

MASSIMILIANO ALTOMARE

Biomonitoraggio e fitorimedia di inquinanti ambientali

Introduzione

Nell'articolato panorama delle interazioni tra vegetali e inquinanti, un posto importante è occupato dalla loro attività, come fattori attivi e passivi, nella depurazione dell'ambiente.

Agendo semplicemente come entità fisiche, le piante modificano la circolazione dei venti e riducono la permanenza delle sostanze aerodisperse favorendone la sedimentazione o l'assorbimento da parte del terreno. Anche l'adsorbimento da parte delle superfici dei vegetali è notevole. Infatti, ad esempio, un esemplare adulto di *Acer saccharum* Marshall, in una stagione vegetativa, rimuove 60 mg di Cd, 140 mg di Cr, 5,8 g di Pb e 820 mg di Ni.

I vegetali sono anche in grado di assorbire e metabolizzare alcuni inquinanti: è il caso di solfati e nitrati che, assorbiti dalle piante, sono rimossi dall'ambiente e trasformati in sostanze innocue o addirittura benefiche per l'organismo vegetale.

Variabili diverse condizionano l'azione detossificante delle piante. In primo luogo, le concentrazioni dei contaminanti: presenze modeste sono meglio neutralizzate. Anche l'ambiente ha un ruolo rilevante sull'assorbimento: in condizioni di elevata umidità il tasso di rimozione può aumentare anche di 10 volte. Fondamentale è il genotipo delle piante: le specie resistenti, preferite nelle aree inquinate, sono da scartare quando il meccanismo di resistenza esclude l'inquinante a favore di specie fisiologicamente resistenti (cioè tolleranti) in grado di

assorbire e neutralizzare i contaminanti. Per esempio annualmente, 1 km² di erba medica è capace di rimuovere 3,6·10⁴ kg di NO₂, mentre la soia assorbe 2,0·10³ kg di NH₃, un ettaro di foresta può asportare (tra terreno e vegetazione) 9,6·10⁷ kg di O₃, 748 10³ kg di SO₂, 2,2 10³ kg di CO, 3,8·10⁴ kg di NO_x, 1,7·10⁴ kg di PAN e tanta CO₂ quanta quella emessa da un'auto che percorre oltre 83.000 km.

La vegetazione è anche un importante intercettore di idrocarburi aromatici policiclici (raccoglie circa il 40% delle emissioni in ambiente urbano e il 4% in contesti rurali) e polveri sottili (PM₁₀ e PM_{2,5}) in ambiente urbano.

Infine, la presenza di vegetazione, specialmente arborea, nei pressi delle stazioni di campionamento e di analisi dell'aria con metodologie chimiche o chimico-fisiche può portare a sottostime delle concentrazioni degli inquinanti.

Le piante possono, perciò, essere usate sia come indicatori nel biomonitoraggio (ossia il monitoraggio dell'inquinamento attraverso organismi viventi) sia come strumenti del fitorimedia per intercettare e ridurre gli inquinanti in atmosfera e nel terreno.

Biomonitoraggio

Nel biomonitoraggio (il monitoraggio dell'inquinamento mediante organismi) si possono impiegare singoli biomi (o parti di esso) o intere comunità. Si distingue un

biomonitoraggio passivo (se si utilizza organismi presenti naturalmente nell'ambiente) e un biomonitoraggio attivo (se prevede l'introduzione di individui selezionati e standardizzati).

La diversità nelle interazioni tra inquinanti e specie vegetali e le diverse risposte nei confronti di uno stress chimico consente di distinguere indicatori di reazione, bioaccumulatori e indicatori di presenza.

Indicatori di reazione

Sono i veri e propri bioindicatori (piante indicatrici, sentinella o spia): individui sensibili a una determinata sostanza fitotossica (e possibilmente resistenti ad altri fattori nocivi) in grado di manifestare sintomi tipici e caratteristici quando esposti a livelli anche bassi dell'inquinante. Una buona pianta indicatrice deve possedere i seguenti requisiti: a) essere largamente distribuita nell'area geografica interessata; b) avere un ciclo vegetativo il più lungo possibile; c) essere ben adattata all'ambiente e dotata di buona rusticità.

