Box - Cox). Per riportare le distribuzioni delle concentrazioni dei metalli alla distribuzione normale sono stati calcolati i rispettivi logaritmi addizionati del valore di 0,5 e, successivamente, è stata eseguita l'analisi statistica utilizzando i modelli misti. Nel modello, il sito, la varietà e le parti di pianta sono stati considerati come effetto fisso, mentre, il blocco, la parcella e il sub-campionamento sono stati considerati come effetto casuale. Per le analisi, svolte sui valori trasformati, è stato utilizzato il software GenStat (VSN International, 2015) utilizzando la procedura VMCOMPARISON per la separazione delle medie delle variabili ad effetti fissi ( $\alpha = 0,05$ ).

## **Risultati e discussione**

I risultati ottenuti durante i primi due anni del progetto sono di seguito presentati raggruppati in due tipologie: quelli inerenti la fase di organizzazione ed individuazione dei siti sperimentali e quelli del primo anno di sperimentazione in campo.

### **Organizzazione del progetto ed individuazione dei siti sperimentali**

Durante le prime fasi di attività, nel selezionare i siti sperimentali, ne sono stati individuati diversi ritenuti interessanti per la presenza di contaminanti. A seguito di problemi burocratici nel caso di superfici ad uso civico, di mancata disponibilità irrigua o di ripensamento da parte dell'imprenditore il numero dei siti sperimentali inizialmente individuati per il piano sperimentale si è poi ridotto notevolmente.

In particolare proprio nel Sulcis Iglesiente, dove sono stati individuati numerosi siti con superfici contaminate, è stata riscontrata la mancanza di disponibilità irrigua. Questo fattore rende estremamente difficoltoso, se non impossibile, realizzare proficuamente una sperimentazione con una coltura irrigua come la canapa che in ambienti meridionali deve essere condotta con l'ausilio dell'irrigazione. Tale problematica è stata osservata, non solo, dove da sempre mancano le opere infrastrutturali dedicate, ma anche, nei territori che nel passato sono stati interessati da importanti opere di infrastrutturazione irrigua oramai non utilizzate a causa dell'inquinamento sopraggiunto.

Fra questi ultimi è rappresentativo il sito inquinato utilizzato per la sperimentazione del presente lavoro. Prima della semina infatti è stato necessario ripristinare l'impianto irriguo. Nonostante questo, durante la sperimentazione si sono verificati alcuni malfunzionamenti che hanno compromesso parzialmente lo sviluppo della coltura e la produzione della biomassa.

Quanto osservato evidenzia un'ulteriore problematica concreta nelle aree agricole contaminate, consistente nel fatto che l'abbandono progressivo dei sistemi di irrigazione è un importante fattore che concorre al loro degrado e quindi ne impedisce l'uso immediato. Nel valutare la convenienza economica a coltivare canapa in suoli contaminati, occorre dunque tenere in considerazione anche dei costi di attivazione o di ripristino dei sistemi di irrigazione.

## Risultati sperimentali

I principali parametri analitici riscontrati nella fase di caratterizzazione dei suoli dei siti sperimentali sono riportati in Tabella 1.

Tabella 1. Parametri analitici rilevati nei suoli sperimentali.

Parametri	Sito Inquinato	Sito non contaminato
Cd Totali	9*	0,4
Cd Assimilabile (in DTPA)	5,85	0,12
Pb Totali	1031**	24,1
Pb Assimilabile (in DTPA)	250,5	4,18
Zn Totali	1084,5*	61,8
Zn Assimilabile (in DTPA)	212,5	2,25
pH (in H <sub>2</sub> O)	6,4	8,0
CaCO <sub>3</sub> tot (g/kg)	0,5	117
C Organico (g/kg)	11,9	5,1
N totale (g/kg)	1,3	1,5
CSC (me/100 g)	23,3	24
P assimilabile (mg/kg)	11,9	7,3
K (mg/kg)	300	10

\* Superamento CSC Colonna A, Allegato 5, tab.1, Parte IV del D.Lgs 152/2006 - Siti ad uso verde pubblico, privato e residenziale.

\*\* Superamento CSC Colonna B, Allegato 5, tab.1, Parte IV del D.Lgs 152/2006 - Siti ad uso commerciale e industriale.

Dai primi risultati è emerso che le varietà coltivate sono in grado di crescere e di svilupparsi e, con la maturazione dei semi, di portare a termine il ciclo colturale. Nel Sito Inquinato questo risultato è stato osservato nonostante, oltre alla presenza di elevate concentrazioni di metalli nel suolo, si siano verificate condizioni ambientali ed agronomiche sfavorevoli. Come già descritto precedentemente, infatti, la gestione irrigua non è stata ottimale, poiché l'acqua di irrigazione è stata distribuita con un impianto che ha presentato malfunzionamenti determinando una distribuzione non omogenea delle irrigazioni, una intensità non ottimale (mm di acqua per ora) e turni irrigui irregolari. Queste condizioni hanno determinato fenomeni di ristagno idrico che hanno facilitato lo sviluppo di patogeni fungini terricoli (soprattutto patogeni appartenenti al genere *Fusarium*). L'ambiente sfavorevole allo sviluppo e crescita della coltura è stato inoltre aggravato da un prolungato periodo di alte temperature (in diverse occasioni sono stati superati i 40°C).

Dalle analisi del contenuto di metalli nella biomassa vegetale delle 3 varietà coltivate, è stato possibile rilevare il verificarsi di comportamenti differenti a seconda del metallo analizzato e a seconda che l'analisi si riferisca all'intera biomassa aerea asportabile, oppure alle singole parti di pianta analizzate.

Nella figura 1 è possibile osservare le concentrazioni medie di Zn, Pb e Cd riscontrate nel falciato e nelle diverse frazioni delle piante. In linea generale il metallo maggiormente traslocato è stato lo Zn, seguito dal Pb e dal Cd.

Nella biomassa aerea ottenuta dalla falciatura delle piante (falciato), in ciascuna varietà le concentrazioni di Cd e Zn rilevate nel sito inquinato sono maggiori di quelle rilevate nel Sito Non Contaminato. Questa osservazione invece non è verificata nel caso del Pb, per il quale le concentrazioni rilevate sono simili per i due siti sperimentali.

In linea generale non sono state riscontrate differenze nella concentrazione dei contaminanti fra le singole varietà, fatta eccezione per Uso 31 nella quale, nel Sito Inquinato sono state rilevate concentrazioni più elevate di Zn rispetto alle altre varietà testate.

Le concentrazioni di Zn riscontrate nel sito inquinato sono risultate comprese tra 163 e 295 mg kg<sup>-1</sup>. Tali valori sono in accordo con quanto osservato nella biomassa aerea da Meers *et al.* (2005) in sperimentazione in vaso. I valori osservati nella biomassa raccolta nel sito non contaminato possono dirsi in accordo con quelli normalmente riscontrati nelle piante (Kabata - Pendias e Mukherjee, 2007).

Nel caso del Pb, per il quale sono stati riscontrati valori simili nelle piante cresciute nei due siti, i valori sono stati compresi fra 4,4 e 6,6 mg kg<sup>-1</sup>.

I contenuti di Cd nel sito inquinato sono risultati compresi tra 2,5 e 3,9 mg kg<sup>-1</sup> mentre nel sito Non Contaminato questo metallo non è stato rilevato.

Le concentrazioni di Cd osservate nella biomassa aerea risultano inferiori a quelle massime riscontrate da Shi *et al.* (2012) e da Shi e Cai (2009). Sia le concentrazioni di Pb che quelle di Cd invece, possono dirsi dello stesso ordine di grandezza di quanto osservato da Meers *et al.* (2005).

Dalla valutazione dei risultati ottenuti sulle piante intere, emerge che il materiale ottenuto dallo sfalcio del campo inquinato, a causa delle concentrazioni di Cd (Direttiva CE 2002/32), non potrebbe essere destinato alla produzione di mangimi animali tal quale. Secondo questo spazio normativo però, la biomassa aerea, eventualmente trattata, potrebbe essere destinata alla preparazione di alcuni prodotti (per esempio premiscele). Per quanto riguarda il Pb le concentrazioni riscontrate sono al di sotto dei limiti normativi, mentre i contenuti massimi di Zn non sono attualmente normati. A tal proposito, secondo uno studio realizzato su pecore alimentate presso un sito contenente elevate concentrazioni di Zn e Pb, i livelli di questo elemento nel sangue degli animali è risultato comunque limitato (Kabata - Pendias e Mukherjee, 2007).

Se si osserva più in dettaglio la concentrazione di contaminanti nelle singole frazioni vegetali, ne risulta che i contaminanti hanno avuto una differente distribuzione nelle diverse parti di pianta.

Per quanto riguarda lo Zn, l'ordine di concentrazione rilevato nelle frazioni delle piante cresciute nel sito contaminato, se non si fa distinzione per le singole varietà, è stato il seguente: foglie>semi> steli>radici. Lo stesso ordine non si ripete nel sito non contaminato (foglie>steli>radici e semi). Dallo studio delle frazioni vegetali, tenendo in considerazione quanto osservato per le singole varietà, è stato rilevato che i contenuti di Zn sono stati particolarmente elevati nelle foglie delle piante cresciute nel sito inquinato, dove sono state rilevate concentrazioni superiori a 1.000 mg kg<sup>-1</sup> (dato medio del campione).

Negli steli e nei semi del Sito Inquinato le concentrazioni di Zn rilevate sono simili, il valore massimo osservato negli steli è stato pari a 191 mg kg<sup>-1</sup> (dato medio del campione, nella varietà Uso 31) mentre nei semi è stato di 211 mg kg<sup>-1</sup> (dato medio del campione, nella varietà Futura 75). Anche nelle radici delle piante cresciute nel sito inquinato le concentrazioni di Zn osservate non si discostano da quelle descritte per gli steli e i semi.

Le concentrazioni di Zn sopra descritte, per le diverse frazioni vegetali, possono dirsi in generale più elevate di quelle riscontrate su scala di campo in Bulgaria da Angelova *et al.* (2004).

Analizzando i risultati analitici del piombo, l'ordine di concentrazione rilevato nelle frazioni delle piante cresciute nel sito contaminato, se non si fa distinzione per le singole varietà, è stato il seguente: radici > foglie, steli >semi. Lo stesso ordine non si ripete nel sito non contaminato (foglie> semi >radici, steli).

Dallo studio delle frazioni vegetali, tenendo in considerazione quanto osservato per le singole varietà, il valore massimo, pari a 26 mg kg<sup>-1</sup> (dato medio del campione) è stato riscontrato nelle radici delle piante appartenenti alla varietà Uso 31 cresciute nel Sito Inquinato.

Relativamente alle piante cresciute nel Sito Inquinato, nelle frazioni di biomassa epigea

analizzate, nelle foglie, negli steli e nei semi, sono state rilevate concentrazioni di Pb simili a quelle del Sito Non Contaminato. Nelle foglie sono stati rilevati valori compresi fra 5 e 13,8 mg kg<sup>-1</sup>, mentre nei semi fra 1 e 3,4 mg kg<sup>-1</sup>. Le concentrazioni di Pb sopra descritte, sono inferiori a quelle riscontrate da Angelova *et al.* (2004) in radici, steli e semi di piante cresciute su suoli contenenti circa 200 mg kg<sup>-1</sup> di Pb, mentre nelle foglie possono dirsi dello stesso ordine di grandezza.

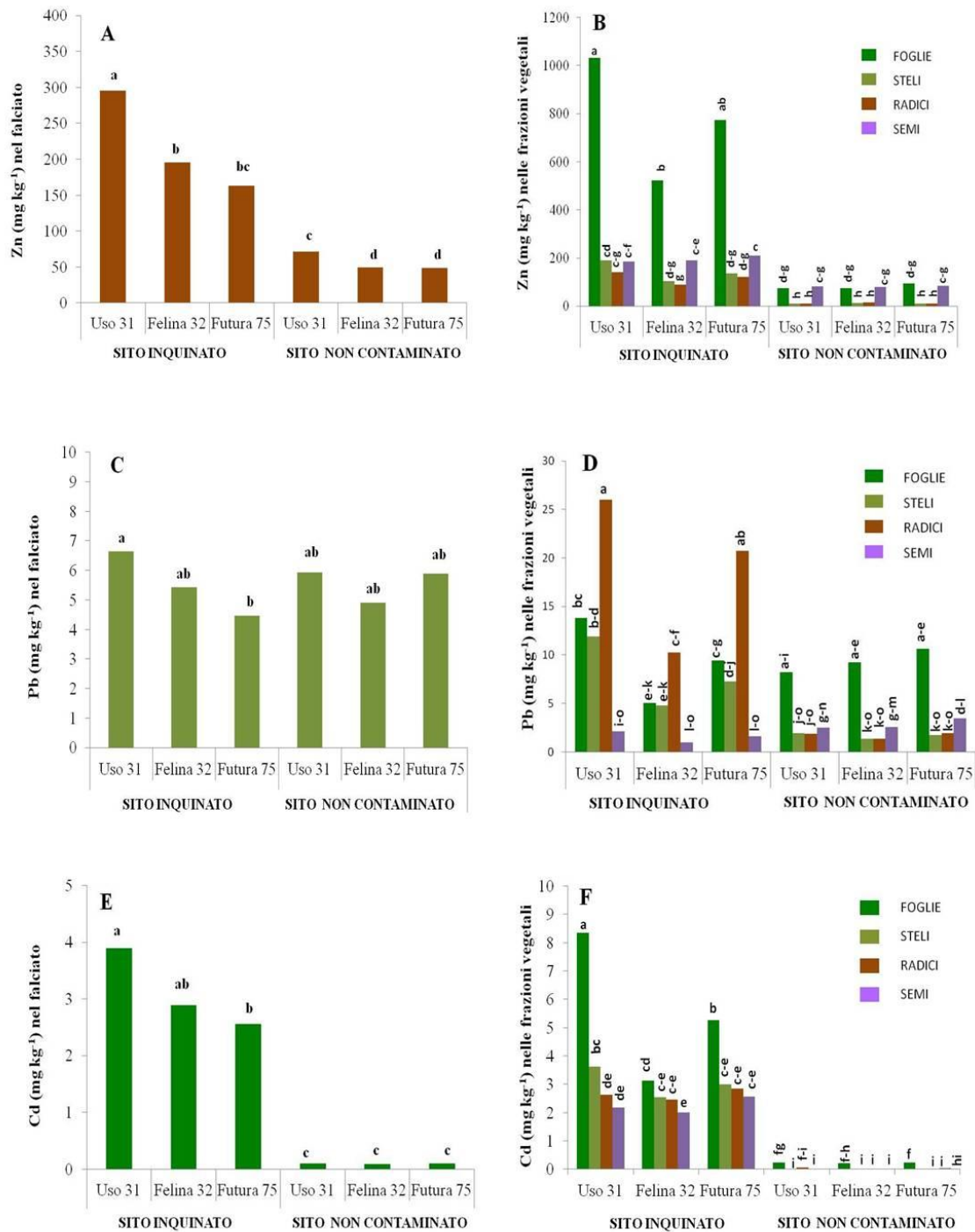
Riguardo al Cd, l'ordine di concentrazione rilevato nelle frazioni delle piante cresciute nel sito contaminato, se non si fa distinzione per le singole varietà, è stato il seguente: foglie > steli, radici, semi. Nel sito non contaminato questo metallo non è stato rilevato.

Dallo studio delle frazioni vegetali delle piante cresciute nel Sito Inquinato, tenendo in considerazione quanto osservato per le singole varietà, la concentrazione massima (8,4 mg kg<sup>-1</sup>, dato medio del campione) è stata rilevata nelle foglie delle piante appartenenti alla varietà Uso 31. Nei semi, negli steli e nelle radici sono state rilevate concentrazioni simili, con valori compresi fra 2 e 3,6 mg kg<sup>-1</sup>. Le concentrazioni di Cd sopra descritte, possono dirsi inferiori a quelle riscontrate nelle diverse parti vegetali da Shi *et al.* (2012) in coltura idroponica e da Shi e Cai (2009) in vaso. Le concentrazioni di Cd rilevate nella presente sperimentazione si discostano notevolmente da quelle massime pari a 830 mg kg<sup>-1</sup>, osservate nelle radici da Linger *et al.* (2005) su coltivazione realizzata in vaso. Questi stessi autori riportano però che la concentrazione di Cd nelle radici decresce nel tempo, fino a raggiungere, a fine sperimentazione, 42 mg kg<sup>-1</sup> nelle radici, 20 mg kg<sup>-1</sup> nei fusti e 15 mg kg<sup>-1</sup> nelle foglie. Possono inoltre dirsi inferiori a quelle riscontrate su 18 accessioni di canapa (in coltura idroponica) da Shi *et al.* (2012) che hanno rilevato valori compresi fra 11,4 e 33,3 mg kg<sup>-1</sup> nelle parti aeree e fra 217 e 481 mg kg<sup>-1</sup> nelle radici. I valori osservati nelle piante nella presente sperimentazione sono dello stesso ordine di grandezza di quelle riscontrate da Zhang *et al.* (2013) a basse dosi di contaminante in vaso ( $\leq 10$  mg kg<sup>-1</sup>) e da Angelova *et al.* (2004) in coltivazione su scala di campo. Secondo quanto emerso dai risultati ottenuti durante il primo anno di sperimentazione, le varietà coltivate sono in grado di crescere e di svilupparsi fino alla maturazione dei semi, anche in presenza di elevate concentrazioni di metalli nel suolo e in condizioni ambientali ed agronomiche sfavorevoli.

Dalle analisi del contenuto di metalli nella biomassa vegetale è stato rilevato che, in linea generale, il metallo maggiormente traslocato è stato lo Zn, seguito dal Pb e per ultimo dal Cd. Nelle singole varietà, le concentrazioni di Cd e Zn per ciascuna di esse sono risultate sempre più elevate nel sito inquinato rispetto a quello non contaminato. Questo comportamento non è stato invece verificato nel caso del Pb per il quale le concentrazioni rilevate sono simili nei due siti sperimentali.

Da quanto esposto emerge una limitata tendenza della canapa ad accumulare elevate concentrazioni di metalli biotossici (Cd e Pb) nella biomassa vegetale. In particolare, la presenza di bassi quantitativi di contaminanti sulle frazioni commerciali maggiormente richieste (steli, semi e/o infiorescenze) incoraggia ad esplorare e approfondire la possibilità di utilizzare in numerose filiere la biomassa ottenuta su suoli contaminati.

**ATTI del IV Workshop nazionale  
BONIFICA, RECUPERO AMBIENTALE E SVILUPPO DEL TERRITORIO:  
ESPERIENZE A CONFRONTO SUL FITORIMEDIO**



Concentrazioni di Cd, Pb e Zn rilevate nei tessuti vegetali: falcciato (A, C, E) e nelle frazioni vegetali (B, D, F). Le lettere indicano l'esistenza di differenze significative fra i campioni.

## Conclusioni

Con il progetto CANOPAES si intende fornire un contributo alla conoscenza delle possibilità di utilizzare aree agricole contaminate da attività minerarie per colture ad elevata redditività, al fine di attivare utilizzi alternativi a quelli produttivi attuali.



Il progetto, pur con tutte le difficoltà di ordine burocratico e infrastrutturale dovute alla scelta di svolgere attività sperimentali “on farm”, ha già dato alcuni risultati interessanti.

Al momento, in primo luogo possiamo affermare che la canapa riesce a crescere e portare a termine il suo ciclo colturale in terreni che presentano condizioni estreme nelle concentrazioni di metalli contaminanti. Un'altra osservazione importante scaturita finora è che la specie assorbe metalli pesanti e li trasloca in elevate concentrazioni nelle parti non interessanti per possibili utilizzi post raccolta (foglie e radici), mentre le concentrazioni sono minori nelle parti con maggiore interesse produttivo (semi e fusto).

I dati finora raccolti risultano di notevole interesse perché forniscono nuove informazioni sulla decontaminazione dei terreni nelle condizioni di pieno campo. Inoltre aprono nuove prospettive riguardo la redditività dei terreni marginali con i prodotti che derivano dalla coltivazione della canapa.

Occorre evidenziare che le stesse criticità riscontrate sul territorio operando con la sperimentazione “on farm” rappresentano aspetti di contesto che non possono essere ignorati e che devono essere valutati nell'ambito di un progetto di fitorimedio su scala più ampia: solo operando nelle condizioni ambientali tipiche dell'area nella quale si vuole andare ad operare è possibile considerare tali aspetti.

Nel proseguo del progetto si auspica di poter ridurre le inefficienze gestionali sinora riscontrate dovute alla poca conoscenza della corretta gestione colturale della canapa. Questa, infatti, è da considerarsi alla stregua di una “nuova coltura” che anche agricoltori esperti hanno bisogno di conoscere per migliorarne la gestione. D'altro canto l'attività sperimentale “on farm” avviata, mediante la continua interazione con i ricercatori e i tecnici, prevede fra i diversi obiettivi la formazione e la migliore conoscenza della corretta gestione colturale. Pertanto si auspica di ottenere risultati ancor più incoraggianti con le prove di campo che verranno svolte per un altro biennio. Con una conduzione agronomica più favorevole si potranno approfondire le valutazioni sulla sostenibilità economica e ambientale complessiva delle filiere della canapa più promettenti.

## BIBLIOGRAFIA

- ANGELOVA V., IVANOVA R., DELIBALTOVA V., IVANOV K., 2004. Bio-accumulation and distribution of heavy metals in fibre crops (flax, cotton and hemp). *Industrial crops and products*, 19: 197 - 205.
- BALDINI M., FABIETTI F., GIAMMARIOLI S., ONOFRI R., OREFICE L., STECCHINI A., 1996. Metodi di analisi utilizzati per il controllo chimico degli alimenti. In: “Rapporti Istituzionali 96/34”. Istituto Superiore della Sanità.
- CIDU R., 2011. Mobility of aqueous contaminants at abandoned mining sites: insights from case studies in Sardinia with implications for remediation. *Environmental Earth Sciences*, 64: 503 - 512.
- DAS L., LIU E., SAEED A., WILLIAMS D.W., HU H., LI C., RAY A.E., SHI J., 2017. Industrial hemp as a potential bioenergy crop in comparison with kenaf, switchgrass and biomass sorghum. *Bioresource technology*, 244: 641 - 649.
- GRASSI G., 2017. Varietà di canapa, stato attuale e prospettive. In *Dal Seme 1/2017*, CREA. Rivista del consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria.
- D.M. 13 settembre 1999. Approvazione dei “Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo”. *Gazzetta Ufficiale Serie Generale n. 248 del 21 ottobre 1999*.
- KABATA-PENDIAS A., MUKHERJEE A.B., 2007. *Trace elements from soil to human*. Springer Science and Business Media.
- KREUGER E., PRADE T., ESCOBAR F., SVENSSONS E., ENGLUND J.E., BJORNSSON L., 2011. Anaerobic digestion of industrial hemp - Effect of harvest time on methane energy yield per hectare. *Biomass and bioenergy*, 35: 893 - 900.
- KUMAR S., SINGH R., KUMAR V., RANI A., JAIN R., 2017. *Cannabis sativa: A Plant Suitable for*

Phytoremediation and Bioenergy Production. In Phytoremediation Potential of Bioenergy Plants, Springer, Singapore.