Nel biomonitoraggio dell'ozono troposferico sono state utilizzate, sin dal 1962, piante di *Nicotiana tabacum* L. della cv Bel-W3 sensibile all'inquinante, essendo sufficienti esposizioni di poche ore a concentrazione di 40 ppm (la soglia discriminante tra livelli di O₃ naturali e quelli derivanti da attività fotochimica) per provocare la comparsa di lesioni tipiche (HEGGESTAD, 1991; LORENZINI, 1994).

I sintomi sono inequivocabili (Fig. 1) e correlabili all'età fogliare e alla concentrazione di inquinante. Solo le foglie lunghe almeno 6-7 cm sono sensibili, e i sintomi sono concentrati nelle porzioni apicali delle foglie in espansione e in quelle basali delle più mature. La risposta è di tipo quantitativo (esiste una correlazione diretta tra indice di danno fogliare e dose di inquinante) e le lesioni (necrosi bifacciali puntiformi a contorno netto) sono tipiche e facilmente identificabili.

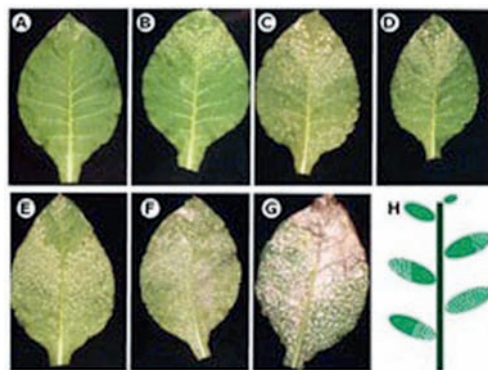


Figura 1. Riferimenti standard per la stima del danno fogliare da ozono su *Nicotiana tabacum* cv. Bel-W3. Oltre alla "classe 0" (assenza di sintomi) sono previste: "Classe 1" <5% di area fogliare lesionata (A), "Classe 2" 5-10% (B), "Classe 3" 10-15% (C), "Classe 4" 15-20% (D), "Classe 5" 20-30% (E), "Classe 6" 30-40% (F), "Classe 7" > 40% (G). Schema delle relazioni tra età fogliare e risposta al danno da ozono (H).

Bioaccumulatori

Soggetti particolarmente resistenti a un dato inquinante che, sopportando senza danno l'esposizione prolungata, sono in grado di accumulare il tossico in funzione della sua concentrazione nell'ambiente. L'analisi chimica del contenuto elementare dei tessuti consente di misurarne la concentrazione e, poiché la deposizione degli inquinanti e il loro accumulo nei tessuti è funzione della loro concentrazione nell'aria, valutare la contaminazione della stessa.

Nel 1998 Brooks aveva accertato che oltre 400 specie, per lo più appartenenti alla famiglia delle *Brassicaceae*, erano capaci di iperaccumulare metalli pesanti. L'osservazione poi, che tali specie si trovassero in siti metalliferi suggerì la possibilità di sfruttare l'iperaccumulazione al fine di decontaminare siti inquinati da metalli pesanti (CHANEY, 1983). Lo stesso Brooks (1998) conia il termine "iperaccumulatore" per indicare le piante con concentrazioni di nichel nella biomassa epigea (peso secco) superiori a 1000 ppm (mg Kg⁻¹). Oggi il termine indica tutte quelle piante che, senza presentare sintomi di tossicità, contengono concentrazioni di: Co, Cu, Cr, Pb e Ni maggiori di 1000 ppm e di Mn e Zn, superiori a 10000 ppm.

Brassica juncea (L.) Czern. è interessante agronomicamente (GABBRIELLI, GALARDI, 2004) e utilizzabile nei processi di bonifica di siti inquinati da metalli pesanti.

Il comportamento degli inquinanti assorbiti dai diversi bioaccumulatori può essere variabile e, di conseguenza, i dati riguardanti le analisi chimiche dei tessuti hanno valenza diversa. Per quei composti che appena penetrati sono decomposti o metabolizzati (PAN e O₃) e per quelli che le piante accumulano sotto forma di anioni o cationi normalmente presenti nei tessuti vegetali (SO₂, NO_x, NH₃, HCl) non è possibile risalire al tipo di sostanze presenti nell'aria.

Per il biomonitoraggio di composti del fluoro, metalli pesanti (BARGAGLI *et al.*, 1997; MONACI, BARGAGLI, 1997; MONACI *et al.*, 2000; Bargagli, 1998; 2006; LEHNDORFF, SCHWARK, 2004) e IPA (ALFANI *et al.*, 2001, 2005; DE NICOLA *et al.*, 2005) è possibile utilizzare idonee specie accumulatrici (Fig. 2).

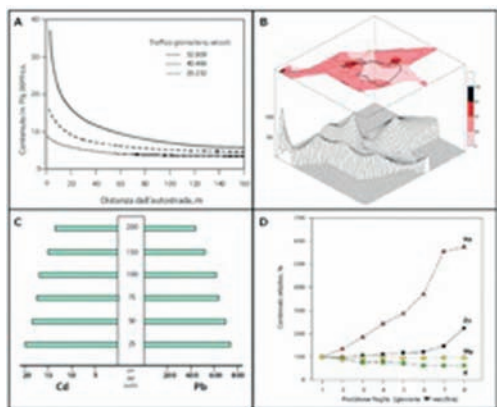


Figura 2. Esempi di bioaccumulo: piombo in campioni di *Lolium multiflorum* Lam. prelevati nelle adiacenze di vie di comunicazione a diversa densità di traffico nel 1989 (A); isoplete e mappa tridimensionale della distribuzione di Pb (ppm, s.s.) in *Flavoparmelia* (*Parmelia*) *caperata* L. Hale nell'ambiente urbano di Siena (B); concentrazione (ppm, s.s.) di Pb e Cd in aghi di 2 anni di abete, raccolti a un metro dal bordo di una strada, in relazione all'altezza di campionamento (C); correlazione tra età fogliare e concentrazione di elementi nelle foglie di *Ulmus scabra* Mill., C. K. Schneid., Ley, Ascherson & Grabner (D).

Per il monitoraggio di questi composti sono indicati, per alcune loro caratteristiche, muschi epifitici (*Hypnum cupressifor-*

me Hedw., *Tortula muralis* Hedw.) (ALEFFI, 1995), licheni (Fig. 5B), *Pinus sylvestris* L., *P. pinaster* Aiton, *Picea abies* (L.) H. Karst., *Quercus ilex* L. o *Q. robur* L. (LITTLE, MARTIN, 1974; TEMPLE *et al.*, 1981; GAILEY, LLOYD, 1986; 1993; BROWN, BATES, 1990; CENCI, PALMIERI, 1997; LORENZINI, NALI, 2005; BARGAGLI, 2006).

Muschi e aghi di pino, per le loro caratteristiche morfologiche forniscono indicazioni precise sugli inquinanti. I muschi, non avendo apparato radicale, ricevono gli inquinanti (in particolare i metalli pesanti) esclusivamente dall'atmosfera, mentre la superficie cerosa degli aghi di pino funge da trappola per gli inquinanti gassosi atmosferici (HOLOUBEK *et al.*, 2000; KYLIN *et al.*, 1994). I muschi non presentando sistemi in grado di regolare il bioaccumulo, riflettono la reale contaminazione atmosferica e permettono di eseguire biomonitoraggio anche con la tecnica del trapianto, prelevando talli da zone pulite ed esponendoli all'aria in ambienti inquinati per periodi prefissati (ONIANWA, 2001; BARGAGLI *et al.*, 2002; BARGAGLI 2006). Il monitoraggio di IPA e metalli pesanti con *Tortula muralis* Hedw ha permesso di evidenziare differenze di contaminazione tra siti rurali, urbani e industriali in Italia Settentrionale, rilevando una maggiore concentrazione di ambedue le categorie di inquinanti nei siti a maggiore impatto antropico (GERDOL *et al.*, 2002).