LINGER P., OSTWALD A., HAENSLER J., 2005. Cannabis sativa L. growing on heavy metal contaminated soil: growth, cadmium uptake and photosynthesis. *Biologia plantarum*, 49: 567 - 576.

MATTM, 2016. Ridefinizione della perimetrazione del sito di bonifica di interesse nazionale «Sulcis - Iglesiente - Guspinese». *Gazzetta Ufficiale Serie Generale n.267 del 15 novembre 2016*.

MEERS E., RUTTENS A., HOPGOOD M., LESAGE E., TACK F. M.G., 2005. Potential of *Brassic rapa*, *Cannabis sativa*, *Helianthus annuus* and *Zea mays* for phytoextraction of heavy metals from calcareous dredged sediment derived soils. *Chemosphere*, 61: 561 - 572.

RAS, 2015. Disposizioni per la formazione del bilancio annuale e pluriennale della Regione (legge finanziaria 2015). Supplemento Ordinario n.1 al bollettino ufficiale della Regione Sardegna n.11 del 12 marzo 2015.

REHMAN M.S.U., RASHID N., SAIF A., MAHMOOD T., HAN J.I., 2013. Potential of bioenergy production from industrial hemp (*Cannabis sativa*): Pakistan perspective. *Renewable and sustainable energy reviews*, 18: 154 - 164.

SHI G., CAI Q., 2009. Cadmium tolerance and accumulation in eight potential energy crops. *Biotechnology Advances*, 27: 555 - 561.

SHI G., LIU C., CUI M., MA Y., CAI Q., 2012. Cadmium tolerance and bioaccumulation of 18 hemp accessions. *Applied biochemistry and biotechnology*, 168: 163 - 173.

UNIONE EUROPEA, 2002. Directive 2002/32/EC of the European Parliament and of the Council of 7 May 2002 on undesirable substances in animal feed - Council statement. *Official Journal L 140*, 30.5.2002.

UNIONE EUROPEA, 2006. Regolamento 1881/2006/CE of 19 December 2006, setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. *Official Journal L 364*, 20.12.2006.

VACCA A., BIANCO M.R., MUROLO M., VIOLANTE P., 2012. Heavy metals in contaminated soils of the Rio Sitzzerri floodplain (Sardinia, Italy): characterization and impact on pedodiversity. *Land Degradation and Development*, 23: 350 - 364.

VSN International (2015). *Genstat Reference Manual (Release 18), Part 2*.

ZHANG H., TIAN Y., WANG L., ZHANG L., DAI L., 2013. Ecophysiological characteristics and bioenergy production of cadmium-contaminated crops. *Bioresource technology*, 146: 628 - 636.

# FITOSTRAZIONE DI ARSENICO CON CANNABIS SATIVA, ZEA MAYS E L'USO COMBINATO DI MOBILIZZANTI E MICROORGANISMI AUTOCTONI: SPERIMENTAZIONE DI CAMPO A PRIOLO GARGALLO (SR)

Franchi Elisabetta<sup>a</sup>, Petruzzelli Giannantonio<sup>b</sup>, Maltese Pasquale<sup>c</sup>, Lanari Camilla<sup>d</sup>

<sup>a</sup> Eni S.p.A, TEAMB, S. Donato Milanese (MI), Italy

<sup>b</sup> Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, CNR, Pisa, Italy

<sup>c</sup> Syndial S.p.A., TAF-SI, Priolo (SR), Italy

<sup>d</sup> Syndial S.p.A., RICIN, Via Toniolo 1, 61032 Fano, Italy

## ABSTRACT

L'elevata pericolosità dell'arsenico (As) per la salute umana è causa di grande preoccupazione. La rimozione di arsenico dal suolo mediante approcci di fitostrazione può diventare una strategia adeguata ed efficace. Molte sono le specie vegetali in grado di rimuovere l'arsenico dal terreno, tra queste anche la *Cannabis sativa* che grazie ad un'elevata produzione di biomassa la rende particolarmente interessante evidenziando la possibilità di utilizzarla come fonte di energia rinnovabile a valle degli interventi di fitodepurazione.

Lo scopo di questo lavoro è stata la definizione delle migliori condizioni per un intervento di fitorimedia applicato ad un'area dismessa contaminata da arsenico in Sicilia. Questo terreno è caratterizzato da una scarsa biodisponibilità dell'arsenico che lo rende quindi difficilmente mobilizzabile. Il comune additivo utilizzato per l'arsenico ( $K_2HPO_4$ ) non ha dato risultati soddisfacenti ed è stato quindi ipotizzato un suo adsorbimento da parte degli ossidi - idrossidi di ferro del suolo. I migliori risultati sono stati invece ottenuti con l'idrogeno ossalato di potassio ( $KHC_2O_4$ ) in combinazione con l'acido ascorbico ( $C_6H_8O_6$ ). L'uso di questi agenti mobilizzanti ha portato ad un significativo aumento della biodisponibilità rendendo possibile gli esperimenti in micro- e mesocosmo con *C. sativa* e *Z. mays* (specie utilizzata con successo in altri siti con arsenico). Dopo il trattamento il contenuto di arsenico nella parte aerea del mais è aumentato di circa 10 volte (da 1,23 a 10,41 mg kg<sup>-1</sup>) e nella canapa di circa 8 volte (da 1,05 a 8,12 mg kg<sup>-1</sup>).

Con l'obiettivo di supportare l'attività delle piante ed essendo nota la capacità di promozione della crescita vegetale di molti microrganismi rizosferici, batteri tolleranti all'arsenico sono stati isolati dal suolo rizosferico delle specie erbacee indigene. I batteri selezionati, appartenenti ai generi *Bacillus*, *Agrobacterium*, *Pseudomonas*, *Citricoccus*, *Microbacterium* e *Artrobacter* sono stati saggiati *in vitro* per la presenza di attività di promozione della crescita delle piante quali la produzione di siderofori, esopolisaccaridi,  $NH_3$ , acido indol-3-acetico (IAA), enzimi idrolitici, fissazione di  $N_2$ , solubilizzazione del P e formazione di biofilm. Il consorzio microbico costituito da questi batteri selezionati è stato utilizzato come inoculo nelle crescite su terreno contaminato, portando ad un significativo effetto positivo sia sulla biomassa che sulla fitostrazione. I dati sperimentali ottenuti sono stati utilizzati per la progettazione di un test di campo.

**Keywords:** arsenico, biodisponibilità, PGPR, mobilizzanti

## 1. INTRODUZIONE

La sperimentazione oggetto del presente documento si inserisce all'interno della bonifica dei suoli del sito Syndial di Priolo (SR) ed in particolare, in quanto previsto dalla revisione del

Progetto di Bonifica dei terreni insaturi delle aree: A3/B1, A4 e porzioni D4 e D5, redatta nel Dicembre 2013 ed attualmente in fase di istruttoria presso il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del mare. Tale revisione progettuale prevede l'applicazione della tecnologia di *fitoestrazione* dei contaminanti inorganici (Arsenico) nelle aree identificate come A4 e D4. L'area A4 rientra nei confini di stabilimento mentre l'area D4 (Fig.1) è esterna, ma comunque di pertinenza Syndial in merito all'attività di risanamento ambientale.

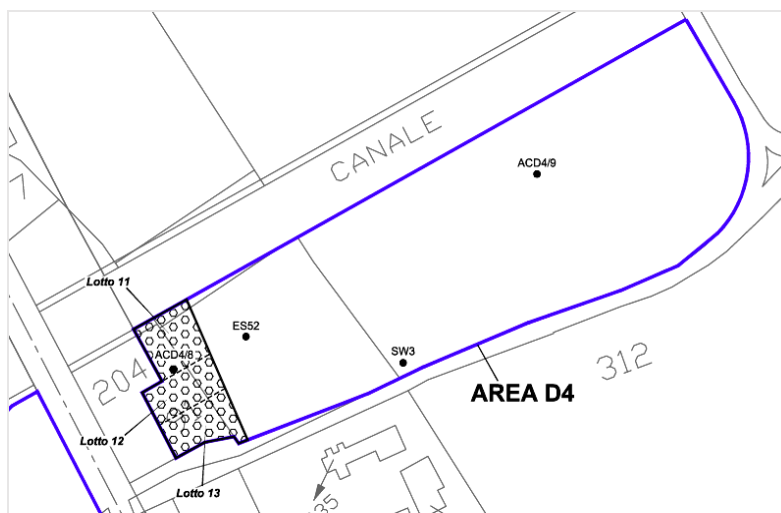


Fig. 1: planimetria dell'area D4

Nel 2016 sono stati prelevati campioni di terreno nelle aree interessate dalla contaminazione di As e con tali campioni sono state avviate le attività di laboratorio, condotte dai laboratori Eni di Tecnologie Ambientali (TEAMB) di San Donato Milanese e in collaborazione con l'istituto ISE-CNR di Pisa, finalizzate a verificare l'applicabilità della tecnologia.

Si riportano qui di seguito alcune immagini del campionamento effettuato nel novembre 2016 per avviare su scala di laboratorio le attività sperimentali, dove si può visualizzare l'area di intervento e la tipologia del terreno utilizzato per tali prove. Al momento del campionamento il suolo era vegetato, con colorazione moderatamente scura, omogenea in tutta l'area, non frammisto a materiali estranei nelle aree ispezionate (Fig.2).





Fig. 2: fasi di campionamento all'interno del poligono ACD4/8

## 2. RISULTATI e DISCUSSIONE

### 2.1 Isolamento e caratterizzazione ceppi microbici autoctoni

Per migliorare l'attività di fitoestrazione delle piante selezionate sono stati isolati dal suolo contaminato e dalla rizosfera di specie autoctone alcuni microorganismi arsenico resistenti (Fig.3).

Piccole aliquote di suolo e di radici sono state risospese in acqua sterile milliQ e dopo alcune ore di incubazione a temperatura ambiente, diluizioni seriali dei campioni sono stati distribuiti su piastre di terreno LB (Luria Broth medium) agarizzato con sodio arsenato [Na<sub>3</sub>AsO<sub>4</sub>] 100 mM. Dopo 4 giorni di incubazione a 30°C sono state visualizzate numerose colonie. Circa 100 colonie selezionate in base al differente fenotipo visualizzato sono state replicate e successivamente propagate fino all'ottenimento di colture pure.



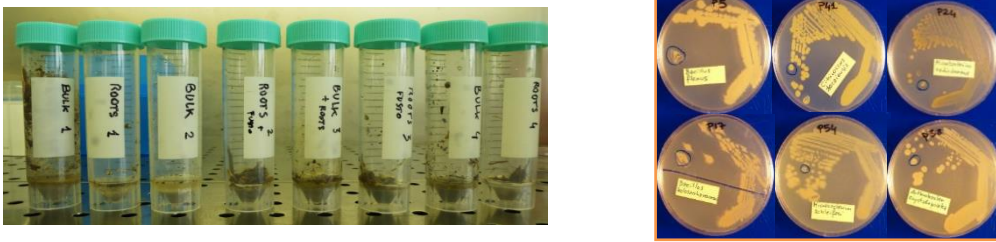


Fig. 3: campioni di suolo e radici e alcuni ceppi isolati

Il DNA genomico degli isolati è stato utilizzato per la sequenza del frammento 16S rRNA che ha permesso di selezionare 13 ceppi che sono stati poi caratterizzati per la tolleranza ad altri metalli e per la presenza di alcune proprietà di promozione della crescita vegetale (saggi *in vitro*). Nella Fig. 4, sono elencati i ceppi e le caratteristiche evidenziate.

Bacterial isolates from the contaminated soil			Metal tolerance							In vitro PGP properties									
Bacterial isolates	Closest described relative [BLAST search]	Class	Cu <sup>2+</sup> 900 µM	Ni <sup>2+</sup> 100 mM	Hg <sup>2+</sup> 40 µM	As <sup>III</sup> 10 mM	As <sup>V</sup> 100 mM	As <sup>V</sup> 200 mM	As <sup>V</sup> 500 mM	IAA	Siderophores	N <sub>2</sub> fix	IP Solubilization	NH <sub>3</sub>	EPS	Pellicle	Proteases	EGases	endo-PG
SMV253_P5	<i>Bacillus flexus</i>	Bacilli	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+
SMV256_P13	<i>Pseudomonas montelii</i>	γ-proteobacteria	+	+	-	+	+	+	-	-	+	-	+	+	-	-	+	+	+
SMV257_P17	<i>Bacillus halosaccarovorans</i>	Bacilli	+	+	-	+	+	-	-	-	-	-	+	+	+	+	-	-	-
SMV258_P20	<i>Citricoccus zachaiensis</i>	Actinobacteria	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+	-	+	-	-	+	-	-
SMV259_P21	<i>Pseudomonas putida</i>	γ-proteobacteria	+	+	-	+	+	+	-	-	+	-	+	+	-	-	+	+	+
SMV260_P24	<i>Microbacterium radiodurans</i>	Actinobacteria	+	+	-	+	+	+	+	-	-	-	+	+	+	-	-	-	-
SMV262_P28	<i>Bacillus thermophilus</i>	Bacilli	+	+	-	+	+	+	-	-	-	-	+	-	-	-	+	+	-
SMV263_P34	<i>Pseudomonas plecoglossicida</i>	γ-proteobacteria	-	+	-	+	+	+	-	+	-	+	-	+	-	-	+	+	+
SMV264_P38	<i>Arthrobacter crystallopoietes</i>	Actinobacteria	-	+	-	+	+	+	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	+
SMV266_P40	<i>Microbacterium arborescens</i>	Actinobacteria	-	-	-	+	+	+	+	-	-	-	+	+	-	-	+	+	+
SMV268_P51	<i>Microbacterium flavum</i>	Actinobacteria	-	-	-	+	+	+	+	-	+	-	+	+	-	-	+	+	+
SMV269_P54	<i>Microbacterium schleiferi</i>	Actinobacteria	-	-	-	+	+	+	+	-	+	-	+	-	-	+	+	+	+
SMV270_P60	<i>Microbacterium thalassium</i>	Actinobacteria	-	-	-	+	+	+	+	-	+	-	+	-	+	+	+	+	-

Fig. 4: ceppi isolati dal suolo e dalle radici del sito di Priolo. Si riportano la classificazione tassonomica e le caratteristiche analizzate.

Per la preparazione dell'inoculo batterico, i 13 ceppi sono stati coltivati in terreno massimo LB per 72 ore a 30°C. I pellet cellulari sono stati quindi risospesi in una soluzione costituita da 1% sodio glutammato e 7% saccarosio (terreno idoneo per evitare che il successivo congelamento possa danneggiare le cellule). Il campione è stato quindi congelato e liofilizzato. Il consorzio così ottenuto è stato poi aggiunto ai micro- e mesocosmi calcolando di utilizzare almeno 10<sup>8</sup> CFU (colony forming units) /grammo di suolo.

## 2.2 Valutazione della biodisponibilità dell'Arsenico

I terreni dell'area sono caratterizzati da una situazione di difficile mobilizzazione dell'arsenico, che risulta pertanto scarsamente biodisponibile per l'assorbimento da parte dei vegetali. Dopo avere valutato diversi agenti mobilizzanti dell'arsenico, partendo dal fosfato che è il più utilizzato, si è giunti alla scelta di provare a distruggere gli ossidi/idrossidi di ferro sui quali l'arsenico si adsorbe preferenzialmente.

La dissoluzione degli ossidi di ferro può dar luogo al rilascio dell'arsenico associato a questi composti nella fase liquida del terreno, aumentando la mobilità e la biodisponibilità dell'As.

La dissoluzione degli ossidi di ferro può avvenire attraverso varie reazioni. Tra queste reazioni, è stato dimostrato che la dissoluzione degli ossidi di ferro con aggiunta di acido forte risulta essere inefficace per la rimozione di arsenico perché la superficie del terreno in condizioni acide si carica positivamente attraendo così gli ossianioni di As carichi negativamente. Tuttavia, è stato osservato che l'arsenico può essere rilasciato efficacemente

dai terreni mediante dissoluzione riduttiva degli ossidi di ferro. Negli ambienti naturali, una progressiva dissoluzione degli ossidi di ferro deriva dall'azione di leganti organici, quali ossalato e ascorbato, che vengono prodotti dall'attività biologica. Lo ione ossalato ( $C_2O_4^{2-}$ ) è un legante organico naturalmente presente nel suolo che può formare complessi stabili con diversi metalli, tra cui il ferro. In condizioni acide, l'ossalato può essere efficacemente adsorbito sulla superficie degli ossidi di ferro caricata positivamente. Si possono formare così dei complessi stabili con il ferro, che portano alla dissoluzione degli ossidi di ferro stessi. Inoltre, l'ossalato è un agente riducente blando e può promuovere anche la disgregazione degli ossidi di ferro mediante dissoluzione riduttiva. Per aumentare ulteriormente i processi di rilascio dell'arsenico dalle superfici degli ossi-idrossidi di ferro si è provato ad aggiungere un agente riducente come l'acido ascorbico. Lo ione ascorbato ( $C_6H_7O_6^{2-}$ ) è un forte agente riducente e la combinazione di agenti chelanti e riducenti può promuovere per un'azione sinergica la dissoluzione degli ossidi di ferro e il rilascio contemporaneo dell'arsenico associato ad essi.

L'impiego di reagenti organici presenti naturalmente nel terreno, come ossalato e ascorbato, è da ritenersi una pratica di elevata compatibilità ambientale, perché le due sostanze sono biodegradabili ed hanno una tossicità estremamente bassa; inoltre, la loro aggiunta non influisce negativamente sulla stabilità di struttura del suolo.

### 2.3 Prove di estraibilità di arsenico e ferro

Il terreno è stato sottoposto ad una serie di estrazioni con solo acido ascorbico e soluzioni in proporzione diverse di ossalato acido di potassio ed acido ascorbico, per valutare quella che poteva essere la migliore combinazione possibile dei due reagenti per solubilizzare la quantità massima di arsenico. I risultati delle estrazioni sono riportati nella tab. 1.

Estraente	As	Fe
Ac. Ascorbico 0.01M	n.d.	16.7
Oss. 0.05M + Ac. Asc. 0.01M	(0.77) n.d.	(n.d.) 154
Oss. 0.1M + Ac. Asc. 0.01M	(1.35) 1.5	(2.97) 2284
Oss. 0.2M + Ac. Asc. 0.01M	(2.45) 3.6	(369) 4711

Tab. 1: Concentrazione di As potenzialmente biodisponibile (mg/kg) e concentrazione di Fe (mg/kg) solubilizzata

Nella prima colonna i valori tra parentesi indicano la quantità di As estratta dal solo ossalato. Nella seconda colonna della tabella è riportata la concentrazione del ferro solubilizzato dalla miscela degli estraenti, anche in questo caso il valore in parentesi indica la quantità solubilizzata dal solo ossalato. Questo dato serve a confermare l'azione sinergica dei due reagenti in grado di distruggere una notevole quantità di ossi/idrossidi di Fe sui quali si adsorbe con legami molto forti l'As.

## 2.4 Prove di microcosmo

Sulla base dei risultati ottenuti, l'ossalato e la miscela dei due reagenti alla concentrazione Ossalato 0,2M - Ascorbato 0,01M è stata utilizzata come agente mobilizzante nelle prove di microcosmo.

Nella tab. 2 sono riportati i valori di estrazione di arsenico con le specie vegetali saggiate: *Zea mays* e *Cannabis sativa*.

Effetto degli additivi sull'uptake dell'As		
	Trattamento	mg kg <sup>-1</sup>
<b>mais</b>	CT	0,05
	K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	0,38
	Oxalate 0,2M	2,08
	OX. 0,2M/Asc. 0,01M	10,41
<b>canapa</b>	CT	0,03
	K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	0,15
	Oxalate 0,2M	3,96
	OX. 0,2M/Asc. 0,01M	8,12

Tab. 2: valutazione dell'estrazione dell'arsenico nel mais e nella canapa in seguito all'impiego di ossalato e della miscela ossalato-ascorbato.

Per le prove di microcosmo (in triplo per ogni tesi) i semi di canapa e di mais sono stati fatti germinare sul cotone e poi successivamente trapiantati in 300 g di terreno per ciascun microcosmo. Dopo circa 10 giorni dal trapianto, sono stati avviati i trattamenti con i mobilizzanti: 5ml di soluzione per 5 giorni, in modo da diluire l'effetto di un eventuale assorbimento troppo rapido dell'As. In queste prove è stata anche impiegata una fertilizzazione azotata con Urea (0.06%) per migliorare le proprietà agronomiche del suolo aggiungendo un elemento di fertilità essenziale come l'azoto. L'inoculo con il consorzio microbico selezionato è stato aggiunto sia al terreno non trattato (CT + PGPR) che al terreno trattato con gli agenti mobilizzanti (ossalato + PGPR).

Al termine della prova, le piante sono state raccolte separando la parte aerea dalle radici e i campioni vegetali sono stati lavati e preparati per le analisi (ICP-OES\_Varian AX Liberty) per la valutazione della biomassa ottenuta (Fig. 5) e dell'estrazione dell'arsenico (Fig.6).

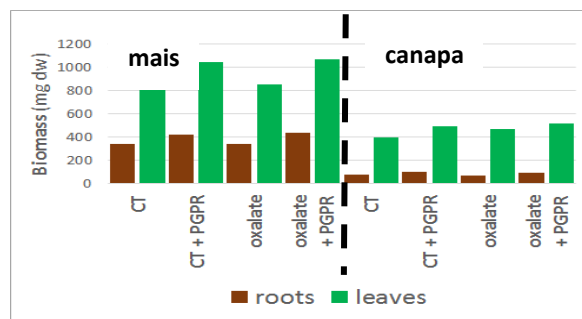


Fig.5 : biomassa (peso secco) dei campioni dalle prove di microcosmo. Nel grafico per **oxalate** si intende la miscela: Oss. 0.2M + Ac. Asc. 0.01M.

Per quanto riguarda la biomassa, non si notano incrementi significativi nei campioni trattati (ossalato e PGPR) rispetto ai controlli.

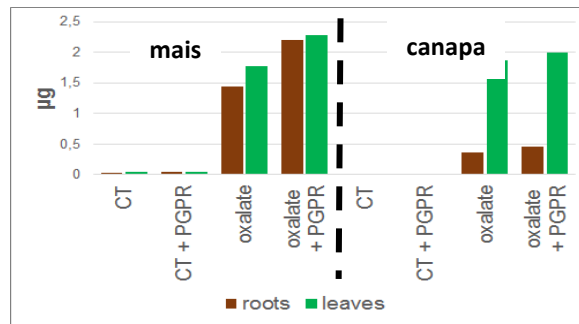


Fig.6 : estrazione dell'arsenico dalle prove di microcosmo. Nel grafico per **oxalate** si intende la miscela : Oss. 0.2M + Ac. Asc. 0.01M.

Per quanto riguarda invece l'uptake dell'arsenico, è evidente un effetto significativo e risolutivo del trattamento con la miscela dei mobilizzanti e un effetto in generale positivo dopo l'aggiunta dei PGPR (Fig. 7).

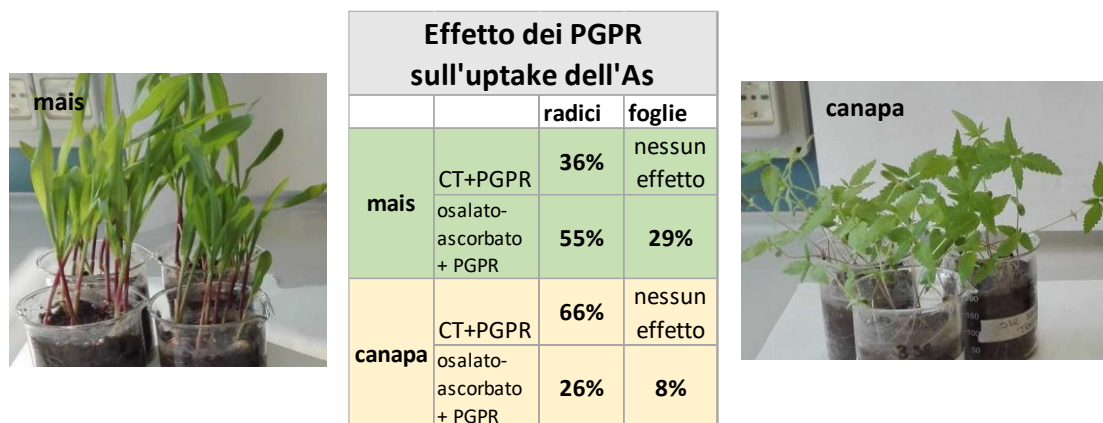


Fig. 7: effetto dell'inoculo sull'estrazione dell'arsenico da parte del mais e della canapa.

Come si vede, l'effetto più significativo è a livello delle radici per entrambe le specie vegetali. Questo potrebbe essere dovuto ai tempi limitati delle prove, ma potrebbe anche significare che i microorganismi promuovono maggiormente il meccanismo di fitostabilizzazione, mantenendo l'arsenico a livello radicale.

## 2.5 Prove di mesocosmo

Scopo principale della sperimentazione in mesocosmo è stata la valutazione della possibile lisciviazione dell'arsenico in seguito al trattamento con i mobilizzanti.

Quindi è stato monitorato il percolato in seguito all'irrigazione quotidiana ma soprattutto in seguito all'aggiunta della miscela ossalato/ascorbico.

La sperimentazione in mesocosmo (ad ogni campione sono stati aggiunti i PGPR) è durata circa due mesi al termine dei quali le piante sono state raccolte e i vasi saturati con acqua per simulare fenomeni atmosferici particolarmente intensi (Fig.8).

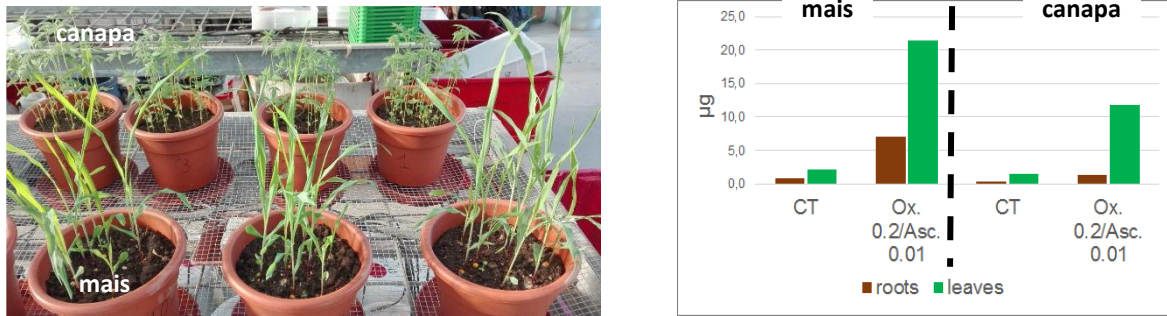


Fig. 8: prove di mesocosmo in serra. Uptake dell'arsenico nel mais e nella canapa.

Come si vede dal grafico l'estrazione dell'arsenico riproduce i risultati ottenuti in microcosmo. Il lisciviato ottenuto è stato analizzato. La quantità di As è risultata estremamente bassa e nella maggior parte dei casi paragonabili ai controlli (non trattati con i mobilizzanti). Questi dati ci permettono di ipotizzare che durante la prova di campo non dovrebbero esserci problemi.

La prova di campo sarà fondamentale per confermare i risultati delle prove di laboratorio e per definire i parametri progettuali ottimali per il dimensionamento full-scale dell'intervento di bonifica.

Nel seguito del documento è descritta la struttura del campo pilota e i risultati delle attività preliminari ad oggi effettuate.

### 3. STRUTTURA DEL CAMPO PILOTA E PIANO DI MONITORAGGIO

Il poligono di intervento sarà suddiviso in tre aree all'interno delle quali saranno condotte sperimentazioni differenziate.

In particolare:

- “Bianco” (ca. 50 m<sup>2</sup>) in cui non saranno effettuati trattamenti con l'agente mobilizzante e i PGPR;
- “Area trattata” (ca. 600 m<sup>2</sup>) nella quale saranno aggiunti sia l'agente mobilizzante che i PGPR;
- Area PGPR (ca. 50 m<sup>2</sup>) area in cui si condurranno i test con solo inoculo di batteri arsenico resistenti nel terreno.

Tutte le aree saranno suddivise in due parcelle nelle quali verranno coltivate separatamente canapa e mais. Preliminarmente alla semina si procederà con la preparazione del letto di posa mediante aratura preliminare a profondità di circa 40-50 cm, fertilizzazione di fondo seguita da operazioni di erpicatura, per migliorare le caratteristiche fisiche del terreno e consentire un contatto ottimale seme- terreno e una profondità di semina uniforme.

Saranno determinate le caratteristiche chimiche delle acque di irrigazione attraverso la ricerca dei parametri indicati nella tab. 3.



**ATTI del IV Workshop nazionale  
BONIFICA, RECUPERO AMBIENTALE E SVILUPPO DEL TERRITORIO:  
ESPERIENZE A CONFRONTO SUL FITORIMEDIO**

---

Parametro
pH
Conducibilità elettrica a 20 °C
Colore
Odore
Materiali grossolani
Solidi sospesi totali (Mat. insosp.)
BOD
COD
Salinità
Metalli: Alluminio, Arsenico, Ferro, Manganese, Piombo, Rame, Zinco
Inorganici: Magnesio, Potassio, Calcio, Sodio
Carbonati (ione carbonato)
Bicarbonati (ione bicarbonato)
Cloro attivo libero (come Cl <sub>2</sub> )
Solfuri (ione solfuro)
Solfiti (ione solfito)
Solfati (ione solfato)
Cloruri (ione cloruro)
Fluoruri (ione fluoruro)
Fosforo totale (come P)
Azoto ammoniacale (ione ammonio)
Azoto nitroso (come N)
Azoto nitrico (come N)
Grassi e olii animali e vegetali
Idrocarburi totali I,R/Oli minerali I.R.
Fenoli (indice fenoli)
Aldeidi
Solventi organici aromatici
Solventi organici azotati
Tensioattivi totali
Pesticidi
Solventi organici clorurati

Tab. 3: parametri da ricercare nelle acque di irrigazione

Per il controllo della crescita dei vegetali la specifica prevede prelievi intermedi, per valutare ad ogni campionamento i parametri biometrici, distinti per peso fresco totale (g), lunghezza dell'apparato epigeo ed ipogeo (cm), in modo da controllare l'efficacia della fertilizzazione. Un prelievo sarà programmato prima dell'aggiunta degli agenti mobilizzanti per verificarne l'efficienza ed eventualmente modularne l'aggiunta. Al termine della crescita saranno condotte analisi sulla biomassa asportata per determinare la quantità di contaminanti assorbiti in modo da valutare l'efficienza della tecnologia e definire eventuali successivi cicli di crescita finalizzati a minimizzare la frazione biodisponibile di contaminante.

Sarà opportuno prelevare 1 campione di vegetale ogni 10/20 m<sup>2</sup> in ogni area di sperimentazione. Le analisi andranno effettuate separando la parte epigea dalla parte ipogea.

Le analisi da effettuare sui campioni sono:

- peso fresco;
- peso secco;
- lunghezza dell'apparato epigeo;
- lunghezza dell'apparato ipogeo;
- concentrazione di As nella parte epigea;
- concentrazione di As nella parte ipogea.

Dopo ogni ciclo colturale sarà verificata la biodisponibilità attuale residua mediante estrazione in cloruro di calcio 0.01M per stimare la quota di contaminante biodisponibile crescita per i vegetali.

#### 4. CAMPIONAMENTI BASELINE – GIUGNO 2018

Nel mese di giugno 2018 è stato effettuato il campionamento di dettaglio finalizzato a valutare accuratamente la distribuzione spaziale della concentrazione dell'Arsenico.

In particolare, si è poi proceduto all'esecuzione di n. 6 sondaggi a carotaggio continuo, spinti fino alla profondità di 2 m dal piano campagna; in corrispondenza di ogni sondaggio sono stati prelevati 2 campioni di terreni negli intervalli 0-1 m da p.c. e 1-2 m da p.c. per un totale di 12 campioni prelevati. La caratterizzazione chimico-fisica del suolo ha previsto quindi la determinazione dei parametri elencati:

- tessitura
- pH
- conducibilità elettrica
- CSC
- concentrazione totale di As
- As biodisponibile: estraibile in cloruro di calcio
- As potenzialm. biodisponibile: estraibile in ossalato acido di potassio e acido ascorbico
- Ferro totale
- Ferro solubile

Si è proceduto inoltre al prelievo di ulteriori 4 campioni di terreno (2 per ogni area di sperimentazione alle profondità di 0-1 e 1-2 m da p.c.) per determinare il livello di fertilità dei terreni mediante l'esecuzione delle seguenti analisi:

- Sostanza organica
- Carbonio organico
- Calcare totale
- Calcare attivo
- Azoto totale
- Azoto organico
- Azoto nitrico
- Azoto ammoniacale
- Potassio scambiabile
- Fosforo scambiabile
- Fosforo totale

La figura seguente riporta a titolo indicativo la ricostruzione stratigrafica e la foto della cassetta di terreno estratta in corrispondenza di uno dei sondaggi di baseline eseguiti a giugno 2018 (PHY1).

Scala (m)	Quota (m s.l.m.)	Profondità (m p.c.)	Litologia	Descrizione stratigrafica	Spessore (m)
0		0.00	██████████	Terreno vegetale costituito da argilla con limo, sabbiosa di colore marone verdastro, con frequenti clasti calcarenitici, subarrotondati eterometrici con diametro massimo di circa 6 cm; poco consistente, asciutta. Da 0.50 m assume una colorazione prevalentemente brunastra.	0.7
1		0.70	.....	Argilla con limo, debolmente sabbiosa di colore marrone brunaastro con immersi frequenti noduli carbonatici concrezionali di colore biancastro di dimensioni millimetriche e clasti calcarenitici con eterometrici diametro massimo di circa 1 cm; da consistente a moderatamente consistente; da asciutta a poco umida.	0.7
		1.40	•••••	• Limo con sabbia debolmente argilloso di colore verde giallastro con immersi frequenti clasti calcarenitici da subangolari a subarrotondati eterometrici con diametri variabili da pochi millimetri a circa 6 cm; moderatamente consistente; poco umido.	0.6
2		2.00	•		



Fig. 9: Area D4 – sondaggi di baseline giugno 2018: log stratigrafico sondaggio PHY1

In merito alla caratterizzazione dei terreni, dal punto di vista granulometrico è emerso che i terreni superficiali sono costituiti per il 39% da sabbia grossa e argilla per il 26% circa (Fig. 10). I terreni al di sotto del primo metro son composti invece prevalentemente da argilla e limo fine.

**ATTI del IV Workshop nazionale  
BONIFICA, RECUPERO AMBIENTALE E SVILUPPO DEL TERRITORIO:  
ESPERIENZE A CONFRONTO SUL FITORIMEDIO**

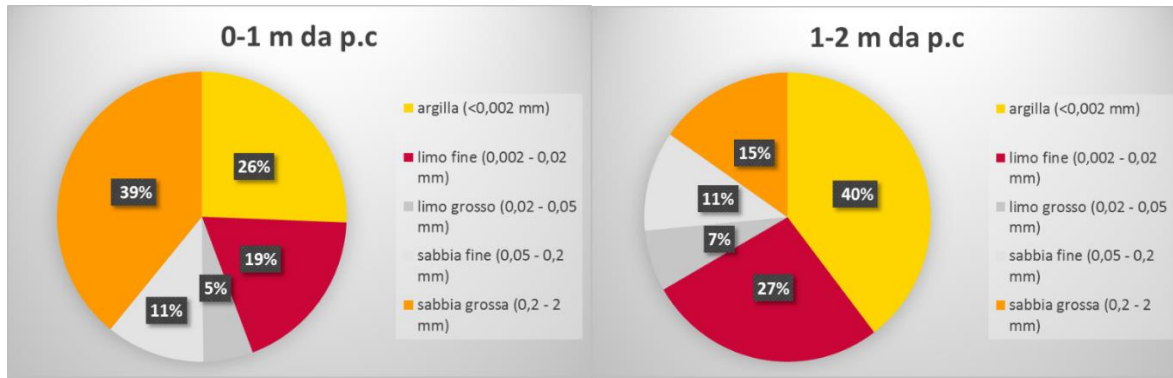


Fig.10: composizione granulometrica campioni di terreno prelevati dai sondaggi di baseline – giugno 2018

Le tab. 5 e 6 riportano la sintesi delle analisi chimiche effettuate sui campioni di terreno prelevati:

Analyte	Units	PHY1		PHY2		PHY3		PHY4		PHY5		PHY6		MEDIA	
		0-1 m da p.c.	1-2 m da p.c.	0-1 m da p.c.	1-2 m da p.c.	0-1 m da p.c.	1-2 m da p.c.	0-1 m da p.c.	1-2 m da p.c.	0-1 m da p.c.	1-2 m da p.c.	0-1 m da p.c.	1-2 m da p.c.	0-1 m da p.c.	1-2 m da p.c.
Arsenico	mg/kg	26	75	17	44	9,3	34	3,9	20	22	29	8,4	29	15	38
Arsenico estratto con soluzione di CaCl <sub>2</sub>	mg/kg	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	0,18		
Arsenico estratto con soluzione di KHC <sub>2</sub> O <sub>4</sub> + Acido Ascorbico	mg/kg	0,7	0,99	0,61	0,74	0,88	1,2	0,48	0,76	1,1	0,43	0,78	0,53	0,8 (5,3%)	0,8 (2%)
Ferro estraibile in ammonio ossalato acido	mg/kg	1200	1400	1100	1100	3300	430	150	990	660	4000	220	1700	1300 (9%)	1600 (11%)
Ferro	mg/kg					13000	13000	4200	17000					14000	

Tab. 5: contenuto di As e Fe nei campioni di baseline – giugno 2018

Dai risultati delle analisi di baseline si nota che la concentrazione di As risulta abbastanza simile a quella della caratterizzazione anche se con valori tendenzialmente inferiori. In media nello strato 0-1 la concentrazione totale di As è intorno a 15 mg/kg, mentre nello strato più profondo da 1 a 2 m questo valore è più elevato ed è circa 38 mg/kg. Per quanto riguarda le due estrazioni eseguite, sono stati ottenuti dei valori al di sopra del livello di rivelabilità nel caso della estrazione con la soluzione di ossalato acido di potassio e acido ascorbico. La concentrazione di As mediamente estratta è stata di circa 0.80 mg/kg in entrambi gli strati.

Rispetto alla concentrazione totale di As quindi, la percentuale estraibile è intorno a 5.3 % nello strato 0-1 e circa 2 % nello strato 1-2. Per quanto riguarda il ferro, la concentrazione totale è risultata intorno a 14000 mg/kg senza fare distinzioni tra i due strati. I risultati ottenuti dall'estrazione con ammonio ossalato acido sono in media 1300 e 1600 mg/kg negli strati 0-1 e 1-2, rispettivamente. Confrontando questi valori con la concentrazione totale, si ottiene una percentuale di estraibilità intorno al 9 % per lo strato più superficiale e di circa l'11 % per quello più profondo. Quindi utilizzando come agente mobilizzante l'ossalato è soprattutto da questa frazione che sarà possibile liberare l'arsenico. Si può notare che il campione PHY 4 0-1 presenta valori della concentrazione di As totale, di Fe totale e di Fe estraibile molto più bassi rispetto agli altri, e di questo si potrà eventualmente tenere conto al momento della prova in campo.

Analyte	Units	PHY3		PHY4	
		0-1 m da p.c.	1-2 m da p.c.	0-1 m da p.c.	1-2 m da p.c.
Azoto totale	mg/kg	<500	<500	<500	<500
Azoto organico	mg/kg	<500	<500	<500	<500
Carbonio organico (TOC)	% P	0,48	0,28	0,14	0,5
Sostanza organica	% P	0,83	0,48	0,24	0,86
Azoto ammoniacale come N	mg/kg	46	39	34	39
Azoto nitrico come N	mg/kg	3,7	1,1	39	42
Azoto nitroso come N	mg/kg	<0,03	<0,03	<0,029	<0,03
Calcare totale	g/kg	700	750	850	630
Calcare attivo	g/kg	150	150	160	150
Fosforo assimilabile	mg/kg	6,1	1,9	9,6	2,6
Potassio scambiabile	mg/kg	<1,9	32	<1,9	<1,9
Zirconio	mg/kg	14	13	6,1	17
Fosforo totale	mg/kg	820	350	600	300

Tab. 6: livello di fertilità nei campioni di baseline – giugno 2018

Per quanto riguarda gli elementi di fertilità, i dati indicano un terreno scarsamente dotato di azoto, con un modesto contenuto di sostanza organica e bassi valori di fosforo assimilabile e potassio scambiabile. Di questo si dovrà naturalmente tenere conto al momento dell'impostazione del piano di fertilizzazione.

## 5. CONCLUSIONI

I terreni dell'area esterna D4 del sito Syndial di Priolo Gargallo (SR) sono caratterizzati da una situazione di difficile mobilizzazione dell'arsenico, indice di una bassa biodisponibilità. Poiché il fosfato, mobilizzante classico dell'arsenico, non ha dato risultato, sono stati valutati in laboratorio altri agenti mobilizzanti. L'impiego di ossalato acido di potassio ha portato ad una buona mobilizzazione dell'arsenico, con conseguente aumento della biodisponibilità. Per



aumentare ulteriormente i processi di rilascio dell'arsenico dalle superfici degli ossi-idrossidi di ferro è stato aggiunto l'acido ascorbico quale agente riducente. Questa miscela ha portato a buoni risultati.

Con l'aggiunta di un inoculo batterico preparato con ceppi microbici autoctoni è stato ottenuto un incremento dell'uptake dell'arsenico da parte delle due specie vegetali utilizzate (mais e canapa) e, nelle condizioni di micro- e mesocosmo, la migliore *performance* è stata ottenuta con il mais.

L'obiettivo della prova di *phytoremediation* in campo sarà la verifica *full scale* dei risultati ottenuti in laboratorio dalle prove in micro- e mesocosmo, nelle quali i trattamenti con la miscela di agenti mobilizzanti prescelta ha favorito l'assorbimento delle frazioni biodisponibili del contaminante da parte dei vegetali. La prova di campo sarà fondamentale per verificare l'effetto delle interazioni dell'inoculo con le comunità microbiche presenti nel suolo.

Si prevede che ad ogni ciclo colturale la quota biodisponibile di As nel terreno diminuisca.

## BIBLIOGRAFIA

Franchi, E., Rolli, E., Ramasco, R., Agazzi, G., Borin, S., Cosmina, P., Pedron, F., Rosellini, I., Barbafieri, M., Petruzzelli, G. (2017) Phytoremediation of a multi contaminated soil: mercury and arsenic phytoextraction assisted by mobilizing agent and plant growth promoting bacteria J Soils Sediments, 17: 1224-1236, <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1346-5>.

Barbafieri, M., Pedron, F., Petruzzelli, G., Rosellini, I., Franchi, E., Bagatin, R., Vocciante, M. (2017). Assisted Phytoremediation of a Multi-Contaminated Soil: Investigation on Arsenic and Lead Combined Mobilization and Removal, J. Environ. Manage. 203(1), 316–329, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.07.078>.

Franchi, E., Cosmina, P., Pedron, F., Rosellini, I., Barbafieri, M., Petruzzelli, G., Vocciante, M. (2019) Enhanced Phytoremediation of an Arsenic-Contaminated Soil by Combined Use of Mobilizing Chemicals and Indigenous Soil Bacteria, Sci. Total Environ. 655:328-336; <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.242>

## TECNICHE DI BIORIMEDIO FITOASSISTITO PER IL RECUPERO DI SUOLI CONTAMINATI: APPLICAZIONI SPERIMENTALI

Paola Grenni<sup>1</sup>, Valeria Ancona<sup>2</sup>, Claudia Campanale<sup>2</sup>, Giorgia Aimola<sup>1</sup>,  
Vito Felice Uricchio<sup>2</sup>, Anna Barra Caracciolo<sup>1</sup>

<sup>1</sup>IRSA-CNR, Montelibretti (RM); <sup>2</sup>IRSA-CNR, Bari

Il biorimedio fitoassistito è una tecnologia verde utile per rimuovere, trasformare o contenere le sostanze tossiche nei suoli, sedimenti e in diversi casi anche di acque contaminate. Questa tecnologia si basa sull'applicazione di una o più specie vegetali opportunamente selezionate (in base ad esempio al contaminante da rimuovere e alle condizioni sito-specifiche), per stimolare l'attività di biodegradazione attraverso le relazioni sinergiche che si instaurano tra la pianta ed i microrganismi naturali della rizosfera (la porzione di suolo che circonda le radici). Il biorimedio fitoassistito, sfruttando e stimolando la capacità naturale dei microrganismi di rimuovere le sostanze inquinanti, è un rimedio naturale e in linea con la sostenibilità ambientale per la riqualificazione di aree contaminate. Sebbene possa avere tempi più lunghi rispetto ad altre tecnologie di bonifica (come ad esempio l'utilizzo di agenti chimici ossidanti), ha costi di applicazione molto contenuti.

Una problematica frequente nelle aree inquinate risiede nella presenza diffusa di contaminazione multipla (ad esempio composti tossici organici e inorganici) e ciò rende fondamentale lo studio delle interazioni pianta-microrganismi per la realizzazione di strategie di rimedio efficaci.

Oltre alla rimozione dei contaminanti, l'utilizzo di piante ha anche dei benefici aggiuntivi quali il miglioramento del paesaggio, della qualità del terreno (aumento dei nutrienti), il sequestro del carbonio e, non ultimo, la possibilità di produrre biomassa utile a fini energetici. Attualmente la ricerca sta lavorando per definire le tecnologie più adatte per sfruttare la biomassa proveniente da impianti di biorimedio fitoassistito e per mettere a punto e testare procedure più idonee per assicurare che, eventuali residui tossici contenuti in essa, siano controllati ed eliminati nel processo di conversione energetica (Aghaalikhani et al., 2017; Ancona et al., 2018a,b).