Nel biomonitoraggio, fondamentale è il momento del campionamento che deve tenere in considerazione caratteristiche genetiche e architettura dell'organismo selezionato (Fig. 2 C), e le condizioni edafiche e microclimatiche dell'ambiente.

I licheni, organismi simbiotici composti di un partner fungino (micobionte che usufruisce delle sostanze organiche prodotte dalla fotosintesi dell'alga), generalmente ascomicete, e da un'alga verde e/o un cianobatterio (fotobionte che riceve dal fungo protezione, acqua e sali minerali), sono in grado di colonizzare ambienti molto diversi. Questi organismi possono essere utilizzati per valutare la qualità dell'aria in un approccio indiretto (licheni come bioindicatori: l'intensità di disturbo ambientale è

proporzionale alla loro copertura) e uno diretto (licheni come organismi capaci di accumulare inquinanti aerodispersi). Il metodo della distribuzione dei licheni parte dalla considerazione che questi organismi (definiti specie pioniere in grado di vivere anche sulla roccia nuda) sopravvivono in condizioni ambientali difficili e sono sensibili alla SO₂ e ad altri inquinanti atmosferici (deserti lichenici epifitici). Il metodo che utilizza i licheni consente di elaborare un indice di biodiversità lichenica, o IAP (*Index of Atmospheric Purity*) che caratterizza la ricchezza in specie licheniche di una data area e si basa sull'analisi dei licheni epifiti presenti su alberi, per lo più a scorza acida (aceri, tigli, bagolari, querce) in stazioni rappresentative del territorio (ANPA, 2001).

In base ai valori di IAP calcolato si ritiene:

- aree molto inquinate (qualità dell'aria molto deteriorata) con IAP < 10;
- aree a elevato inquinamento (qualità deteriorata) IAP di 10-20;
- aree a inquinamento moderato (qualità discreta) IAP di 20-30;
- aree ad inquinamento basso (qualità buona) IAP di 30-40;
- aree ad inquinamento molto basso (qualità molto buona) IAP >40.

A dimostrazione della vivacità intellettuale che contraddistingue le attività di biomonitoraggio, si segnala l'utilizzazione di specie spontanee del genere *Tillandsia* (note come piante dell'aria o piante volanti neotropicali o Garofano d'aria), monocotiledoni, sprovviste di apparato radicale sotterraneo, assorbono il loro nutrimento dall'umidità dell'aria (Fig. 3G-I). L'umidità dell'aria è catturata tramite tricomi che sono aperti quando la pianta è secca e si richiudono sopra una certa soglia di umidi-

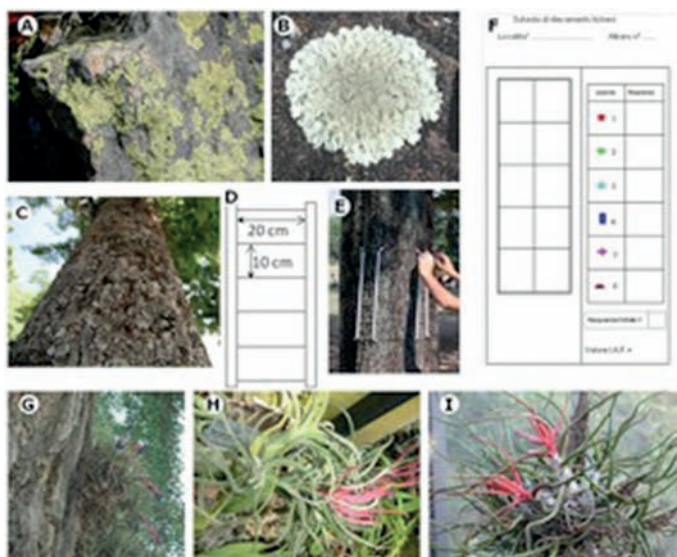


Figura 3. Analisi dei licheni epifiti: *Rhizocarpon geographicum* (A) e *Parmelia* spp. (B), pianta lichenizzata (C). Retino conta licheni (D) rilievo del numero di licheni (E), scheda di rilevamento per il calcolo dell'IPA (F). Esempi di *Tillandsia*: *T. aeranthos* fiorita, sul tronco di *Ginkgo biloba* L. nell'Orto botanico di Pisa (G), *T. bulbosa* (H) e *T. caput-medusae* (I).

tà per impedirne l'evaporazione. Assieme all'umidità catturano anche il pulviscolo atmosferico che contiene agenti inquinanti. Piante di *Tillandsia bulbosa* Hook. e di *Tillandsia caput-medusae* Morren, saggiate per sei mesi sulla circonvallazione di Firenze, hanno confermato l'efficacia come bio-rivelatori, in particolare IPA (BRIGHIGNA *et al.*, 2002).

Indicatori di presenza

La distribuzione geografica comparata di alcune unità tassonomiche tolleranti e sensibili nei confronti di un fattore di stress chimico permette di valutare la distribuzione dell'inquinante.

Reti biologiche di monitoraggio

Più complete sono le informazioni che si possono trarre con stazioni biologiche in cui sono coltivate piante specifiche (biomonitoraggio attivo). L'allestimento di un sistema di biomonitoraggio attivo prevede:

- individuazione delle piante indicatrici (specie e cultivar);
- localizzazione delle stazioni (è necessario prevedere postazioni anche in aree lontane dalle possibili sorgenti per individuare eventuali fenomeni di trasporto);
- standardizzazione della tecnica colturale;
- identificazione dei parametri per la valutazione degli effetti (percentuale di area fogliare necrotizzata, scale batometriche sintetiche);
- selezione e addestramento del personale e allestimento di un manuale operativo;
- raccolta sistematica dei dati e la sostituzione del materiale vegetale;
- realizzazione di mappe di isodistribuzione degli inquinanti in esame.

Una superficie di circa 20 mq consente di allestire una biocentralina (Fig. 4) con *Nicotiana tabacum* cv. (Bel-W3 bioindicatore di ozono), *Gladiolus gandavensis* Van Houtt. e *Tulipa gesneriana* L. (bioindicatori di HF), *Medicago sativa* L. (indicatore di SO₂ e accumulo di metalli), *Populus nigra* L. (indicatore di IPA e PCB), licheni (indicatori di SO_x, NO_x, O₃ e accumulatori di metalli), *Brassica oleracea* (accumulo di IPA), *Pinus sylvestris* (accumulatore di IPA, PCB e metalli pesanti), *Lolium perenne*, *L. multiflorum* e *Taraxacum officinale* (bioaccumulatori di metalli).



Figura 4. Stazione di biomonitoraggio (A). Sintomi di fitotossicità: B) Ozono su *Nicotiana tabacum* cv. Bel-W3, C) metalli pesanti su *Lolium* spp., D) SO₂ su *Medicago sativa*.

Phytoremediation

Le fitotecnologie si prestano a dare soluzioni economicamente convenienti e a basso impatto ambientale per la bonifica di siti e di acque contaminate, per il miglioramento della sicurezza alimentare e per lo sviluppo di fonti di energia rinnovabili, contribuendo alla gestione sostenibile dell'uso del suolo. Ai trattamenti chimico-fisici e ingegneristici, si affiancano metodi biologici di bonifica e riduzione degli inquinanti che utilizzano microrganismi (*bioremediation*) o sfruttano le capacità di alcune specie vegetali di degradare, estrarre o immobilizzare i contaminanti presenti nei suoli o nelle acque (*phytoremediation*).

Nella *bioremediation*, alcuni batteri sono utilizzati per modificare la disponibilità di metalli nella soluzione circolante o, al contrario, per immobilizzarli nelle particelle del suolo (ZERBI, MARCHIOL, 2004). Sospensioni di *Aspergillus niger* Tiegh., fungo produttore di acido citrico e acido gluconico in grado di chelare i metalli pesanti solubilizzati, sono utilizzate nei trattamenti di scorie minerarie (MULLIGAN *et al.*, 2001). *Trichoderma harzianum* Rifai degrada DDT, Dieldrina, Pentaclorotrobenzene, Endosolfati e Pentaclorobenzolo. Le strategie di *bioremediation*, con impatto positivo per proprietari delle aree inquinate, autorità di controllo e la comunità locale, sono poco diffuse per la difficoltà nel prevedere la durata dell'intervento e il livello di contaminazione residua (ROCCO, PIN, 2000).