Nell'ambito del biorimedio fitoassistito, il CNR ha applicato tale tecnica per recuperare un'area cronicamente contaminata da policlorobifenili (PCB) e metalli pesanti utilizzando un clone di pioppo, il clone Monviso. Il pioppo è una specie arborea ad accrescimento rapido, con tassi di traspirazione elevati ed un apparato radicale denso e articolato che permette di esplorare ampi volumi di terreno e influenzare efficacemente la degradazione microbica. È una specie della famiglia delle *Salicaceae* che comprende anche i salici, anch'essi molto utilizzati per il biorimedio fitoassistito. Il pioppo è caratterizzato da una elevata variabilità genetica. Queste piante possono formare un considerevole numero di ibridi che ne permettono di massimizzare la crescita e il rendimento (Klopfenstein et al. 1997). Alcuni ibridi, avendo un'ottima capacità di crescere vigorosamente specialmente durante le fasi giovanili, sono stati utilizzati per realizzare piantagioni ad alta densità per ettaro e a turno di rotazione molto breve (*Short Rotation Forestry*). L'accrescimento rapido, l'elevata capacità di adattamento ai diversi ambienti, e il polimorfismo genetico intraspecifico, sono caratteristiche che hanno fatto del pioppo una pianta modello che offre un'ampia variabilità per la selezione di ibridi candidati per il fitorimedio e la bonifica di siti inquinati (Bradshaw et al. 2000; Taylor, 2002; Wullschleger et al. 2002; Lycht e Isebrands, 2005). A livello nazionale, lo stesso clone di pioppo (clone Monviso) utilizzato in questo studio è stato impiegato con successo per

rimuovere l'esaclorocicloesano in un precedente intervento di biorimediazione fitoassistita (Bianconi et al. 2010; Pietrini et al. 2010; Massacci et al. 2012).

I contaminanti organici presenti nell'area di studio, i PCB, sono una classe di composti clorurati di sintesi oleosi, inclusi nella lista degli Inquinanti Organici Persistenti (POPs), identificati dalla Convenzione di Stoccolma nel 2001 ed attualmente banditi dal commercio. Sono composti ottenuti a partire da petrolio costituiti da una struttura bifenilica che può contenere da 1 a 10 atomi di cloro. A seconda della posizione di questi ultimi (meta-, orto- e para-) sono possibili 209 diversi congeneri con differenti caratteristiche chimiche, fisiche, biologiche e di tossicità, nonché di persistenza e capacità di bioaccumulo (APAT, 2006). La loro elevata stabilità termica, bassa o nulla infiammabilità, scarsissima solubilità in acqua, bassa tensione di vapore, stabilità e inerzia chimica, che ne hanno decretato il passato successo industriale ed elevato utilizzo, li rende oggi dei contaminati non solo altamente tossici, ma di difficile rimozione.

Attualmente la legislazione italiana (D.Lgs 152/2006, Norme in materia ambientale) stabilisce la concentrazione soglia di contaminazione (CSC) nel suolo in relazione alla specifica destinazione dell'uso dei siti. In particolare la concentrazione massima è di 0,06 mg/kg per i siti ad uso verde pubblico, privato, e residenziale, e di 5 mg/Kg per i siti ad uso industriale e commerciale, entrambi intesi come sommatoria dei congeneri analizzati.

Studi di laboratorio hanno dimostrato che i PCB possono essere potenzialmente degradati da complessi processi microbici. In particolare, i PCB alto-clorurati (>4 atomi di cloro) possono essere trasformati in congeneri con minor numero di clori attraverso il processo di dechlorurazione riduttiva, che avviene in assenza di ossigeno e che necessita la presenza di sostanze che fungano da donatori di elettroni. I congeneri basso clorurati (1-4 atomi di cloro) degradano in condizioni aerobiche (Passatore et al., 2014). Diversi studi hanno dimostrato che l'alternarsi di condizioni aerobiche ed anaerobiche ottimizza la biodegradazione dei PCB e che l'associazione pianta-microorganismi possa favorire entrambi i processi degradativi (Vergani et al., 2017; Terzaghi et al., 2018).

Nella stessa area di studio sono stati riscontrati anche metalli pesanti. Essi non sono soggetti a degradazione microbica e permangono quindi nel suolo fino a che non siano trasportati da qualche meccanismo chimico, fisico o biologico in un altro comparto ambientale. La presenza di metalli, se in concentrazione superiore a determinate soglie, perturba gli equilibri microbiologici del suolo, condizionandone negativamente la fertilità e l'assorbimento radicale da parte dei vegetali. Le interazioni microorganismi/piante nella rizosfera rivestono un ruolo chiave in quanto sono in grado di aumentare la biodisponibilità dei metalli pesanti e l'assorbimento da parte delle piante. Questo processo viene consentito dalla loro capacità di alterare il pH del suolo, rilasciare molecole chelanti, come acidi organici e siderofori, e sviluppare reazioni di ossido-riduzione (Gadd et al., 2000; Khan et al., 2009; Kidd et al., 2009; Uroz et al., 2009; Wenzel, 2009; Rajkumar et al., 2010; Ma et al., 2011).

Di seguito vengono presentati i principali risultati dell'applicazione di tecniche di biorimediazione fitoassistita ottenuti in sperimentazioni condotte prima in serra e poi in pieno campo, a cura del CNR, per il recupero di un suolo proveniente da un'area multi-contaminata del Sud Italia.

### **L'area di studio Cimino-Manganecchia**

L'area di studio è situata nei pressi della città di Taranto e si affaccia sul Mar Piccolo. Il sito, di estensione di circa 5000 m<sup>2</sup>, è costituito da un terreno originario di tipo calcareo mescolato a terreno di riporto (anche di origine marina), nel quale, prima dell'azione di recupero, erano presenti resti più o meno grossolani di rifiuti organici e inorganici, nonché di materiali plastici e calcinacci in quanto utilizzata per lungo tempo come una discarica incontrollata. In

prossimità di tale area sono presenti dei trasformatori elettrici; un'indagine condotta nel 2011 da ARPA Puglia ha evidenziato una contaminazione da PCB e di metalli in diversi punti dell'area oggetto di studio, con superamento in vari punti dei limiti legislativi. Successive analisi chimiche degli inquinanti, condotte dall'IRSA-CNR su campioni di suolo prelevati nel 2013 in corrispondenza delle sub-aree investigate da ARPA, hanno confermato la presenza di contaminazione da PCB, con concentrazioni (come sommatoria dei congeneri analizzati) maggiori di 300 ng/g, cinque volte superiori al limite normativo (Colonna A, D.lgs. 152/06). Le analisi condotte dall'IRSA-CNR hanno inoltre evidenziato superamenti delle CSC normative per numerosi metalli pesanti nei campioni di suolo indagati (Massacci et al., 2014; Ancona et al., 2014; Ancona et al., 2017a)

### **Sperimentazioni in serra: l'erba medica ed il pioppo**

Sono stati realizzati dei test in serra mediante l'allestimento di microcosmi contenenti il terreno contaminato proveniente dall'area di studio, per valutare la capacità delle comunità microbiche naturali di degradare i PCB e la capacità delle piante selezionate (erba medica e pioppo) di crescere sul terreno contaminato senza subirne gli effetti tossici.

Un primo set sperimentale è stato effettuato utilizzando talee di pioppo in diverse condizioni quali presenza/assenza di compost (per fornire sostanza organica), suolo sterilizzato (per valutare ruolo microorganismi), suolo immerso in acqua (per simulare condizioni di anossia), (Ancona et al., 2017a; Passatore et al., 2018; Foto 1).



**Foto 1.** Sperimentazione in serra con talee di pioppo Monviso.

Un secondo set sperimentale è stato allestito in serra con terreno seminato con *Medicago sativa* per valutare se questa pianta erbacea potesse migliorare le condizioni del terreno e favorire lo sviluppo vegetativo del pioppo, ipotizzando una sua possibile semina tra i filari (Barra Caracciolo et al., 2014). L'esperimento ha previsto diverse condizioni quali presenza/assenza di pianta, aggiunta di compost (26 t/ha) e aggiunta di Apirolio commerciale (100 mg/kg); quest'ultimo fungeva da sorgente aggiuntiva di PCB per simulare una fuoriuscita accidentale di questo olio nell'ambiente, che frequentemente può verificarsi da rifiuti elettronici (Di Lenola et al., 2018). La sperimentazione è stata mantenuta per 224 giorni e a tempi fissi sono state effettuate sia le analisi chimiche dei PCB (6 marcatori e 12 diossina-simili) sia l'analisi della comunità microbica naturale (Foto 2).





**Foto 2.** Sperimentazione con *Medicago sativa*.

I risultati di entrambe le sperimentazioni in serra hanno dimostrato sia la capacità del clone Monviso, che dell'erba medica di crescere sul terreno contaminato, un aumento dell'attività microbica in presenza delle specie vegetali ed un ruolo delle interazioni pianta-microrganismi nel trasformare alcuni congeneri di PCB (Di Lenola et al., 2018).

### **Sperimentazione in campo**

A valle delle sperimentazioni in serra, è stata realizzata un'applicazione di tecniche di biorimediazione fitoassistita in pieno campo utilizzando le talee di pioppo. In particolare, dopo una preparazione del terreno (diserbo a mano, scarificazione, fresatura, aratura, rimozione di sassi e di rifiuti ingombranti, concimazione di fondo con compost pari a 26 t/ha; pacciamatura e impianto di irrigazione) sono state messe a dimora, in primavera 2013, in una sub-area del sito di indagine pari a 785 m<sup>2</sup>, circa 600 talee clone Monviso (sesto d'impianto 2 m x 0,5 m).

Nella primavera 2015 è stato effettuato un secondo impianto in un'area di circa 1000 m<sup>2</sup> con 750 talee con il medesimo sesto d'impianto (Foto 3).

**Foto 3.** In arancione: impianto 2013. In verde: impianto 2015.





In entrambe le aree il clone Monviso ha avuto uno sviluppo vegetativo rapido e rigoglioso sul terreno cronicamente contaminato da PCB (Foto 4 e 5) e l'attecchimento delle talee nel primo impianto (2013) è stata maggiore del 99%, nonostante le condizioni climatiche locali piuttosto aride.



**Foto 4.** Impianto 2013. A Sinistra, foto dell'impianto dopo poche settimane dalla piantumazione delle talee. A destra: i pioppi dopo 420 giorni di crescita.



**Foto 5.** Impianto 2015. A sinistra: dopo 5 settimane dall'impianto delle talee. A destra: dopo due anni.

I risultati scientifici ottenuti dopo poco più di un anno dall'inizio della sperimentazione in pieno campo (piantumazione delle talee di pioppo) hanno evidenziato che il clone Monviso si è dimostrato efficace nel promuovere sia una diminuzione generale dei contaminanti che un miglioramento della qualità del suolo di quest'area cronicamente contaminata. Infatti, già dopo circa 400 giorni, nel primo impianto si è registrata una diminuzione significativa, in corrispondenza dei pioppi, delle concentrazioni di diversi congeneri di PCB e di tutti i metalli

pesanti. Al contrario, dove gli alberi non erano presenti (punti di controllo), i PCB e i metalli non hanno mostrato una diminuzione significativa. Parallelamente, le analisi della comunità microbica autoctona del terreno rizosferico hanno mostrato un aumento dell'attività microbica (Ancona et al., 2017b).

### **Collaborazione con il Centro Educativo Murialdo di Taranto (CEM)**

L'intervento di riqualificazione ambientale mediante biorimedio fitoassistito realizzato sull'area contaminata, si inserisce nell'ambito di un Progetto di ricerca del CNR (in corso da più di cinque anni) frutto di una collaborazione tra l'Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA), sedi di Bari e Roma, e l'Istituto di Biologia Agroambientale e Forestale (IRET, ex IBAF) e avviato mediante una convenzione IRSA-CNR e l'impresa CISA S.p.A. Diverse attività in campo (quali le lavorazioni agronomiche delle aree di impianto) sono state condotte grazie all'azione del CEM che ha impiegato detenuti della Casa circondariale o condannati per reati pecuniari, oltre a numerosi giovani e immigrati sostenuti dalla Caritas diocesana. Il Progetto ha dunque coniugato in maniera produttiva due emergenze diverse dell'area di Taranto, quella ambientale e quella occupazionale.

La progettualità di riqualificazione ambientale operata in collaborazione tra ricerca, Impresa e volontariato ha ricevuto il Premio di Legambiente "Innovazione Amica dell'Ambiente" nel 2015 (Scienza e volontariato – Tecniche di fitorimedio con piantumazione su terreno inquinato gestita da volontari).

### **Prospettive future e progettualità in essere**

I risultati scientifici ottenuti hanno permesso ad una partnership scientifica ed industriale (CNR-IRSA, CISA S.p.a., RESET s.r.l., PROGEVA s.r.l., SOCRATE s.r.l.) di ottenere il finanziamento del progetto "*Biorimedio fitoassistito: una strategia verde per il recupero di aree contaminate e la valorizzazione della biomassa*" (POR Puglia FESR FSE 2014-2020, Asse prioritario 1, Azione 1.6, Bando InnoNetwork – Sostegno alle attività di R&S per lo sviluppo di nuove tecnologie sostenibili, di nuovi prodotti e servizi) per proseguire delle attività di ricerca in essere per la riqualificazione dell'area di indagine. Attualmente sono in corso di pubblicazione i risultati dettagliati delle analisi chimiche e delle metagenomiche delle comunità microbiche della rizosfera finalizzati ad evidenziare i gruppi microbici favoriti dall'associazione pianta-microorganismi con un ruolo attivo nella degradazione dei PCB.

## **BIBLIOGRAFIA**

AGHAALIKHANI A., SAVUTO E., DI CARLO A., BORELLO D., 2017. Poplar from phytoremediation as a renewable energy source: gasification properties and pollution analysis. Energy Procedia 142: 924-931

ANCONA V., URICCHIO V.F., FERRARA L., MASSACCI A., BARRA CARACCILO A., GRENNI P. 2014. Fitorimedio bio-assistito: interventi di risanamento ambientale al Centro Educativo Murialdo di Taranto. In: "L'emergenza ambientale a Taranto: le risposte del mondo scientifico e le attività del Polo "Magna Grecia" – Collana del Dipartimento Jonico in "Sistemi Giuridici ed Economici del Mediterraneo: società, ambiente, culture". Cacucci Editore, pp. 229-241.

ANCONA V., GRENNI P., BARRA CARACCILO A., CAMPANALE C., DI LENOLA M., RASCIO I., URICCHIO V.F., MASSACCI A., 2017a. Plant-assisted bioremediation: an

ecological approach for recovering multi-contaminated areas. In: Lukac M, Gamboni M, Grenni P (Eds) "Soil biological communities and ecosystem resilience". Sustainability in Plant and Crop Protection Series, Springer, pp. 355-366.

ANCONA V., BARRA CARACCILO A., GRENNI P., DI LENOLA M., CAMPANALE C., CALABRESE A., URICCHIO V.F., MASCOLO G., MASSACCI A., 2017b. Plant-assisted bioremediation of a historically PCB and heavy metal-contaminated area in Southern Italy. *New Biotechnology, Special Issue: S1 Bioremediation Advances 38 (Part B): 65-73.*

ANCONA V., BARRA CARACCILO A., GRENNI P., BORELLO D., FALCONI M., BASILE A., MASSACCI A., URICCHIO V.F., 2018a. Plant-assisted bioremediation to recover multi-contaminated areas and provide biomass for renewable energy production. In: Abstract Book SETAC Europe 28<sup>th</sup> Annual Meeting, Responsible and Innovative Research for Environmental Quality. Society of Environmental Toxicology and Chemistry Europe (SETAC Europe), pp. 291.

ANCONA V., BARRA CARACCILO A., BORELLO D., CAMPANALE C., DE CAPRARIIS B., GRENNI P., BASILE A., AIMOLA G., URICCHIO V.F., 2018b. Gasification treatments of Poplar Biomass Produced in Contaminated Area Restored by Plant Assisted Bioremediation. In: Abstract Book Conference on Sustainable Development of energy, Water and Environment Systems (SDEWES 2018), Palermo, 30.9-4.10.2018, pp 291 ISSN: 1847-7186.

APAT, Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici, 2006. Diossine Furani e PCB. Quaderni Laboratorio. <http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/quaderni/laboratorio/diossine-furani-e-pcb>

BARRA CARACCILO A., DI LENOLA M., GARBINI G.L., GRENNI P., MASSACCI A., 2014. Effetti sinergici dei microrganismi e della specie foraggera *Medicago sativa* sulla degradazione dei PCB in un suolo contaminato. Atti del II workshop nazionale "Bonifica, recupero ambientale e sviluppo del territorio: esperienze a confronto sul fitorimedio", Terni, 28/29 novembre 2013, Supplemento della Rivista Quadrimestrale MICRON (N. 29/Luglio 2014) di Arpa Umbria, Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale, pp 9-19.

BIANCONI D., DE PAOLIS M.R., AGNELLO M.C., LIPPI D., PIETRINI F., ZACCHINI M., POLCARO C., DONATI E., PARIS P., SPINA S., MASSACCI A. 2010. Field-scale rhizoremediation of a contaminated soil with hexachlorocyclohexane (HCH) isomers: the potential of poplars for environmental restoration. In: *Phytoremediation: Processes, Characteristics and Applications*. Nova Science Publisher, Hauppauge. NY.

BRADSHAW H.D., CEULEMANS R., DAVIS J., STETTLER R. 2000. Emerging model systems in plant biology: poplar (*Populus*) as a model forest tree. *Journal of Plant Growth Regulation* 19: 306–313.

DI LENOLA M., BARRA CARACCILO A., GRENNI P., ANCONA V., RAUSEO J., LAUDICINA V.A., URICCHIO V.F., MASSACCI A., 2018. Effects of Apirolio addition and *Alfalfa* and compost treatments on the natural microbial community of a historically PCB-contaminated soil. *Water Air and Soil Pollution* 229: 143.



GADD G.M. 2000. Bioremedial potential of microbial mechanisms of metal mobilization and immobilization. *Current Opinion in Biotechnology* 11: 271–9.

KHAN MS, ZAIDI A., WANI P.A., OVES M. 2009. Role of plant growth promoting rhizobacteria in the remediation of metal contaminated soils. *Environmental Chemistry Letters* 7: 1-19.

KIDD P., BARCELÓ J., BERNAL M.P., NAVARI-IZZO F., POSCHEN C. 2009. Trace element behaviour at the root–soil interface: implications in phytoremediation. *Environmental and Experimental Botany* 67, 243-59.

KLOPFENSTEIN, N.B., CHUN, Y.W., KIM, M.-S., AHUJA, M.A., EDS. DILLON, M.C., CARMAN, R.C., ESKEW, L.G., TECH. EDS. 1997. Micropropagation, genetic engineering, and molecular biology of *Populus*. Gen. Tech. Rep. RM-GTR-297. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station. 326 pp.

LICHT L.A., ISEBRANDS J.G. 2005. Linking phytoremediated pollutant removal to biomass economic opportunities. *Biomass and Bioenergy*, 28: 203-218

MA Y., PRASAD M.N.V., RAJKUMAR M., FREITAS H., 2011. Plant growth promoting rhizobacteria and endophytes accelerate phytoremediation of metalliferous soils. *Biotechnology Advances* 29: 248-258

MASSACCI A., BIANCONI D., PARIS P. 2012. Pioppicoltura a turno di taglio breve per bioenergia e fitorimedio. *SILVAE – Anno VII*, 15–18, pp. 125-144

MASSACCI A., ANCONA V., BARRA CARACCILO A., GRENNI P., URICCHIO V.F. 2014. Fitorimedio bioassistito. In: *Le innovazioni tecnologiche nel settore della caratterizzazione e bonifica dei siti contaminate – Panoramica sui più recenti sviluppi della ricerca italiana*, a cura di Brugnoli, Massarelli Uricchio e Zurlini, Cacucci Editore pp. 21-34.

PASSATORE L., ROSSETTI S., JUWARKAR A.A., MASSACCI A., 2014. Phytoremediation and bioremediation of polychlorinated biphenyls (PCBs): state of knowledge and research perspectives. *Journal of Hazardous Materials* 278: 189-202.

PASSATORE L., BARRA CARACCILO A., DI LENOLA M., GRENNI P., NOGUES I., GUERRIERO E., BENEDETTI P., MASSACCI A., 2018. Test on poplar clone Monviso growing in a historically PCB contaminated soil. In: N. Kalogerakis, F. Fava, E. J. Olguin, E. Manousaki, Joint Conference 7<sup>th</sup> European Bioremediation Conference (EBC-VII) and 11<sup>th</sup> International Society for Environmental Biotechnology conference (ISEB 2018) Chania, Crete, Greece, June 25 to 28, 2018. e-Book of Abstracts, 261-262.

PIETRINI F. ZACCHINI M. IORI V. PIETROSANTI L. BIANCONI D. MASSACCI A. 2010. Screening of poplar clones for cadmium phytoremediation using photosynthesis, biomass and cadmium content analyses. *International Journal of Phytoremediation* 12: 105 – 120.

RAJKUMAR A.N. M., Ae N., Prasad M.N.V., Freitas H., 2010. Potential of siderophore-producing bacteria for improving heavy metal phytoextraction. *Trends in Biotechnology* 28: 142-149 2010.

TAYLOR G. 2002. *Populus: Arabidopsis for Forestry. Do We Need a Model Tree?* *Annals of Botany* 90 (6): 681–689

TERZAGHI E., ZANARDINI E., MOROSINI C., RASPA G., BORIN S., MAPELLI F., VERGANI L., DI GUARDO A., 2018. Rhizoremediation half-lives of PCBs: Role of congener composition, organic carbon forms, bioavailability, microbial activity, plant species and soil conditions, on the prediction of fate and persistence in soil. *Science of the Total Environment* 612: 544-560.

UROZ S., CALVARUSO C., TURPAULT M.P., FREY-Klett P. 2009. Mineral weathering by bacteria: ecology, actors and mechanisms. *Trends in Microbiology* 17: 378–87.

VERGANI L., MAPELLI F., MARASCO R., CROTTI E., FUSI M., DI GUARDO A., ARMIRAGLIO S., DAFFONCHIO D., BORIN S., 2017. Bacteria Associated to Plants Naturally Selected in a Historical PCB Polluted Soil Show Potential to Sustain Natural Attenuation. *Front Microbiol.* 8: 1385.

WENZEL WW. 2009. Rhizosphere processes and management in plant-assisted bioremediation (phytoremediation) of soils. *Plant Soil* 321, 385–408.

WULLSCHLEGER S.D., JANSSSON S., TAYLOR G. 2002. Genomics and forest biology: *Populus* emerges as the perennial favorite. *Plant Cell* 14: 2651–2655.



## APPLICAZIONE DI TECNICHE DI PHYTOSCREENING PER LA VALUTAZIONE DELLE MISURE DI PREVENZIONE IN AREE CONTAMINATE (SIN, SIR E INQUINAMENTO DIFFUSO) IN ABRUZZO

Luchetti Lucina<sup>a</sup> e Diligenti Antonio<sup>a</sup>

<sup>a</sup>ARTA Abruzzo - Distretto di Chieti

Il Phytoscreening è un metodo d'indagine che consente di caratterizzare terreno, acque sotterranee e soil gas in siti contaminati da Composti organici clorurati (VOC) tramite il campionamento del tronco e dei vapori nel tronco degli alberi. Il phytoscreening (Sorek A. et al. 2008) consente d'individuare contaminazioni attuali e/o storiche; indagare aree scarsamente agibili per i mezzi pesanti (es.: sonde); definire o completare il quadro d'indagine di un'area; monitorare l'andamento di MIPRE/MISE/ bonifica; valutare la Natural Attenuation e comporre la cronologia di eventi di contaminazione anche ai fini legali. L'ubicazione e la maturità degli esemplari forniscono ulteriori informazioni su profondità, diffusione verticale e temporale del contaminante. Questi elementi sono utili per valutare il potenziale impatto, le azioni di messa in sicurezza (MIPRE/MISE) e bonifica da attuare o attuate e verificare la loro efficacia e rimodulazione.

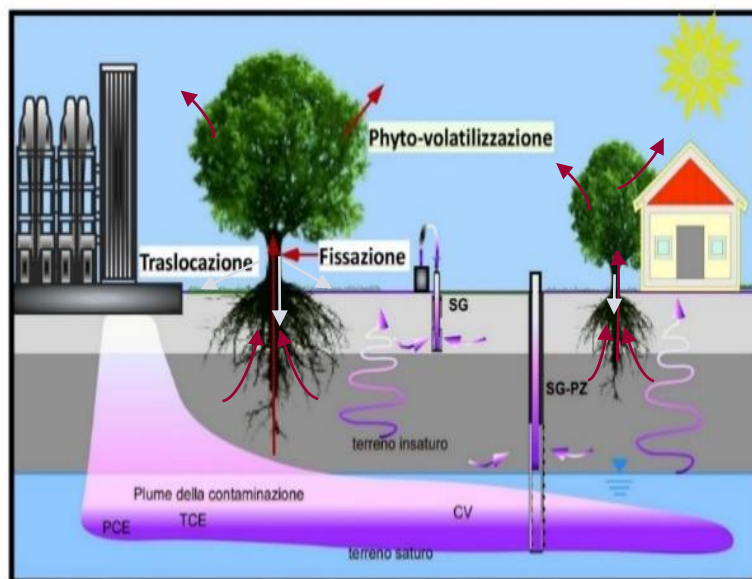


Figura 3 Meccanismi di trasporto e trasformazione ed interazione tra estensione dell'apparato radicale e ripartizione dei contaminanti nelle matrici terreno, falda e soil gas

Viste le rapidità di esecuzione e i costi contenuti e la buona attendibilità dei risultati le tecniche del phytoscreening trovano un sempre maggior utilizzo nelle indagini ambientali con fini legali.

Le tecniche di Phytoscreening prevedono il campionamento di esemplari appartenenti a specie comuni che hanno mostrato una buona capacità di assorbimento che tollerano significative concentrazioni dei contaminanti nei tessuti vegetali. Le modalità di campionamento, rapide analisi con costi contenuti e con un basso impatto ambientale sono i principali vantaggi del

metodo. Il Phytoscreening consente agli operatori di effettuare le attività in totale sicurezza poiché non vengono mai a contatto diretto con le matrici terreno e acque sotterranee anche quando altamente contaminate. Tali peculiarità rendono questo metodo un valido strumento per indagare sia i siti contaminati sia le aree ampie interessate da contaminazione diffusa. Le concentrazioni dei VOCs negli alberi si possono valutare attraverso due modalità di campionamento: *diretto*, stima diretta della contaminazione nella matrice vegetale tramite l'analisi del tronco; *in vivo*, misura degli aeriformi nel tronco per stimare in modo indiretto la contaminazione. Le due tecniche attuate in combinazione rendono ancora più rapidi i tempi con cui individuare la contaminazione e modulare le successive attività. Le attività di Phytoscreening, condotte dall'Ufficio Siti contaminati del Distretto di Chieti (Luchetti & Diligenti 2014, Luchetti et al. 2013, Luchetti et al. 2015, Luchetti 2016 e Luchetti 2017) sono state implementate da un'ulteriore tipologia d'indagine di campo che prevede l'utilizzo di strumentazione analitica portatile FT-IR (Spettroscopia IR in trasformata di Fourier). Negli anni 2015-2017 sono state condotte attività di Phytoscreening "classico" e in vivo con fiale colorimetriche, integrate nel corso del 2018, con attività di quantificazione della contaminazione mediante FT-IR portatile.

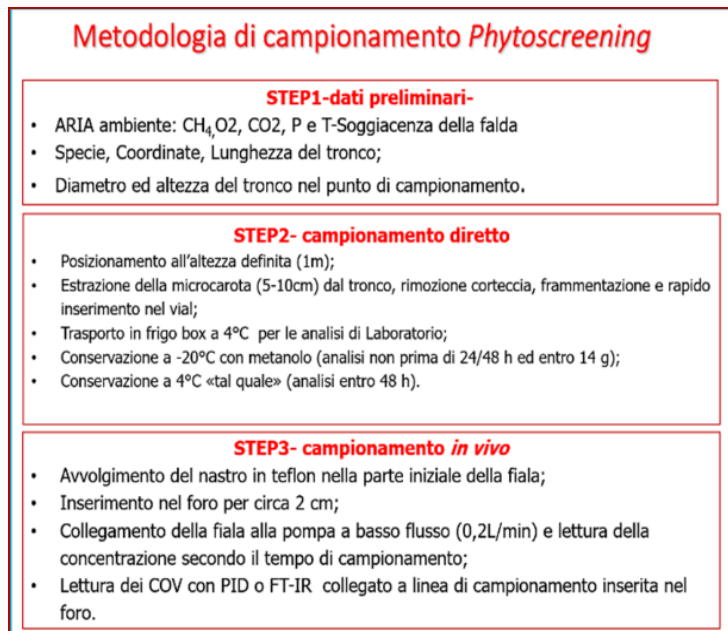


Figura 4 Schema del processo di campionamento del phytoscreening



Figura 5 Campionamento in vivo con fiala colorimetrica

<i>C range</i>	<i>130L 1,1DCE</i>	<i>131L CV</i>	<i>132LL TCE</i>	<i>133LL PCE</i>	<i>137LL TRICLOROMETANO</i>	<i>138L DICLOROMETANO</i>
Cf ppm	0,4	0,2	0,5	0,1	0,3	4
	14	3	4	3	4,5	60
Fc max	2,9	2,2	2,2	3	1	2,5

*Figura 6 Tipologie di detector tube (Gastec) con indicazione dei range delle concentrazioni nominali (Cf) e fattori di correzione massimi (Fc).*

L'utilizzo dello FT-IR, strumento analitico ampiamente utilizzato nell'ambito dei laboratori di analisi chimica, permette, attraverso la scansione con uno specchio mobile di tutte le frequenze presenti nella radiazione IR generata dalla sorgente mediante interferometro, la verifica quantitativa dei composti organici volatili. Con l'applicazione della trasformata di Fourier, l'intensità del segnale viene rappresentata nel dominio della frequenza. Lo strumento in dotazione ad ARTA è munito di una pompa con portata di circa 1,5 L/min, di una camera di analisi con un volume pari a 0,4L, di uno spettrometro con trasformata di Fourier. Lo strumento, tramite un'antenna *bluetooth* o via cavo, viene connesso ad un palmare per la visualizzazione delle concentrazioni rilevate di 25 composti mentre l'eventuale elaborazione in tempo reale di oltre 500 sostanze se collegato ad un PC/Laptop. La linea di campionamento così installata consente, mediante l'applicazione della metodica analitica l'EPA 320 (2017) l'analisi dei campioni di gas e vapori senza preparativa preliminare.



*Figura 7 Campionamento in vivo tramite FT-IR*

Lo FT-IR è utilizzato nelle attività di Phytoscreening nell'ambito delle verifiche in vivo, in analogia con quanto illustrato in Luchetti & Diligenti (2014), prevedendo l'esecuzione di analisi dei gas presenti nel foro di estrazione del campione di tronco, quando positivi alle fiale colorimetriche. Queste attività hanno riguardato aree interne al SIN di "Bussi sul Tirino" e al SIR di "Chieti Scalo" nonché le aree esterne interessate da inquinamento diffuso. In particolare, in prossimità di una mega discarica abusiva ricadente nel perimetro del SIN di Bussi sul Tirino, che ha prodotto una consistente contaminazione da Composti Organici Clorurati delle matrici ambientali, sono state condotte numerose campagne di monitoraggio, che hanno interessato oltre 30 alberi appartenenti a diverse specie. L'utilizzo integrato delle tecniche di Phytoscreening hanno consentito di valutare il modello concettuale delle aree ed indirizzare in tempo reale le necessarie azioni di prevenzione (MIPRE) in accordo con quanto previsto Dlgs.152/06.

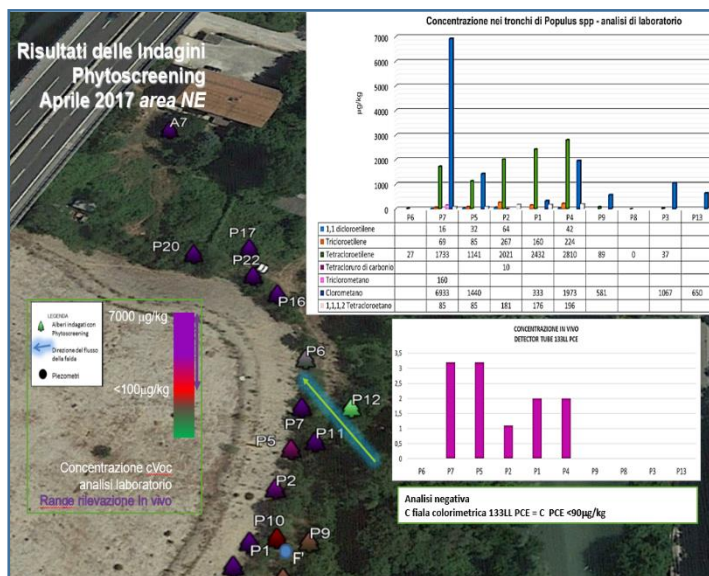


Figura 8, Perimetrazione della discarica Tre Monti nel Sito contaminato di interesse nazionale di Bussi sul Tirino. Si evidenzia la rivalutazione, per le attività di MIPRE/MISE, della contaminazione nel sottosuolo tramite Phytoscreening.

Le tecniche di Phytoscreening sono state utilmente integrate con le misure all'interfaccia suolo/aria, mediante l'utilizzo di *flux chamber*, con l'obiettivo di integrare già dove caratterizzato, individuare, mappare e monitorare i Composti Organici Clorurati, unitamente ai loro possibili composti di degradazione (es.: CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>).

Utilizzando un approccio per fasi progressive di approfondimento, è stato possibile utilizzare gli alberi come sonde soil gas. Infatti, nelle aree con scenari di esposizione e contaminazioni molto rilevanti poste all'interno del SIN, si è proceduto alla misura del flusso in circa 50 stazioni e alla elaborazione di mappe di isoflusso di COV, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>.





Figura 9 Misure con camera di flusso statica non stazionaria

Quando non è stato possibile effettuare una mappatura del flusso, questa è stata sostituita con l'applicazione del principio di prossimità geometrica ai bersagli ed ai sondaggi/piezometri/alberi con contaminazione più significativa, mediante lo screening di concentrazione e di flusso nel loro intorno (punti di misura equidistanti posti a 2.5-5m).

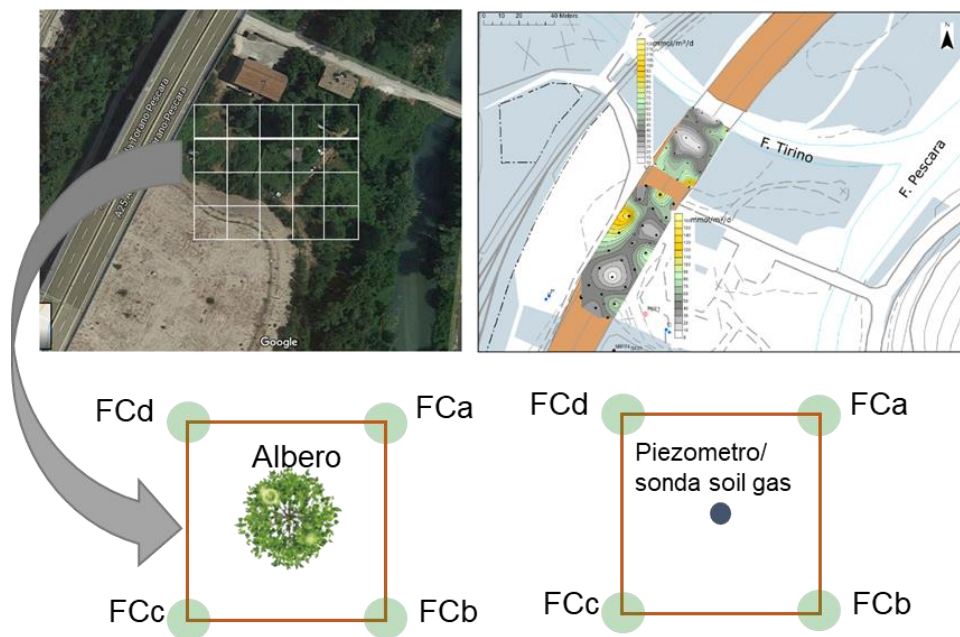


Figura 10 esempio di utilizzo integrato di camere di flusso e phytoscreening

La verifica dei dati, derivanti dalle misure di screening di aeriformi (gas interstiziali nel suolo, flusso di vapori proveniente dal sottosuolo, gas presenti nei tessuti vegetali) e della biomassa, ha consentito di indirizzare le indagini di caratterizzazione e rivalutare il modello concettuale dei siti contaminati e delle aree poste all'interno del SIN. Inoltre, ha permesso di valutare ed escludere il percorso di volatilizzazione dei gas interstiziali ai fini delle MIPRE. Infine, analogamente a quanto già eseguito nelle aree SIN e nei siti contaminati, tale metodologia sarà utilmente applicata anche nelle aree vaste con inquinamento diffuso.



## BIBLIOGRAFIA

LUCHETTI L., DILIGENTI A. & CRESCENZI E., 2013. Phytoscreening. Individuazione e monitoraggio della contaminazione da solventi clorurati nel sottosuolo attraverso il campionamento e l'analisi dei tronchi di albero. Atti del "Secondo Workshop Nazionale Bonifica, Recupero Ambientale e Sviluppo del Territorio: Esperienze a confronto sul Fitorimedio". Terni, Italia, Novembre 28-29.

LUCHETTI L. & DILIGENTI A., 2015. Individuazione in tempo reale della contaminazione da solventi clorurati nel sottosuolo attraverso l'utilizzo in vivo di fiale colorimetriche negli alberi. BEA Il Bollettino degli esperti Ambientali (4) 51-62.

LUCHETTI L. DILIGENTI A., CRESCENZI E, ABBATE M., 2015. Il campionamento e l'analisi dei tronchi di albero per stimare la distribuzione dei composti organici volatili nel sottosuolo (phytoscreening). ATTI dei Convegni Nazionale Remtech 2015.

LUCHETTI L., 2016. Protocolli Per Il Phytoscreening: L'esperienza Italiana ATTI dei Convegni Nazionale Remtech 2016.

LUCHETTI L., 2017. Integrazione di tecniche innovative di screening degli aeriformi per la caratterizzazione dei siti contaminati. ATTI dei Convegni Nazionale AIDI 2017.

SOREK A., ATZMON N., DAHAN O., GERSTL Z., KUSHISIN L., LAOR Y., MINGELGRIN U., NASSER A., RONEN D., TSECHANSKY L., WEISBROD N., GRABER ER., 2008. "Phytoscreening": the use of trees for discovering subsurface contamination by VOCs. Environ Sc. Technol 42 (2), 536-542.

EPA 320, 2017. Measurement of vapor phase organic and inorganic emissions by extractive Fourier transform infrared (FTIR) spectroscopy, US Environmental Protection Agency.

## PROSPETTIVE DI PHYTOMANAGEMENT NEL SIN CAFFARO DI TORVISCOSA

Luca Marchiol<sup>1</sup>, Elisa Tomat<sup>2</sup>

<sup>1</sup> *Dipartimento di Scienze Agroalimentari Ambientali e Animali, Università di Udine via delle Scienze 206, 33100 Udine;* <sup>2</sup> *Landscape Designer*

### ABSTRACT

Si illustra lo stato di avanzamento della elaborazione di una proposta progettuale per un intervento di bonifica e gestione di lungo periodo di aree contaminate basato sul *phytomanagement* da applicare all'interno dello stabilimento ex-Caffaro di Torviscosa (Ud). L'area dello stabilimento si estende per circa 130 ha, di cui circa 10 occupati da edifici e impianti tecnologici; i rimanenti comprendono aree di servizio, viabilità interna e discariche industriali. Altri 10 ettari circa sono occupati dalle casse di colmata, a sud dello stabilimento e attigue al Canale Banduzzi.

Alla complessità della contaminazione storica dei luoghi in questo caso si aggiunge una delicata situazione finanziaria/amministrativa, che rende ancora oggi incerta l'attuazione del progetto di bonifica (POB), già approvato dalla conferenza dei servizi del SIN Caffaro Torviscosa. Il POB prevede specifici interventi negli spot di contaminazione. Altre aree piuttosto estese sono destinate a vedere realizzati imprecisati interventi "di fitobonifica". La proposta vuole contribuire alla implementazione del POB, al momento solo teorica, con un approfondimento specialistico sul tema delle fitotecnologie e *phytomanagement*.

Lo stabilimento Caffaro di Torviscosa ha concluso una fase storica e al momento vi sono aspettative per l'avvio di una nuova fase produttiva. In recepimento di istanze e sensibilità attuali, la realizzazione di questo progetto potrebbe divenire un esempio nazionale di applicazione di *best practices* con una prospettiva aggiuntiva dai contenuti dimostrativi e divulgativi.

## INTRODUZIONE

Nel nostro paese vi è una grande estensione di aree contaminate che saranno bonificate investendo le risorse disponibili secondo una scala di priorità. Pertanto molte aree contaminate rimarranno tali per molto tempo in attesa degli interventi necessari. Nel frattempo tutti i suoli contaminati costituiscono un potenziale rischio ambientale a causa di fenomeni di erosione dovuti agli agenti atmosferici e trasporto di sostanze nocive nel suolo e nelle acque di falda.

La crescita economica del paese – tema di stretta attualità – dipende anche dalla capacità di risanare e mettere in sicurezza il territorio, nonché dalla valorizzazione e riconversione delle aree dismesse. Questa è la posizione di Confindustria espressa nel 2016 nel documento “Dalla bonifica alla reindustrializzazione”.

I provvedimenti di legge che hanno istituito e perimetrato la quasi totalità dei siti contaminati di interesse nazionale (SIN) sono stati emanati in un periodo compreso tra il 1998 e il 2002. Tuttavia, nonostante specifiche norme e finanziamenti statali (L. 426/1998, L. 388/2000, D.M. Amb. 468/2001, L. 179/2002) i lavori si sono sviluppati con molta lentezza. Il legislatore ha emanato un successivo provvedimento (L. 134/2012, artt. 27 e 36 bis) per stimolare interventi di riconversione e riqualificazione delle aree contaminate. In ogni caso bisogna prendere atto che il processo di risanamento procede ancora lentamente e molto rimane da fare per la bonifica dei SIN.

Il Ministero dell’Ambiente e della tutela del territorio e del mare (MATTM) costituisce un osservatorio privilegiato sullo stato e sulle prospettive delle bonifiche dei SIN. Secondo l’ultimo aggiornamento solo in 21 SIN (su 40) le attività di caratterizzazione sono state condotte sul 90-100% della estensione totale; 5 SIN hanno un progetto di bonifica approvato sul 90-100% della superficie totale, e in ben 27 siti le aree già bonificate corrispondono a meno del 10% del totale (MATTM, 2018).

L’individuazione delle specifiche motivazioni richiederebbe una analisi puntuale per approfondire il contesto sito-specifico, tuttavia generalizzando il complessivo ritardo delle operazioni può essere attribuito a (i) contenziosi giudiziari, (ii) scarsità di risorse (iii) difficoltà tecniche e (iv) complessità delle procedure.

Il servizio alla società attraverso la cosiddetta “terza missione” è una delle funzioni dell’Università oltre alla formazione e l’attività di ricerca. Essa consiste nell’operare per favorire la diffusione, la valorizzazione e l’impiego della conoscenza allo scopo di contribuire allo sviluppo sociale, culturale ed economico della Società.

Su queste basi e in concomitanza con il 40° anniversario della sua istituzione, l’Università di Udine ha lanciato una iniziativa denominata “Cantiere Friuli” per elaborare una serie di idee e proposte sulle principali criticità locali. Uno dei tavoli di lavoro sta promuovendo una riflessione con i portatori di interessi locali (Regione Friuli Venezia Giulia, ARPA-FVG, Comune di Torviscosa) finalizzata a implementare il progetto di bonifica del SIN Caffaro Torviscosa.

Questo lavoro contiene una serie di idee elaborata presso il Dipartimento di Scienze Agroalimentari Ambientali e Animali dell’Università di Udine sul tema della gestione sostenibile di lungo/lunghissimo periodo di diverse aree del SIN per mezzo delle fitotecnologie. Lo scopo è quello di fornire un primo contributo tecnico che potrà essere sviluppato e approfondito di concerto con i soggetti coinvolti nelle opere di bonifica dell’area e nella loro gestione nel tempo.

## DAL FITORIMEDIO AL PHYTOMANAGEMENT

Il termine *phytoremediation*, da *phytos-* (pianta) e *-remedium* (curare, risanare), fu introdotto in letteratura oltre 20 anni fa (Cunningham et al, 1995), introducendo il principio di poter

utilizzare le piante per rimuovere, contenere o rendere meno pericolosi elementi o molecole contaminanti presenti in acque, suoli e sedimenti.

Tradotto in italiano con il termine non troppo elegante e potenzialmente ambiguo “fitorimedio”, il concetto e le sue applicazioni hanno da tempo superato il circuito degli specialisti e si possono considerare acquisite da un punto di vista culturale. Il nostro paese sconta un sensibile ritardo nella applicazione estensiva del fitorimedio. Da un punto di vista strettamente tecnico, promettenti risultati preliminari non hanno trovato conferma alla scala di campo, deludendo forti aspettative. In realtà in una seconda fase, meglio chiarite potenzialità e limitazioni, il fitorimedio ha trovato applicazione nelle giuste condizioni. In Italia vi sono ancora criticità dovute in larga parte a riflessi di tipo giuridico-amministrativo specificamente legati al destino delle biomasse prodotte all’interno di siti contaminati (Sconocchia, 2016).

Va senz’altro registrato con favore il fatto che il più recente rapporto di Confindustria sulle bonifiche “Dalla bonifica alla reindustrializzazione” cita il fitorimedio tra le tecniche di intervento applicate nei SIN (Confindustria, 2016). Il documento descrive il fitorimedio come una tecnologia che “sfrutta la capacità delle piante di rimuovere, immobilizzare o trasformare composti organici e inorganici presenti nelle varie matrici ambientali. Tale tecnologia trova un vasto impiego per il trattamento di differenti tipologie di contaminati, sia metalli pesanti che sostanze organiche. La tecnologia, altamente sito-specifica, risulta sostenibile sia dal punto di vista ambientale che economico e si adatta bene a lavorare in sinergia con altri sistemi.”

Si può quindi considerare superata la naturale diffidenza nei confronti di questo approccio e – pure con elevatissimi margini di miglioramento – valutare il fitorimedio nella sua reale dimensione. Cioè come un *pool* di tecniche di intervento a basso costo da adottare per la bonifica/messa in sicurezza e la gestione di lungo/lunghissimo periodo di aree inquinate.