Nella *phytoremediation* si distinguono (DUSHENKOV *et al.*, 1995; VANGRONVELD *et al.*, 1995; KUMAR *et al.*, 1995; CUNNINGHAM *et al.*, 1997; BURKEN, SCHNOOR, 1997; ROCCO, PIN, 2000; PRASAD, FREITAS, 2003):

aerofiltrazione la capacità della parte aerea delle piante di filtrare e trattenere i contaminanti presenti nell'aria;

rizofiltrazione (Fig. 5A) la capacità degli apparati radicali delle piante di assorbire, concentrare, precipitare e sottrarre gli inquinanti da matrici solide (suolo) o liquide (acque di scarico, reflui);

fitostabilizzazione (Fig. 5B) riduzione

della biodisponibilità degli inquinanti per azione chimico-fisico-meccanica mediata da composti chimici prodotti dell'apparato radicale e in grado di immobilizzare gli inquinanti nell'interfaccia radice-suolo;

fitovolatilizzazione (Fig. 5C) la volatilizzazione nell'atmosfera dell'inquinante che, grazie al flusso della traspirazione, è traslocato dalle radici alle foglie;

fitodegradazione degradazione dei contaminanti mediante l'uso di piante e dei microrganismi ad esse associate; fitoestrazione (Fig. 5D) capacità delle piante di assorbire, traslocare e accumulare gli inquinanti.

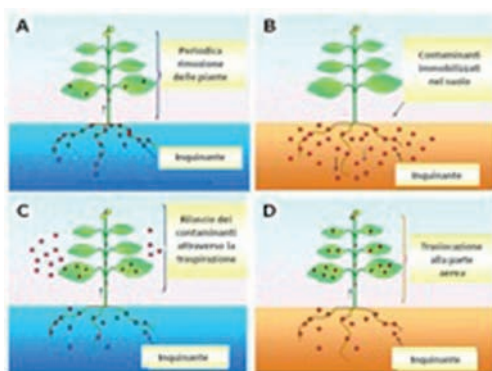


Figura 5. Schemi delle diverse categorie di fitodepurazione possibili: rizofiltrazione (A), fitostabilizzazione (B), fitovolatilizzazione (C), Fitoestrazione (D). (rielaborato da: <http://rydberg.biology.colostate.edu/epsmitlab/>).

Si contraddistinguono due sistemi di *phytoremediation*: *in planta* o *ex planta*. Nel sistema *in planta*, il contaminante, assorbito dalla pianta, può essere: i) degradato per formare metaboliti intermedi o, raramente, sino a CO₂ e H₂O (fotodegradazione); ii) coniugato ad altre molecole (fitoestrazione e fitostabilizzazione); iii) inattivato per deposizione nella parete cellulare o nel vacuolo (fitoestrazione e fitostabilizzazione); iv) trasportato alle foglie e volatilizzato attraverso gli stomi (fitovolatilizzazione). Nel sistema *ex planta* la depurazione avviene all'esterno della pianta: i) sulle superfici esterne mediante azioni di tipo chimico (stabilizzazione) o fisico (rizofiltrazione o aerofiltrazione); ii) nel volume

di terreno circostante le radici, mediante l'emissione di essudati radicali e l'attività di microrganismi tellurici.

Flavonoidi e cumarina rilasciati negli essudati radicali di *Morus* spp. e *Malus* spp. stimolano alcuni microrganismi della rizosfera a metabolizzare contaminanti persistenti come idrocarburi policromatici (PAHs) e policlorobifenili (PCBs). *Kochia scoparia* (L.) Schrad., *Nepeta cataria* L., *Carduus nutans* L. e ibridi di pioppo stimolano l'attività di microrganismi del suolo capaci di degradare il diserbante atrazina. I salici (*Salix viminalis* L. e *S. babylonica* L.) sono in grado di fitoestrarre metalli pesanti.