Alle applicazioni di fitorimedio già censite dal Rapporto di Confindustria vanno aggiunte diverse altre esperienze, probabilmente meno visibili ma ugualmente interessanti che vengono monitorate dal gruppo di lavoro “Le fitotecnologie nella bonifica dei siti contaminati” della rete RECONNET e dall’osservatorio costituito dai workshop dedicati di RemTech.

Negli ultimi anni grazie allo sviluppo delle conoscenze il concetto originario di *phytoremediation* si è modificato in una forma più ampia ed evoluta. Oggi parliamo di *phytotechnologies* – più facilmente traducibile in “fitotecnologie” – per indicare le modalità di utilizzo delle piante oltre che per la rimozione o degradazione dei contaminanti del suolo anche per minimizzare i rischi di migrazione dei contaminanti nel suolo o la percolazione in falda (Fig. 1). Sebbene il termine non sia ampiamente utilizzato, è utile per promuovere una più ampia comprensione dell’importanza delle piante e del loro ruolo benefico all’interno dei sistemi sia sociali che naturali. Alla base di questo concetto è l’uso delle piante come tecnologia vivente per affrontare le sfide ambientali (UN Environment, 2012). I benefici ambientali conseguenti le applicazioni delle fitotecnologie sono riferiti alle categorie illustrate in figura 1.

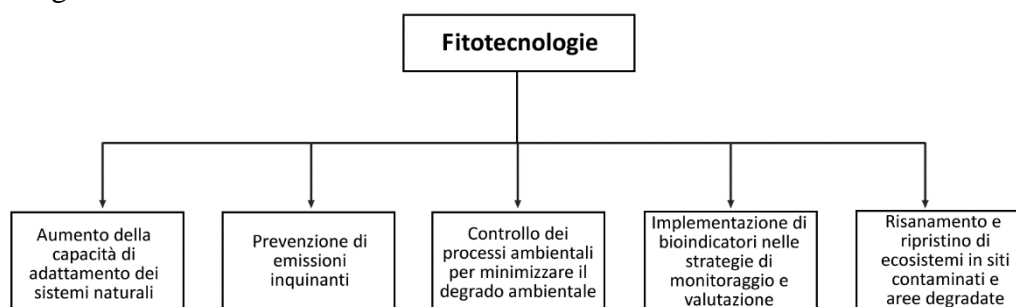


Figura 1 – Benefici ambientali provenienti dalle fitotecnologie (modificato da UN Environment, 2012).

Un successivo passaggio ci porta alla visione attuale, nella quale anche l'approccio delle fitotecnologie si evolve verso l'integrazione dei principi della sostenibilità e dell'economia circolare (Burges et al., 2018). Le fitotecnologie assumono quindi un ruolo funzionale descritto come *phytomanagement*.

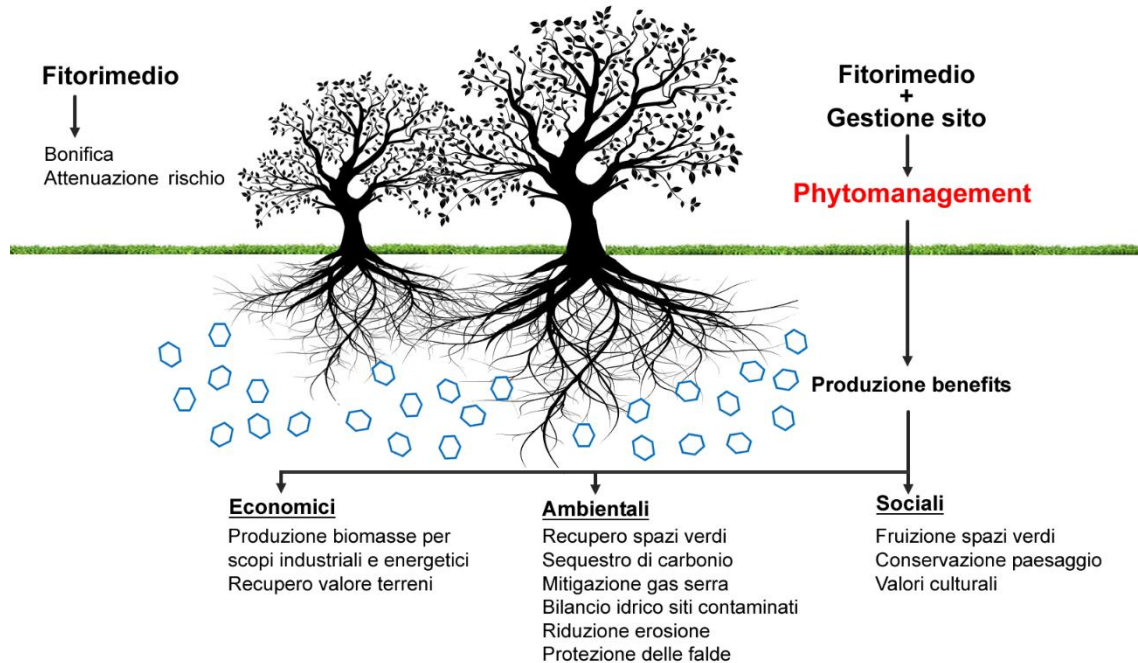


Figura 2 – Evoluzione del fitorimedio verso il *phytomanagement* (modificato da Burgos et al., 2018).

Nel caso di siti contaminati il *phytomanagement* combina strategie di bonifica alla (ri)generazione di servizi ecosistemici e di introiti economici. In altri termini, mentre il fitorimedio è finalizzato esclusivamente al raggiungimento degli obiettivi di bonifica o messa in sicurezza, il *phytomanagement* promuove una gestione integrata del sito, in cui, insieme alla mitigazione del rischio, viene promossa la realizzazione di benefici economici, sociali e ambientali (Evangelou et al., 2015; Cundy et al., 2016). In questo scenario, il rapporto costi-benefici atteso è inferiore rispetto agli approcci del solo fitorimedio. Indicati in figura 2, i potenziali vantaggi del *phytomanagement* sono costituiti dalla prevenzione dell'erosione del suolo, gestione del flusso di acque superficiali e sotterranee, miglioramento delle risorse idriche, restituzione di spazi verdi, energia rinnovabile e produzione di biomasse, protezione struttura del suolo e miglioramento della fertilità, mitigazione dei gas serra, sequestro del carbonio, recupero dei valori del terreno, e positive esternalità nel campo del sociale (Cundy et al. 2013, Herzig et al., 2014 Kidd et al., 2015).

Un buon esempio di questo approccio è dimostrato dal progetto “ENERBIOCHEM” presentato da Novamont in collaborazione con l'Università degli Studi di Napoli Federico II e finanziato nel 2011 nell'ambito del Programma Operativo Nazionale “Ricerca e Competitività 2007-2013” Regioni Convergenza. Il progetto aveva l'obiettivo di mettere a punto processi di produzione eco-compatibili di energia e *bio-chemicals* da biomasse rinnovabili da produrre in aree della regione Campania soggette a forme diverse di degrado ambientale. È stata dimostrata, ad esempio, la possibilità di produrre biomasse da avviare ad usi industriali in suoli inquinati senza che la qualità delle trasformazioni fosse influenzata dal contenuto in metalli pesanti delle biomasse stesse (Pirozzi, et al., 2015; Finore et al., 2016; Giudicianni et al., 2017).



Tuttavia non è sufficiente enunciare delle potenzialità positive per sviluppare nuove filiere produttive, ancorché innovative. Ulteriori conferme sperimentali sono attese dal mondo della ricerca per consolidare i risultati acquisiti e dare il definitivo impulso all'utilizzo del *phytomanagement* nella realtà operativa. Se consideriamo la lentezza con la quale stanno procedendo le bonifiche dei SIN potrebbe accadere che l'introduzione del *phytomanagement* possa accompagnare la fase pienamente operativa di questa operazione.

### **SIN CAFFARO DI TORVISCOSA**

In un'area di terreni incolti e paludosi della bassa pianura friulana nella seconda metà degli anni 30 del secolo scorso è sorta la città di fondazione di Torviscosa, strettamente integrata allo stabilimento della S.A.I.C.I. "Società Anonima Agricola Industriale per la produzione italiana della Cellulosa", inaugurato nel settembre del 1938.

Come è accaduto in molte aree del paese che ospitano attività industriali "storiche", anche a Torviscosa l'eredità del passato ha determinato uno stato di crisi ambientale che ha portato alla definizione di un SIN. L'area dello stabilimento Caffaro di Torviscosa è stata inserita nel SIN "Laguna di Grado e Marano" istituito con D.M. 468/2001 e perimetrato con D.M. Amb. 24/02/2003. In una fase successiva, con D.M. Amb. 222 del 12/12/2012 l'estensione del SIN è stata sensibilmente ridotta, passando dagli originari 11.0926 ettari (4.198 ha a terra e 6.831 ha in acqua), agli attuali 201 ettari che corrispondono sostanzialmente all'area dello stabilimento e una pertinenza esterna. Infine, con D.M. Amb. 81 del 31/03/2017 il SIN ha assunto l'attuale denominazione "Caffaro di Torviscosa".

L'area compresa all'interno del perimetro dello stabilimento occupa circa 130 ettari, di cui circa 10 occupati da edifici o impianti di produzione. Altri 10 ettari circa sono occupati dalle casse di colmata poste a sud dello stabilimento e attigue al Canale Banduzzi. All'interno dello stabilimento è presente una darsena che, attraverso il canale Banduzzi e, più a sud, il Fiume Aussa, collega il sito industriale e lo stabilimento direttamente alla Laguna di Marano, e quindi al Mare Adriatico (Fig. 3a). Il perimetro del SIN comprende anche un'area denominata "Valletta", separata dal corpo aziendale e posta in corrispondenza della foce del fiume Aussa e utilizzata come discarica (Fig. 3b).

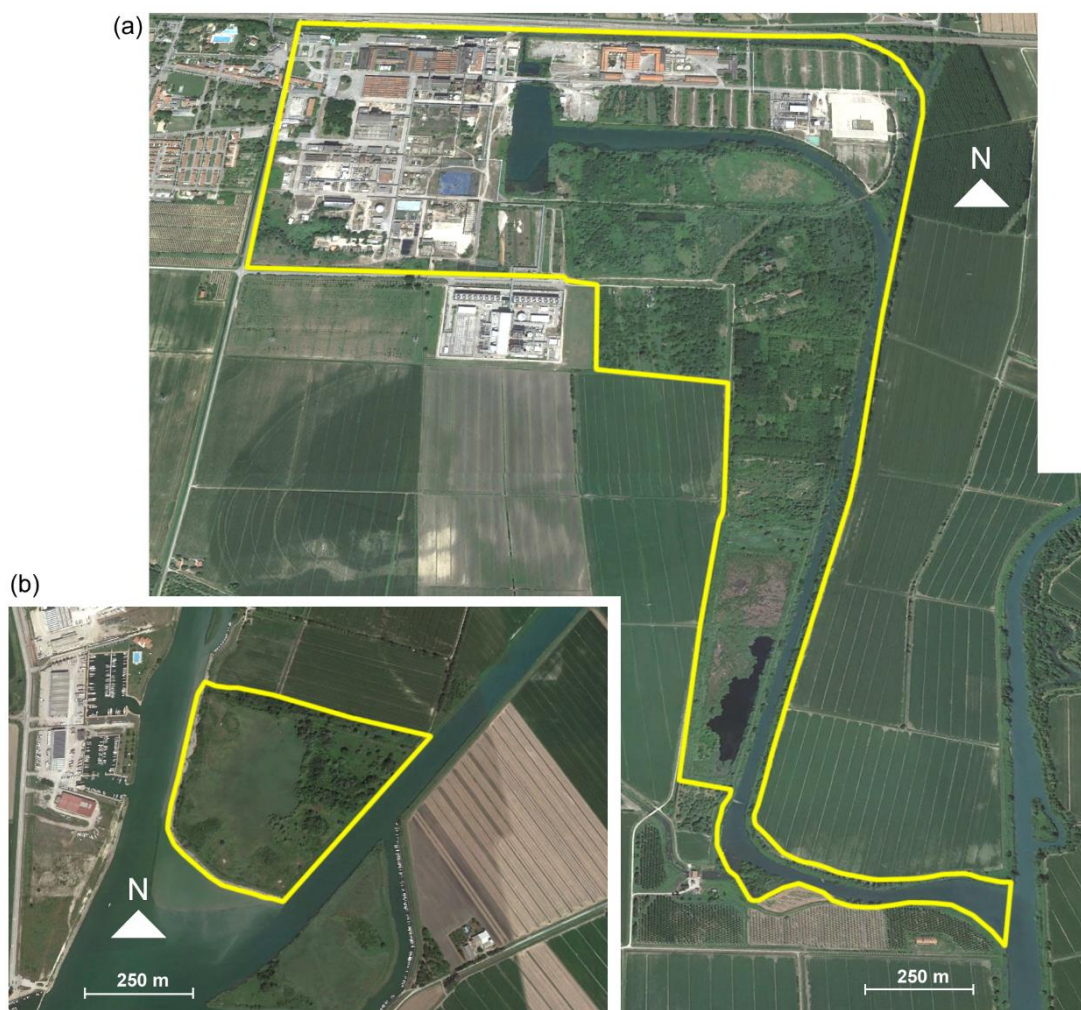


Figura 3 – Perimetro del SIN Caffaro di Torviscosa. (a) Corpo aziendale, discariche di servizio, darsena e canale Banduzzi. (b) Discarica “Valletta”.

Le maggiori criticità dell’area riguardano pesanti e diffuse contaminazioni nei terreni, la presenza di rifiuti anche pericolosi a contatto con il suolo, la compromissione delle acque di falda, la contaminazione da mercurio dei sedimenti del canale Banduzzi, diossine, metalli e IPA. Per questo motivo il canale Banduzzi, utilizzato in passato per il trasporto di materiali e prodotti da e per lo stabilimento, è interdetto alla navigazione.

A oggi risulta sia stato presentato alla Conferenza dei Servizi (CS) un progetto complessivo per la bonifica e messa in sicurezza permanente per il 99% della superficie del SIN. Tuttavia sono stati approvati progetti per interventi sul 5% dei terreni e il 4% delle acque di falda e non risultano interventi conclusi con concentrazioni di contaminanti < CSC o CSR (MATTM, 2018). In sostanza, a 15 anni dalla prima perimetrazione del SIN e 6 anni dopo la seconda, la fase esecutiva degli interventi di bonifica deve ancora essere avviata.

Il fallimento di Caffaro-SNIA ha lasciato una pesante eredità costituita dalla onerosa gestione delle aree inquinate associata alle difficoltà giuridico-amministrative della procedura fallimentare. Si aggiungono vicende giudiziarie legate alla gestione dello stabilimento nella fase immediatamente precedente al fallimento della società.

Dopo anni di stallo, alla fine del 2016 è stato sottoscritto un Protocollo di Intesa tra MATTM, MISE, Regione Friuli Venezia Giulia, Comune di Torviscosa e Caffaro in Amministrazione

Straordinaria finalizzato al “risanamento ambientale e la riqualificazione industriale delle aree Caffaro di Torviscosa”. In forza di questo atto spetterà a un soggetto pubblico finanziare e gestire le operazioni di bonifica delle aree contaminate e creare le condizioni per un rilancio produttivo e occupazionale del sito industriale.

## STRATEGIE DI PHYTOMANAGEMENT A TORVISCOSA

Nella relazione illustrata al workshop “Bonifica, recupero ambientale e sviluppo del territorio: esperienze a confronto sul fitorimedio” (RemTech Expo, Ferrara 20 settembre 2018) sono stati proposti alcuni elementi di riflessione per una futura implementazione del piano operativo di bonifica (POB) dell’area Caffaro di Torviscosa.

Il POB presentato dalla proprietà alla Conferenza dei Servizi (ENVIRON, 2011) tra gli interventi di messa in sicurezza operativa prevede “*sistemi di coperture vegetative, costituite da interventi di fitobonifica mediante rivegetazione delle aree non soggette a effettivo utilizzo industriale, mediante piante selezionate al fine di rimuovere i contaminanti dal suolo attraverso l’accumulo nei tessuti delle sostanze inquinanti presenti nei suoli*”.

E ancora, “*la principale finalità dell’intervento (ndr. di fitobonifica) in oggetto risiede nell’inibizione delle vie di esposizione per contatti diretti nei terreni superficiali e la riduzione delle concentrazioni delle sostanze che possono generare vapori mediante l’utilizzo dei principi di fitobonifica. Tale tecnologia sarà utilizzata nelle aree a verde e marginali per la MISO delle seguenti sostanze: diossine, metalli volatili (mercurio) e non volatili, PCB, BTEX e idrocarburi C>12.*” Sebbene la declinazione tecnica appaia piuttosto incerta, il principio di poter integrare gli interventi di bonifica *hard* con altre tecniche – citate come “fitobonifiche” – è già stato approvato dalla CS.

In attesa che i nodi burocratici e amministrativi vengano a sciogliersi aprendo la strada all’attuazione degli interventi tecnici, c’è il tempo per una riflessione complessiva sull’approccio del *phytomanagement* nell’ambito del SIN. In relazione a questo, in questa fase è in corso una discussione tra il tavolo di lavoro di Cantiere Friuli e i portatori di interessi locali (Regione Friuli Venezia Giulia, ARPA FVG e Comune di Torviscosa).

L’approccio di *phytomanagement* è pienamente coerente con il Piano Regionale di Bonifica dei Siti Contaminati (PRBSC, 2018) il quale, tra gli altri, ha l’obiettivo di “*incentivare tecniche di bonifica a basso impatto ambientale e minimizzare gli impatti sanitari connessi alle operazioni di bonifica*”. Più specificamente, questo obiettivo sarà raggiunto promuovendo “*attività di ricerca, procedure e progetti comunitari per la sperimentazione di nuove tecnologie*” e anche “*incentivando tecniche di bonifica a basso impatto ambientale*”.

All’interno di Cantiere Friuli è in corso di elaborazione la progettazione di una serie di interventi di *phytomanagement* che potranno giungere ad essere presentati alla CS per la formale implementazione del POB del SIN Caffaro di Torviscosa. La fase esecutiva potrà svilupparsi con una secondo opportuna scansione temporale in relazione alle contingenze, al coinvolgimento di diversi soggetti e alle disponibilità finanziarie.

A seguire sono sviluppate sinteticamente alcune proposte specifiche sviluppate in coerenza con le problematiche messe a fuoco dal POB.

### ***Phytocapping in discariche industriali***

Il *phytocapping* è una applicazione delle fitotecnologie che trova impiego nella copertura di siti inquinati e discariche al fine di isolare i materiali tossici accumulati dall’ambiente esterno dal rischio di diffusione dei contaminanti attraverso l’esposizione dei materiali stessi all’effetto dilavante ed erosivo delle acque meteoriche per ruscellamento superficiale e percolazione.



In questo scenario la tecnica assume la valenza di misura di controllo e prevenzione dei rischi ambientali delle aree contaminate e di gestione di lungo periodo delle discariche industriali all'interno dello stabilimento.

Il blocco alla diffusione dei contaminanti si esplica attraverso la intercettazione dell'acqua meteorica mediata dalla chioma delle piante e la successiva regimazione idrica a livello del suolo. Tale regimazione è garantita dalla evapotraspirazione delle piante.

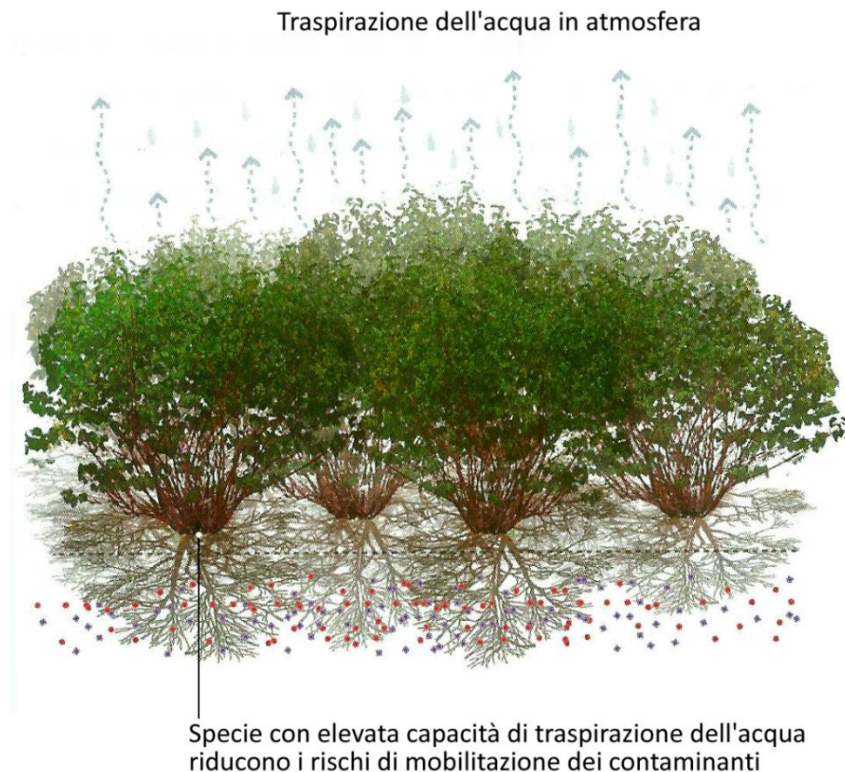


Figura 4 – Modello di un intervento di *phytocapping*.

Parte dell'acqua meteorica intercettata dalle piante non raggiunge il suolo ed evapora direttamente dalla chioma; un'altra frazione viene evapotraspirata dalla pianta dopo essere stata assorbita dalle radici e la restante parte rimane nel terreno di copertura.

La gestione della copertura vegetale nel tempo associata a specifiche pratiche agronomiche può attribuire al *phytocapping* un ruolo aggiuntiva nella minimizzazione dei rischi di migrazione dei contaminanti nel suolo.

Come riferito in precedenza l'attuale POB considera solo genericamente le fitotecnologie tra le opzioni disponibili per gli interventi di bonifica.

Il SIN contiene diverse discariche per le quali potrà essere valutata l'opportunità di considerare il *phytocapping* per la sistemazione finale. Soluzione non alternativa (naturalmente) a quanto previsto dalla legge per quegli impianti, ma additiva e certamente migliorativa nei riguardi del bilancio idrologico degli impianti.

Specifici approfondimenti da condurre sulla documentazione tecnica a corredo del POB, relativi ai dati tecnici delle discariche (volumi, natura dei materiali smaltiti, presenza e natura dei sistemi isolanti), associati all'accurata determinazione del bilancio idrico delle aree, consentiranno una valutazione preventiva sullo stato dei luoghi. Seguirà eventualmente la progettazione dell'intervento di *phytocapping* da realizzare con insediamento di coperture vegetali più o meno complesse in relazione alle prestazioni attese sul bilancio idrico.

### *Phytomanagement canale Banduzzi*

In figura 5 si riporta una visione d'insieme del SIN (esclusa la Valletta) per mettere in evidenza il corso del canale Banduzzi. Esso costituisce un elemento importante del SIN, sia da un punto di vista morfologico, sia per il ruolo che esso ha svolto in relazione ai fenomeni di migrazione dei contaminanti prodotti dalle attività industriali. Nella figura sono evidenziati il ramo principale del canale che piega verso ovest a formare la darsena, e il ramo secondario (Banduzzi Nord) che prosegue ancora per un breve tratto e a sua volta svolta ad ovest, correndo parallelo al perimetro dello stabilimento.



Figura 5 – Vista del canale Banduzzi e della darsena. Sulla sinistra l'area in giallo delimita la zona delle casse di colmata A e B.

Nel passato in questo canale sono stati scaricati reflui dall'impianto cloro-soda nonché altre sostanze. Per questo i sedimenti presenti sul fondo del canale stesso e della darsena risultano contaminati da mercurio, metalli pesanti, idrocarburi e altre molecole più pesanti (PCB, IPA, diossine e furani) (Biasiol, 2014).

Per la bonifica dei sedimenti in un primo tempo era stata considerata l'ipotesi di un completo dragaggio con successivo smaltimento in discariche o casse di colmata, oppure la realizzazione di opere di incapsulamento dei sedimenti direttamente sul fondo del canale. Pure risolutiva, questa ipotesi non è stata attuata per gli ingenti costi. Al momento si pensa ad interventi di *capping* mirati sugli spot di sedimenti più inquinati utilizzando terreno o sabbie naturali per promuovere un processo di attenuazione naturale della contaminazione da monitorare nel tempo (Biasiol, 2014). Ciò implica che saranno promossi e protetti tutti quei processi ecologici attraverso i quali il sistema naturale potrà autodepurarsi. Per questo motivo sarà fondamentale sostenere questo ecosistema valorizzando i benefits introdotti dal *phytomanagement* (Fig. 2).

In realtà questo intervento non è ancora stato progettato, pertanto il rischio che i contaminanti raggiungano la laguna permane (ARPA FVG, 2018). Di seguito, alcuni elementi che dovranno essere sviluppati in specifica progettazione dedicata al "sistema Banduzzi".

#### *A) Realizzazione di fasce tampone sul sistema spondale*

All'asta del canale Banduzzi, compreso il perimetro della darsena, sono associati oltre 13 km di sponde. Circa 3 km in direzione nord-sud sono adiacenti a fondi agricoli, mentre in senso ortogonale il corso del canale si trova tra il confine nord del SIN e la linea ferroviaria TS-VE.



All'incirca 8 km di sponde drenano il flusso di acque superficiali e sotto-superficiali provenienti dal SIN convogliando il loro carico verso le acque del canale.

La creazione di fasce tampone a protezione della qualità delle acque superficiali è pratica ormai consolidata e diffusa in contesti agricoli. Nel caso in questione, sebbene i problemi siano diversi da quelli strettamente legati alla pratica agricola, si ritiene opportuna la progettazione e realizzazione di un sistema di fasce arboreo-arbustive con funzioni di buffer (Fig. 6).

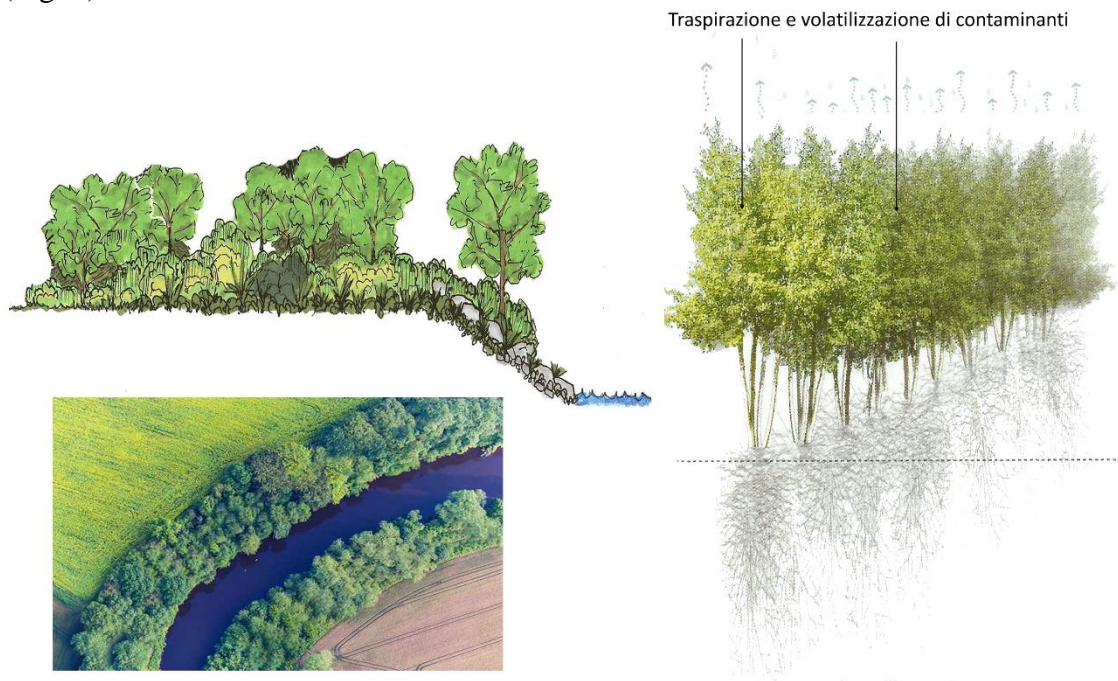


Figura 6 – Realizzazione di fasce tampone sulle sponde del canale Banduzzi.

La vegetazione spontanea attualmente presente dovrà essere valutata dal punto di vista della distribuzione, densità e composizione. Essa potrà essere integrata nel nuovo progetto, ovvero adattata con la sostituzione di specie più efficienti, anche tenendo conto anche della necessaria periodica manutenzione.

#### B) *Phyto-flot*

Qualsiasi intervento sui sedimenti del canale Banduzzi comporterà rischi di sospensione e migrazione di materiali contaminati. Anche in assenza di interventi si tenga conto che i sedimenti sono sempre soggetti a movimenti dovuti all'impulso delle maree. Sebbene sia stato dimostrato che risospensioni del sedimento non determinano incrementi del tasso di metilazione del mercurio (Acquavita et al. (2012), il semplice trasporto di materiali fini determina un rischio di estensione della contaminazione.

In relazione a questo si propone l'allestimento di unità *Phyto-Flot* da posizionare lungo il canale Banduzzi e nella darsena (Fig. 7a,b).

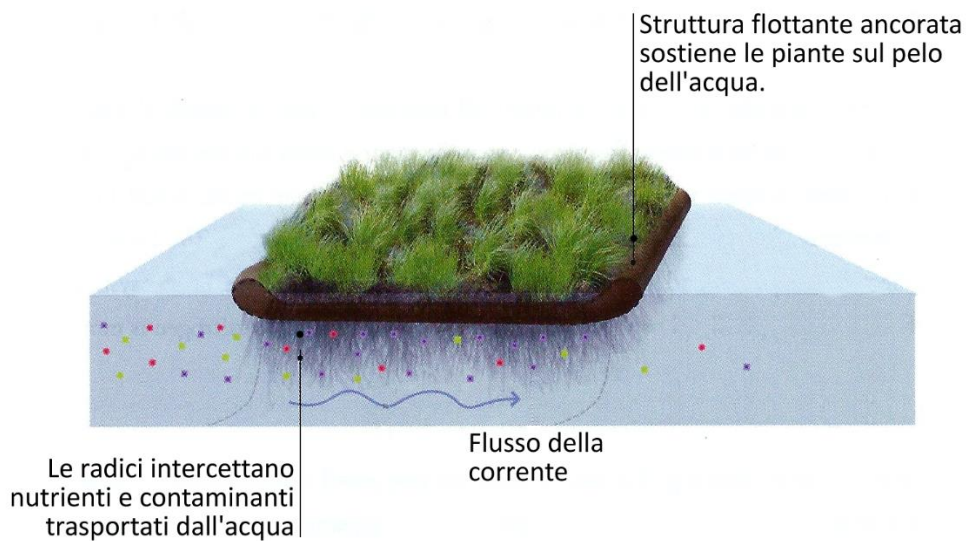


Figura 7a – Modello di isola flottante di macrofite acquatiche.

Si tratta di parcelle di macrofite acquatiche allestite in strutture galleggianti i cui apparati radicali assorbono i contaminanti (o nutrienti in eccesso) disciolti nell'acqua. La biomassa prodotta dalle piante trattiene le sostanze assorbite che possono essere asportate assieme alla biomassa raccolta. La gestione di questi materiali dovrà tenere conto loro composizione, tuttavia è esclusa la possibilità di avviarle a compostaggio.



Figura 7b – Distribuzione dei moduli *Phyto-flot* lungo il corso del canale Banduzzi e nella darsena.

Le strutture allestite dovranno essere mantenute sotto controllo con la predisposizione di un eventuale calendario di sfalci di rinnovamento e di campionamenti periodici per le analisi sui contaminanti stoccati nella biomassa.

### C) Fitostabilizzazione nelle casse di colmata

L'area delle casse di colmata si trova a circa 1 km a sud dal corpo dello stabilimento lungo la sponda ovest del canale Banduzzi. Realizzate tra la fine degli anni '60 e inizio dei '70, le casse di colmata sono dotate di arginature di circa 4 m dal piano di campagna. L'estensione complessiva di quest'area è di circa 13,5 ha. Morfologicamente distinte in tre corpi di forma quadrangolare, solo la cassa A (circa 5 ha) e la B (circa 6,4 ha) sono state utilizzate per lo smaltimento di scarti del processo di produzione della cellulosa e sedimenti dragati sia dalla darsena, sia dal canale Banduzzi. La struttura più settentrionale non è stata utilizzata (Fig. 5). Dalle informazioni disponibili, suffragate dalla serie storica di immagini disponibili su Google Earth, risulta che dopo lo smaltimento dei materiali non è stata condotta alcuna sistemazione superficiale. Un parziale inerbimento e la comparsa di altre forme arboreo-arbustive sono dovuti ad un processo di rivegetazione spontanea che è evidentemente limitato dalla natura della matrice. In figura 8 sono evidenti fenomeni di erosione superficiale che implicano movimentazione di materiali.

In questo scenario un intervento di fitostabilizzazione potrebbe portare alla creazione di una copertura vegetale complessa in grado di garantire un sensibile miglioramento del bilancio idrologico del sito e, soprattutto, ridurre in modo significativo i rischi di migrazione di materiali dall'area.

Nella fitostabilizzazione le radici delle piante mantengono i contaminanti nel suolo prevenendo la possibile mobilizzazione o lisciviazione in falda. Inoltre le radici delle piante sono in grado di rilasciare molecole organiche complesse che complessano gli inquinanti rendendoli meno biodisponibili.

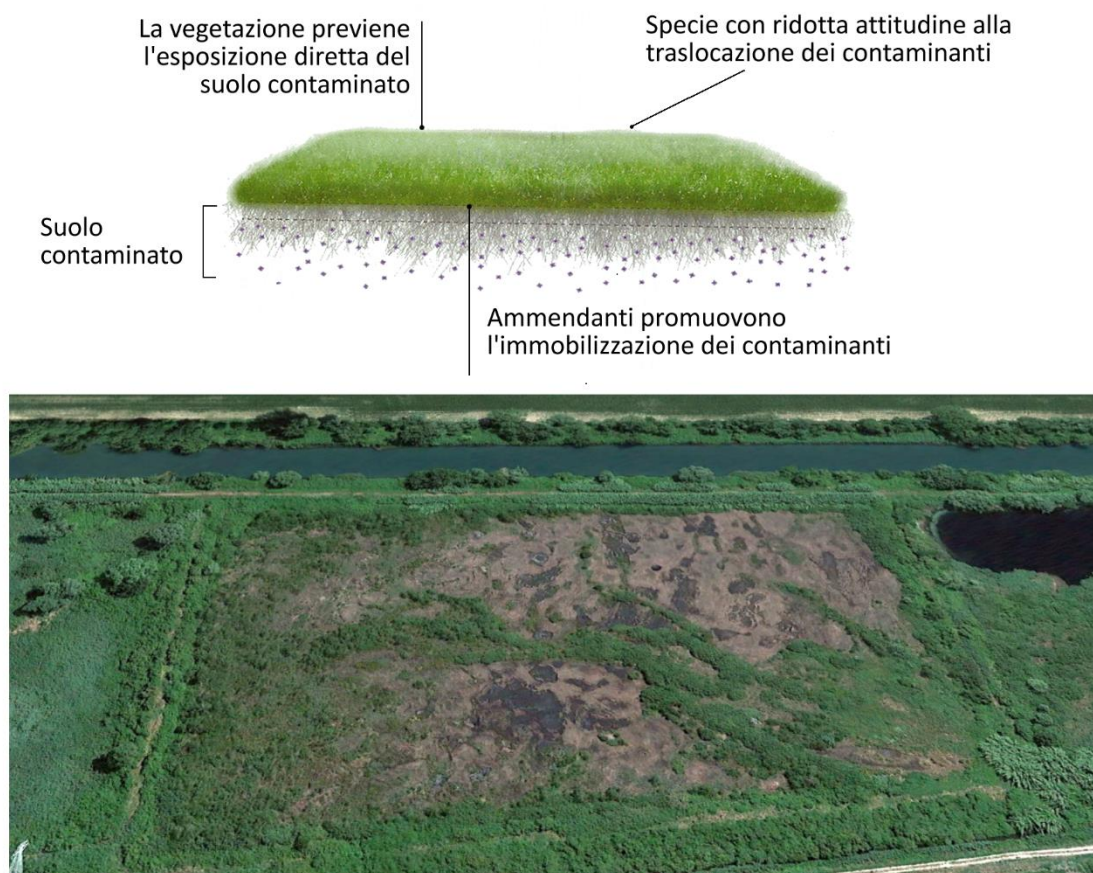


Figura 8 – Modello di un intervento di fitostabilizzazione e dettaglio della cassa di colmata A.



La tecnica richiede una gestione agronomica appropriata e progettata preventivamente. L'aspetto della superficie della cassa A (Fig. 8) indica la necessità di intervenire sulla qualità del "suolo" con ammendanti per consentire l'insediamento della copertura vegetale che non è riuscita ad affermarsi spontaneamente.

### *Catalogo del Phytomanagement*

Sebbene la conoscenza delle diverse opzioni del *phytomanagement* sia in fase di consolidamento nella sensibilità dell'opinione pubblica e degli addetti ai lavori, nel nostro paese il loro utilizzo è ancora scarso.

Nel SIN Caffaro di Torviscosa sono presenti situazioni diverse di contaminazione del suolo e delle acque di falda. Per questo vi sono le condizioni per creare un "*Catalogo del Phytomanagement*". Si tratta di progettare e realizzare gli interventi citati in precedenza (ed eventualmente altri) e di connetterli lungo un percorso dimostrativo-didattico, senza interferire con le necessarie operazioni di bonifica.

Ogni intervento di *phytomanagement* si caratterizza per finalità, aspetto, tipologia di piante utilizzate, gestione agronomica e gestione delle biomasse prodotte. Nell'insieme ciò rappresenta quanto è possibile realizzare attraverso l'impiego delle fitotecnologie in un sito industriale.

Prima realizzazione nel nostro paese, il *Catalogo del Phytomanagement* connette da un punto di vista logico le realizzazioni previste ai punti precedenti e serve a costituire un nucleo dimostrativo di applicazioni di fitotecnologie presso un sito industriale. Il *Catalogo del Phytomanagement* potrà essere visitato da tecnici e operatori del settore, essere oggetto di iniziative didattiche e divulgative e promuoverà Torviscosa come sito modello di applicazione del *phytomanagement*.

Ipotizzando l'allestimento di moduli di piante erbacee annuali e perenni nonché arboree affinché l'iniziativa abbia senso è necessario immaginare un orizzonte minimo di 6-8 anni. Durante questo periodo dovrà essere garantita la gestione agronomica/operativa dei moduli, nonché il controllo/monitoraggio delle prestazioni di bonifica. Ciò significa operare campionamenti periodici della vegetazione ed eseguire analisi di laboratorio delle biomasse e dei parametri del suolo.

Parallelamente alla divulgazione le aree dedicate a questa realizzazione potrebbero anche accogliere attività sperimentali condotte per affinare l'efficacia degli interventi.

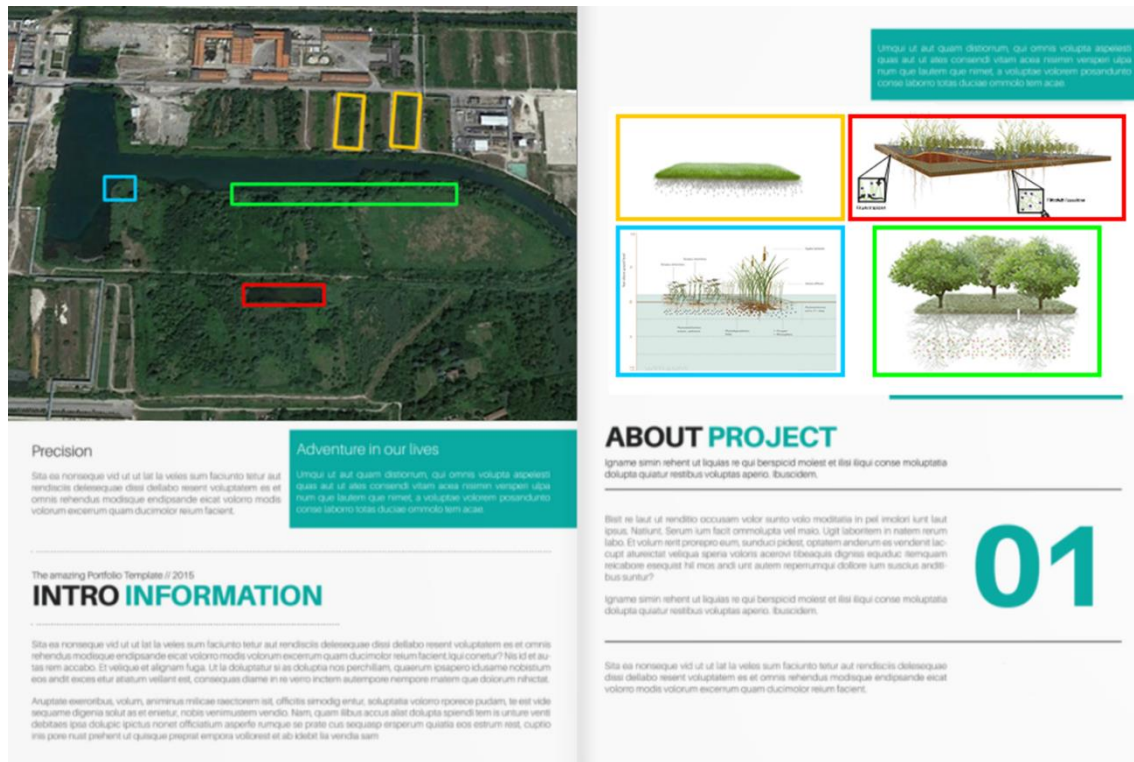


Figura 9 – Esempio di documenti per attività di comunicazione/divulgazione sul Catalogo del Phytomanagement del SIN Caffaro di Torviscosa.

Molta cura dovrà essere dedicata alla comunicazione, studiando adeguate iniziative, eventi e visite (Fig. 9). Le aree dovranno essere dotate di pannelli esplicativi e allestite in modo da poter essere connesse secondo un percorso per i visitatori.

Tenendo conto del particolare contesto, cioè quello di un sito industriale operativo, si dovrà prevedere un accesso controllato con accompagnatore-divulgatore.

L'iniziativa dovrà utilizzare le più evolute modalità comunicative (agenda dei lavori via Facebook, filmati/animazioni e webcam) ed essere presentata alle manifestazioni e fiere di settore (Ecomondo Rimini, RemTech Ferrara).

## CONCLUSIONI

Per loro natura le applicazioni di phytomanagement richiedono: (i) una progettazione sito-specifica; (ii) la predisposizione di un programma di gestione e monitoraggio dei risultati raggiunti, nonché (iii) eventuali implementazioni in itinere.

L'attuazione di una o più delle proposte contenute in questo documento presuppone la disponibilità di specialisti e adeguate risorse con un programma di lavoro poliennale da definirsi.

Il DI4A dell'Università di Udine ha acquisito una significativa esperienza sul tema del phytomanagement, sia in ambito di ricerca e divulgazione, sia di applicazioni *in situ* ed è in grado di approfondire e sviluppare i temi presentati.

È auspicabile un confronto con i portatori di interessi locali pubblici e privati per sviluppare i temi presentati in questo lavoro in forma sintetica.



## BIBLIOGRAFIA

ACQUAVITA A., EMILI A., COVELLI S., FAGANELI J., PREDONZANI S., KORON N., CARRASCO L., 2012. The effects of resuspension on the fate of Hg in contaminated sediments (Marano and Grado Lagoon, Italy): Short-term simulation experiments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 113, 32-40.

ARPA FVG, 2018. Rapporto sullo stato dell'ambiente in Friuli Venezia Giulia 2018. Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente del Friuli Venezia Giulia.

BIASIOL S., 2014. Utilizzo di *moss bags* per il monitoraggio della contaminazione da mercurio nel canale Banduzzi (Torviscosa). Tesi di Laurea. Università di Udine.

BURGES A., ALKORTA I., EPELDE L., GARBISU C., 2018. From phytoremediation of soil contaminants to phytomanagement of ecosystem services in metal contaminated sites. *International Journal of Phytoremediation*, 20(4):384-397.

CONFINDUSTRIA, 2016. Dalla bonifica alla reindustrializzazione. Analisi, criticità, proposte.

CUNDY A.B., BARDOS R.P., CHURCH A., PUSCHENREITER M., FRIESL-HANL W., MÜLLER I., NEU S., MENCH M., WITTERS N., VANGRONSVELD J., 2013. Developing principles of sustainability and stakeholder engagement for "gentle" remediation approaches: The European context. *J. Environ. Manage.* 129, 283-291.

CUNDY A.B., BARDOS R.P., PUSCHENREITER M., MENCH M., BERT V., FRIESL-HANL W., MÜLLER I., LI X.N., WEYENS N., WITTERS N., VANGRONSVELD J., 2016. Brownfields to green fields: realising wider benefits from practical contaminant phytomanagement strategies. *Journal of Environmental Management*, 184: 67-77.

CUNNINGHAM S.D., BERTI W.R., HUANG J.W., 1995. Phytoremediation of contaminated soils. *Trends in Biotechnology*, 13(9):393-397.

ENVIRON, 2011. Progetto operativo di MISO e bonifica ai sensi del D.Lgs. 152/06 e s.m.i. Sito Caffaro di Torviscosa (UD). *Environ Italy*.

EVANGELOU M.W.H., PAPAZOGLU E.G., ROBINSON B.H., SCHULIN R., 2015. Phytomanagement: Phytoremediation and the production of biomass for economic revenue on contaminated land. In: *Phytoremediation: Management of Environmental Contaminants*, Volume 1. Ansari A.A., Gill S.S., Gill R., Lanza G.R., Newman L. (Eds.), Springer, 115-132.

FINORE I., POLI A., DI DONATO P., LAMA L., TRINCONE A., FAGNANO M., MORI M., NICOLAUS B., TRAMICE A., 2016. Hemicellulose extract from *Cynara cardunculus*: a source of value-added biomolecules produced by xylanolytic thermozymes. *Green Chemistry*, 18, 2460-2472.

GIUDICIANNI P., PINDOZZI S., GROTTOLA C.M., STANZIONE F., FAUGNO S., FAGNANO M., FIORENTINO N., RAGUCCI R., 2017. Pyrolysis for exploitation of biomasses selected for soil phytoremediation: characterization of gaseous and solid products. *Waste Management*, 61, 288-299.