La capacità filtrante della parte aerea delle piante è influenzata da alcuni caratteri morfologici delle foglie (rugosità e rivestimenti cerosi). Importante è la densità stomatica (il numero di stomi per mm²) delle foglie (Tab. I; Fig. 6): l'assorbimento fogliare è direttamente proporzionale al numero di stomi presenti. L'elevata presenza di stomi assicura una maggiore potenzialità di assorbimento al cerro rispetto al carpino bianco (Fig. 6).

Specie	Densità stomatica
<i>Acer campestre</i> L.	570
<i>Carpinus betulus</i> L.	222
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq	192
<i>Fraxinus excelsior</i> L.	240
<i>Fraxinus ornus</i> L.	261
<i>Prunus persica</i> (L.) Batsch	493
<i>Quercus cerris</i> L.	619

Tabella I. Densità stomatica (numero di stomi mm⁻²) di alcune specie utilizzabili nel fitorimediaio.

Anche il coefficiente a palizzata (rapporto percentuale tra lo spessore del tessuto a palizzata e lo spessore del tessuto lacunoso) delle foglie, influenza l'assorbimento degli inquinanti aerodispersi. Infatti, mentre il tessuto a palizzata compie la fotosintesi, il tessuto lacunoso è responsabile degli scambi gassosi e quindi dell'assorbimento degli inquinanti. Questo coefficiente giustifica la maggiore potenzialità del *Fraxinus excelsior* rispetto al *F. ornus* nell'aerofiltrazione degli inquinanti (Fig. 6).

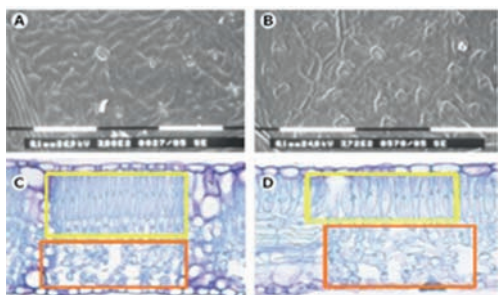


Figura 6. Fattori che condizionano l'assorbimento degli inquinanti: densità stomatica in *Carpinus betulus* (A) e *Quercus cerris* (B) e coefficiente a palizzata in *Fraxinus excelsior* e *F. ornus* (tessuto a palizzata, tessuto lacunoso).

Le foglie di olmo hanno una capacità filtrante del particolato doppia rispetto alle querce e sei volte più elevata di quella del pioppo.

Efficienti nella filtrazione della SO_2 sono: *Cupressus sempervirens* L., *Platanus* spp., *Taxus baccata* L. e *Thuja occidentalis* L.

Acer campestre L., *Chamaecyparis pisifera* Siebold & Zucc.), *Quercus rubor* L., *Sambucus racemosa* L. sono in grado di filtrare i composti del Fluoro.

Prove di esposizione in camera di fumigazione hanno evidenziato che piante di *Zea mays* L. e *Spinacia oleracea* L. sono grado di accumulare nei lipidi e di degradare il fenantrene (WILD *et al.*, 2004; 2006).

La vegetazione agisce come deposito degli IPA presenti in atmosfera per deposizione atmosferica sulle parti aeree delle piante e attraverso l'assorbimento dal suolo (WAGROWSKI, HITES, 1997; LEHNDORFF, SCHWARK, 2004). L'assorbimento radicale è poco importante a causa dell'alta lipofilità di questi composti (SIMONICH, HITES, 1995). Prove di misurazione della presenza di IPA in organi diversi (foglie, corteccia e semi) di acero e carpino, esposti alla stessa concentrazione, hanno dimostrato la stretta correlazione tra quantità di lipidi presenti nell'organo considerato e l'accumulo di IPA (SIMONICH, HITES, 1994b). Anche la struttura dei lipidi e la forma e natura chimica delle cere influenza l'accumulo di IPA nei tessuti (KÖMP, McLACHLAN, 1997): poco efficienti sono le cere amorfe. La cuticola accumula IPA (KHUN *et al.*, 1998; FRANZARING,

VAN DER ERDEN, 2000). Le foglie di pioppo legano alla superficie fogliare la maggiore quantità di IPA, mentre solo gli IPA con peso molecolare relativamente basso possono penetrare negli strati fogliari più interni (KHUN *et al.*, 1998).