HERZIG R., NEHNEVAJOVA E., PFISTNER C., SCHWITZGUEBEL J.P., RICCI A., KELLER C., 2014. Feasibility of labile Zn phytoextraction using enhanced tobacco and sunflower: results of five- and one-year field-scale experiments in Switzerland. *Int. J. Phytoremediation* 16 (7-8), 735-754.

KIDD P., MENCH M., ALVAREZ-LOPEZ V., BERT V., DIMITRIOU I., FRIESL-HANL W., HERZIG R., JANSSEN J.A., KOLBAS A., MUELLER I., NEU S., RENELLA G., RUTTENS A., VANGRONSVELD J., PUSCHENREITER M., 2015. Agronomic practices for improving gentle remediation of trace-element contaminated soils. *Int. J. Phytoremediation* 17, 1005-1037.

MATTM. 2018. Siti di Interesse Nazionale. Stato di avanzamento delle procedure. [http://www.bonifiche.minambiente.it/contenuti/Iter/Presentazione\\_30\\_06\\_2018.pdf](http://www.bonifiche.minambiente.it/contenuti/Iter/Presentazione_30_06_2018.pdf)

PRBSC. 2018. Piano di Bonifica dei Siti Contaminati. Regione Friuli Venezia Giulia.

PIROZZI D., AUSIELLO A., FAGNANO M., FIORENTINO N., SANNINO F., TOSCANO G., ZUCCARO G., 2015, Innovative methods for the production of ii generation biodiesel by exploitation of agricultural biomasses through the use of oleaginous yeasts. *Chemical Engineering Transactions*, 43, 253-258.

SCONOCCHIA A., 2016. Inquadramento tecnico-normativo delle biomasse. Il caso dei materiali prodotti dalle operazioni di bonifica/messa in sicurezza con fitorimedio. *Rifiuti*, 238:1-8.

UN ENVIRONMENT, 2012. Phytotechnologies. A Technical Approach in Environmental Management. *Freshwater Management Series No. 7*.

## PROVE DI PHYTOREMEDIATION NELL'OTTICA DI UN APPROCCIO INTEGRATO PIANTA-FUNGHI-BATTERI

Enrica Roccotiello<sup>1\*</sup>, Stefano Rosatto<sup>1</sup>, Mauro Mariotti<sup>1</sup>, Giorgio Puccillo<sup>2</sup>, Mirca Zotti<sup>3</sup>

*DISTAV – Dipartimento di Scienze della Terra, dell'Ambiente e della Vita, Università degli  
Studi di Genova, Corso Europa 26, I-16132 Genova*

<sup>1</sup>*Laboratorio di Biologia Vegetale e* <sup>3</sup>*Laboratorio di Micologia - DISTAV*

<sup>2</sup>*ptech s.r.l., Via Anton Maria Maragliano 10/1, 16121 Genova*

*\*Corresponding author: enrica.roccotiello@unige.it*

La rizosfera, come interfaccia suolo-radice, svolge un ruolo significativo nella *phytoremediation* di suoli contaminati da metalli. Si tratta di un micro-ecosistema in cui le radici hanno accesso agli elementi del suolo (Alford et al. 2010) e rappresenta la prima area di potenziale captazione di metallo in piante iperaccumulatrici.

Nonostante sia noto da letteratura che le comunità microbiche presenti a livello rizosferico siano potenzialmente in grado di incrementare le performance di *phytoremediation* (Jing et al. 2007), le interazioni fra le componenti rizosferiche di *taxa* iperaccumulatori restano ancora in gran parte inesplorate. I nostri studi e sperimentazioni sono volti a valutare la risposta delle piante ai metalli con particolare riferimento al nichel (Ni) in termini di sviluppo di biomassa e superficie radicale, e selezionare il microbioma rizosferico idoneo per incrementare l'accumulo di metalli.

Le piante iperaccumulatrici di Ni *Alyssoides utriculata* (L.) Medik., *Noccaea caerulescens* (J.Presl & C.Presl) F.K.Mey. e i non iperaccumulatori *Alyssum montanum* L. e *Thlaspi arvense* L. sono stati selezionati quali specie test in micro- e mesocosmo e trattati su suoli contaminati con differenti concentrazioni di Ni (0-1000 mg kg<sup>-1</sup>). Parallelamente si è proceduto ad isolare la componente batterica e fungina da campioni di suolo rizosferico di *A. utriculata* (Rosatto et al. 2017).

Si prevede di utilizzare il microbioma isolato a livello della rizosfera di piante iperaccumulatrici per ottenere una *bioaugmentation*. Ciò consentirà la messa a punto di un sistema integrato pianta-funghi-batteri in cui il microbioma del suolo può agire come chelante naturale nei confronti dei metalli al fine di alleviarne lo stress e incrementarne l'accumulo, promuovendo attivamente la ricolonizzazione di suoli disturbati.

### BIBLIOGRAFIA

Alford E.R., Pilon-Smits E.A.H., Paschke M.W., 2010. Metallophytes - a view from the rhizosphere. *Plant Soil*, 337: 35-50.

Jing Y., He Z., Yang X., 2007. Role of soil rhizobacteria in phytoremediation of heavy metal contaminated soils. *J. Zhejiang Univ. Sci. B*, 8:192–207.

Rosatto S., Roccotiello E., Cecchi G., Zotti M., Mariotti, M. 2017. Rhizosphere response to nickel stress in hyperaccumulator and non-hyperaccumulator species. *The 9th International Conference on Serpentine Ecology, Tirana e Pogradec (Albania)*, p.45.

## TRATTAMENTO DELL'ACQUIFERO DI MONTESCUDAIO (PI) CONTAMINATO DA ORGANOALOGENATI: STUDIO DI UN'IPOTESI DI FITODEPURAZIONE DI TIPO IBRIDO

Roberto Scodellini<sup>1</sup>, Fabio Masi<sup>2</sup>, Tania Martellini<sup>1</sup>, Alessandra Cincinelli<sup>1</sup>,  
Giancarlo Renella<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Dipartimento di Chimica 'Ugo Schiff' - Università degli Studi di Firenze, <sup>2</sup>IRIDRA –  
Firenze, <sup>3</sup>DISPAA - Università degli Studi di Firenze

Nel 2004, il monitoraggio periodico della qualità delle acque sotterranee della Regione Toscana ha evidenziato la presenza di organoalogenati, prevalentemente tricloroetilene (TCE) e tetracloroetilene (PCE), in due pozzi situati nel comune di Cecina, collegati al locale acquedotto da uso idropotabile. La sorgente di contaminazione è stata individuata nell'area industriale del Comune di Montescudaio (PI) dove, in passato, erano attive lavanderie e concerie. Le indagini condotte sull'acquifero hanno evidenziato la presenza di: clorometano, 1,1,2,2-tetracloroetano, cloruro di vinile, 1,2,3-tricloropropano, 1,1-dicloroetilene, 1,2-dicloroetilene (cis e trans), 1,1-dicloroetano, triclorometano (cloroformio), 1,2-dicloroetano, 1,1,2-tricloroetano, PCE, 1,2-dicloropropano, TCE. La somma di TCE e PCE è stata utilizzata come indicatore della contaminazione, considerando un valore massimo ammissibile per acque idropotabili di  $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  (D.Lgs. 31/01). Il progetto di bonifica attualmente in corso prevede l'impiego del "pump and treat" ed in particolare la soil gas extraction. Ad oggi, l'intervento ha mostrato miglioramenti della qualità dell'acquifero tuttavia la tecnologia in uso non è totalmente eco-compatibile, poiché il materiale utilizzato per il filtraggio dell'acqua non è riutilizzabile ed è da smaltire in discariche autorizzate.

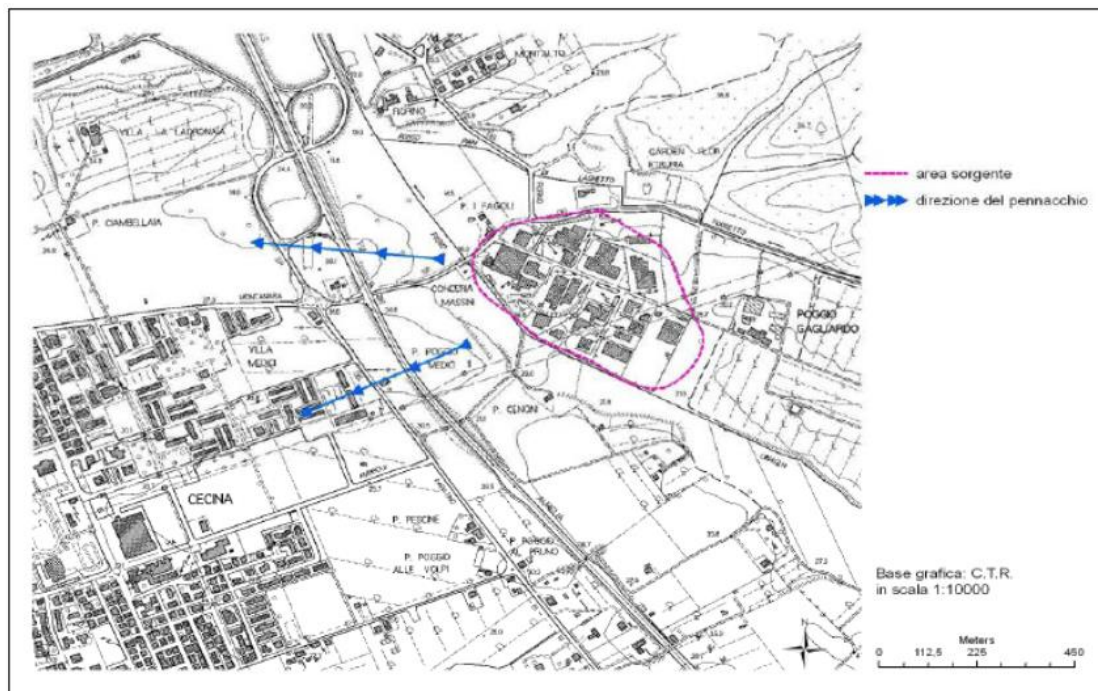


Fig. 1 – Areale di contaminazione e direttrici del pennacchio

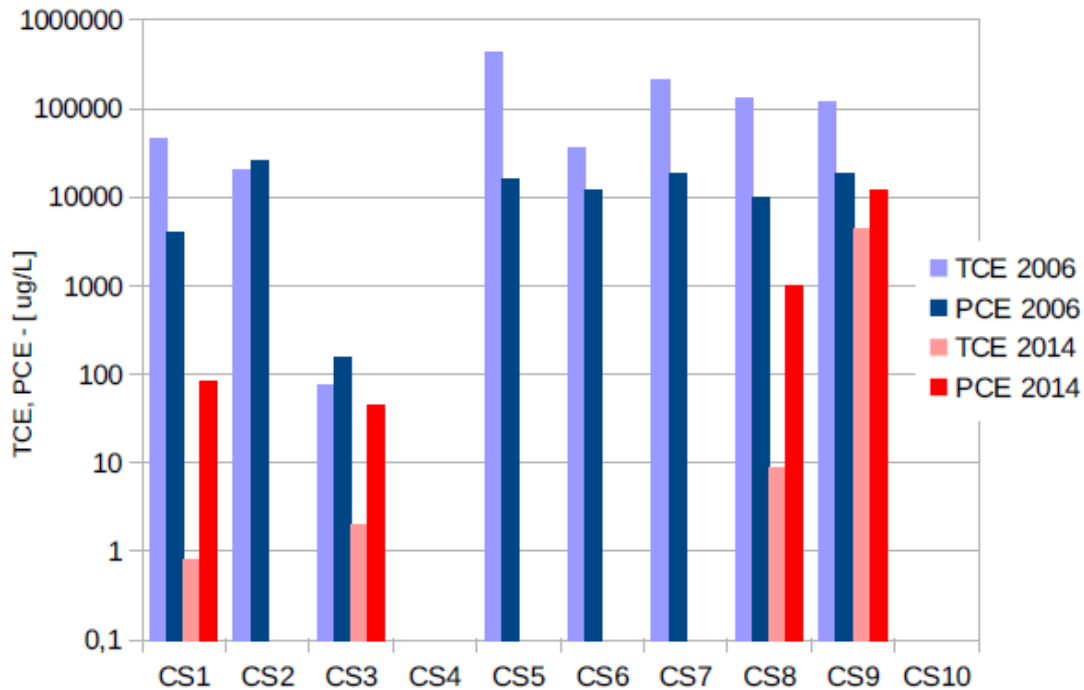


Fig. 2 - Prima falda area sorgente, livelli di contaminazione TCE e PCE 2006 vs 2014

Il progetto di fitodepurazione ipotizzato, seguendo il dettato dell'art. 242, comma 7 del D.Lgs 152/2006 (applicazione a scala pilota in situ di tecnologie di bonifica innovative) intende dimostrare le potenzialità del fitorimedio, come trattamento complementare o alternativo a quello in uso. L'impianto di fitodepurazione sarà di tipo ibrido, piantumato con piante acquatiche micorizzate (es. *Phragmites australis*). Per non interferire con il processo di bonifica in essere le acque contaminate in ingresso all'impianto pilota e quelle in uscita saranno prelevate e reimmesse a monte dell'impianto di trattamento già autorizzato dalla Regione Toscana. Il progetto prevede un primo allestimento a scala pilota di un impianto di fitodepurazione di tipo ibrido (o multistadio) cioè una combinazione delle diverse tecniche di fitodepurazione (flusso orizzontale, verticale, libero o altre tipologie più avanzate) allo scopo di raggiungere risultati migliori sia in termini di qualità dell'effluente che di occupazione delle superfici.

Qualora il progetto presenti i risultati auspicati sarà valutata anche la possibilità di raggiungere l'autosufficienza energetica dell'impianto usando pompe di emungimento alimentate ad energia solare.

I reflui in ingresso all'impianto e in uscita dai vari stadi saranno oggetto di campionamento, secondo i tempi di ritenzione idraulica e di successiva analisi chimica per la quale sarà selezionato un appropriato metodo di estrazione (es. estrazione LL, SPE) e preparazione per l'analisi dei contaminanti mediante GC-MS. La successiva valutazione dei dati permetterà di verificare il successo dell'esperimento nella rimozione di TCE e PCE e di individuare gli interventi correttivi al fine di ottenere concentrazioni dei suddetti contaminanti inferiori ai valori limite rispettivamente previsti, dalla normativa vigente, per i pozzi della zona di contaminazione e per quelli di emungimento dell'acquedotto.



Tabella 1 - Norme di riferimento e relativi valori di concentrazioni ammissibili per i composti organoalogenati

Norma	Oggetto	Parametri e valori di riferimento (µg/L)	
		Parametro	Valore
D.Lgs. 31/01 Tab.A, All.1, Parte B	Acque destinate al consumo umano	Cloruro di vinile (µg/L)	0.5
		1,2-dicloroetano (µg/L)	3.0
		Tricloroetilene+Tetracloroetilene (µg/L)	10
		Trialometani-Totale (*) (µg/L)	30
D.Lgs. 152/06 Parte IV, Titolo V, All.5, Tab.2	Bonifica dei siti contaminati - Concentrazioni soglia di contaminazione nelle acque	Limiti differenziati per 18 composti suddivisi tra cancerogeni e non cancerogeni, fra cui:	
		1,2-dicloroetilene (µg/L)	60
		Triclorometano (cloroformio) (µg/L)	0.15
		Tricloroetilene (µg/L)	1.5
		Tetracloroetilene (µg/L)	1.1

(\*) somma di cloroformio, bromodichlorometano, dibromoclorometano e bromoformio

## BIBLIOGRAFIA

MASI F., 2008 “Enhanced denitrification by an hybrid HF-FWS CW in large scale wastewater treatment plant (Jesi)”, in “Wastewater Treatment, Plant Dynamics and Management in Constructed and Natural Wetlands”, by Jan Vymazal (Ed.), Springer, NY, ISBN: 978-1-4020-8234-4, pp. 267-275

MASI F., MARTINUZZI N., 2007 “Constructed Wetlands for the Mediterranean countries: proposal of a hybrid system's optimised design for water reuse and sustainable sanitation”, in Sustainable Water Management, journal of the EU project “Sustainable Concepts towards a Zero Outflow Municipality” (Zer0-M), n 1, pp. 14-18.

ARPAT-Area Vasta Costa, Dipartimenti di Pisa e Livorno. Contaminazione da composti organoalogenati nell’acquifero di Cecina - Attività di indagine e monitoraggio anno 2011, ARPAT 2012

MENICHETTI S., TESSITORE S., BALDINI E., DEL SEPPIA D., FRANCESCHINI F. - Accordo di Programma per l’attuazione degli interventi urgenti per la bonifica della falda acquifera a seguito inquinamento da organoalogenati nei Comuni di Montescudaio (PI) e Cecina (LI) – Modello di Flusso e Trasporto, ARPAT 2013

ARPAT-Area Vasta Costa, Dipartimenti di Pisa e Livorno. Contaminazione da composti organoalogenati nell’acquifero di Cecina - Attività di indagine e monitoraggio anno 2015, ARPAT 2016

MASI F., CONTE G., LEPRI L., MARTELLINI T., DEL BUBBA M., 2004 "Endocrine Disrupting Chemicals (EDCs) and Pathogens removal in an Hybrid CW System for a Tourist Facility Wastewater Treatment and Reuse". Proceedings of the 9th IWA International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Avignon (Francia), vol. 2, pp. 461-468





### PROGRAMMA Mercoledì 19 settembre 2018

## CORSO/INCONTRO: INTERVENTI PER LA RIDUZIONE DELLA DIFFUSIONE DEGLI INQUINANTI NELLE ACQUE SUPERFICIALI E SUB-SUPERFICIALI: DAL MODELLO CONCETTUALE AI PROGETTI DI FITORIMEDIO

**14:30-16:00**

**STORIE DI DIFFUSIONE DI INQUINANTI NELLE ACQUE SUPERFICIALI E SUB-SUPERFICIALI, DELLA DEFINIZIONE DEI RELATIVI MODELLI CONCETTUALI E DELLE AZIONI DI TUTELA**

LA CONTAMINAZIONE DA PESTICIDI DELLE ACQUE SUPERFICIALI E SOTTERRANEE

**Pietro Paris**

LA CONTAMINAZIONE NEL BACINO DEL FIUME PESCARA – IL CASO DI BUSSI SUL TIRINO

**Lucina Luchetti**

ATTIVITÀ MINERARIA E CONTAMINAZIONE DEI CORSI D'ACQUA: IL CASO DEL MERCURIO NEL BACINO TEVERE - PAGLIA

**Piero Lattanzi & Giancarlo Marchetti**

**16:30 – 19:00**

**FITOTECNOLOGIE PER LA RIDUZIONE E LA CARATTERIZZAZIONE DELLA DIFFUSIONE DI INQUINANTI NELLE ACQUE SUPERFICIALI E SUB-SUPERFICIALI**

SISTEMI "BUFFER STRIP" PER IL CONTROLLO DELLA DIFFUSIONE NELLE AREE AGRICOLE

**Giuseppe Zanin**

APPLICAZIONI REALI DI SISTEMI DI TRATTAMENTO NATURALE PER LA GESTIONE DI CONTAMINAZIONE SUPERFICIALE DIFFUSA

**Claudio Albano**

ENHANCED PHYTOREMEDIATION WITH PLANT-MICROBE PARTNERSHIPS

**Sharon Lafferty Doty**

IL PROTOCOLLO OPERATIVO PER LE ATTIVITÀ DI *PHYTOSCREENING* DI ARTA ABRUZZO

**Antonio Diligenti**

FITOTECNOLOGIE PER LA GESTIONE DELLE ACQUE METEORICHE IN AMBIENTE URBANO: *THE GREEN STORMWATER INFRASTRUCTURES*

**Paolo De Angelis**

**19:00**

**Chiusura lavori**

**PROGRAMMA Giovedì 20 settembre 2018**

**WORKSHOP: ESPERIENZE A CONFRONTO SUL FITORIMEDIO  
I SESSIONE - APPROCCI FITOTECNOLOGICI IN SITI CONTAMINATI**

**09:00**

APPLICAZIONE DI TECNICHE DI *PHYTOSCREENING* PER LA VALUTAZIONE DELLE MISURE DI PREVENZIONE IN AREE CONTAMINATE (SIN, SIR E INQUINAMENTO DIFFUSO) IN ABRUZZO

**Lucina Luchetti\***

*\*Agenzia per la Tutela dell'Ambiente - UO Siti Contaminati, Chieti*

**09:30**

APPLICAZIONE DEL *PHYTOSCREENING* PER LA CARATTERIZZAZIONE DI UNA CONTAMINAZIONE DA IDROCARBURI CLORURATI IN FALDA SUPERFICIALE: IL CASO DEL SITO CARETTI (FERRARA)

**Alessandro Gargini\***

*\*Dipartimento di Scienze Biologiche, Geologiche e Ambientali, Alma Mater Studiorum – Università degli Studi di Bologna*

**10:00**

FITOTECNOLOGIE PER LA GESTIONE DI LUNGO PERIODO DI AREE CONTAMINATE NEL SIN CAFFARO-TORVISCOSA

**Luca Marchiol\***

*\*DI4A - Dipartimento di Scienze Agroalimentari, Ambientali e Animali - Università degli Studi di Udine*

**10:30**

FITOCONTENIMENTO E SPERIMENTAZIONE DI TECNOLOGIE DI BIOREMEDIATION NEI TERRENI AGRICOLI DEL SIN BRESCIA-CAFFARO

**Simone Anelli\***

*\*ERSAF, Milano*

**11:30**

USO DELLA SPECIE CANNABIS SATIVA SU SUOLI AGRICOLI CONTAMINATI DA METALLI IN SARDEGNA

**Marta Canu\***

*\*AGRIS Sardegna - Servizio per la ricerca sui sistemi colturali erbacei*

**12:00**

FITOSTRAZIONE DI ARSENICO CON CANNABIS SATIVA, ZEA MAYS E L'USO COMBINATO DI MOBILIZZANTI E MICROORGANISMI AUTOCTONI

**Camilla Lanari\***

*\*SYNDIAL - sezione Ricerca e Innovazione Tecnologica (RICIN)*

**12:30**

BIORIMEDIO FITOASSISTITO: UNA STRATEGIA VERDE PER IL RECUPERO AMBIENTALE DI AREE MULTI-CONTAMINATE

**Paola Grenni\***

*\*IRSA-CNR, Montelibretti (RM)*

**13:00**

PROVE DI PHYTOREMEDIATION NELL'OTTICA DI UN APPROCCIO INTEGRATO PIANTA-FUNGHI-BATTERI

**Enrica Roccoliello\***

*\*DISTAV – Università degli Studi di Genova*

**13:30**

INTEGRAZIONE DI FITOTECNOLOGIE PER IL TRATTAMENTO IN-SITU DI UNA FALDA SUPERFICIALE E PER IL CONFINAMENTO DI UNA POTENZIALE SORGENTE DI CONTAMINAZIONE, IN UNA EX-CAVA DI INERTI FLUVIALI.

**Paolo De Angelis\***

*\*DIBAF-Università degli Studi della Tuscia*

**13:50**

**Sessione poster** – breve presentazione dei posters

**14:10**

**Chiusura lavori**