Anche l'età della foglia influenza l'accumulo di inquinanti atmosferici (PRÜGEL *et al.*, 1994; JETTER *et al.*, 1996): *Pinus nigra* J.F. Arnold, accumula IPA negli aghi più vecchi (LEHNDORFF, SCHWARK, 2004), soprattutto nella stagione fredda a seguito di fenomeni di condensazione favoriti dalle basse temperature (SIMONICH, HITES, 1994°, 1995, 1995°; FRANZARING, VAN DER ERDEN, 2000).

Lipidi e cere cuticolari, il fitto strato di peli stellati (PIGNATTI, 1982, Fig. 7) e la densità stomatica, condizionano l'aerofiltrazione degli IPA da parte del leccio (RAURET *et al.*, 1994; SIMONICH, HITES, 1994a; HOWSAM *et al.*, 2000; JOURAEVA *et al.*, 2002) e rendono questa specie idonea come biomonitor della contaminazione da metalli (Ba, Cr, Fe, Mn, Pb e Zn) associati alla frazione inalabile (PM_{10}) del particolato atmosferico (MONACI *et al.*, 2000; ALFANI *et al.*, 2001, 2005; DE NICOLA *et al.*, 2005) e utile nel fitorimedio (ALFANI *et al.*, 1989; 2005; VALERIO *et al.*, 1989; MONACI, BARGAGLI, 1997).



Figura 7. *Quercus ilex*: foglie (A), pagina inferiore (B) e peli stellati (C).

Pittosporo (*Pittosporum* spp.) e Ligustro (*Ligustrum* spp.), contribuiscono a ridurre gli effetti dello smog fotochimico assimilando monossido di carbonio, anidride solforosa, biossido di azoto e polveri sottili (<http://www.warnell.uga.edu>).

L'assorbimento dei contaminanti dal terreno o dall'acqua (Fitoestrazione) e il loro accumulo negli organi ipogei o epigei della pianta (in seguito asportati) è una strategia utilizzata per la rimozione dei metalli pesanti (zinco, nichel, cadmio, rame), radio-

nuclidi (cesio e uranio) e nutrienti (nitrati e fosfati) (NAIDU *et al.*, 2003). Si parla di fitoestrazione assistita quando piante agrarie e opportune pratiche colturali sono armonizzate per consentire la massima assimilazione di metalli pesanti. Si ha fitoestrazione continua utilizzando piante iperaccumulatrici (ZERBI, MARCHIOL, 2004).

Microorganismi a *habitus* terricolo rilasciano composti organici che stimolano la biodisponibilità e facilitano l'assorbimento radicale di ferro (incluso Fe²⁺), manganese e cadmio (BARBER, LEE, 1974; CROWLEY *et al.*, 1991; SALT *et al.*, 1995).

Fitosiderofori sono capaci di chelare e solubilizzare i metalli pesanti: alcune graminacee producono acido avenico in grado di aumentare la biodisponibilità di ferro (KANAZAWA *et al.*, 1995) e zinco (CAKMAK *et al.*, 1996). Altre specie producono, legati alla membrana plasmatica delle cellule radicali, specifici riducenti metallici. In altri casi la solubilizzazione dei metalli pesanti, adsorbiti dalle particelle del terreno, è legata all'acidificazione del suolo grazie al rilascio di protoni dalle radici. La capacità delle piante di accumulare metalli e altri inquinanti varia con la specie vegetale che con la natura del contaminante (NAIDU *et al.*, 2003). *Pisum sativum* L. accumula Cd e Pb (NAIDU *et al.*, 2003). Altre specie tollerano la presenza dell'alluminio grazie all'emissione di acido malico e citrico (PELLET *et al.*, 1995).

La produzione di fitochelatine e metalotioneine garantisce la capacità di legare alcuni metalli e sequestrarli formando un complesso stabile (GABBRIELLI, GALARDI, 2004).

Le metalotioneine sono proteine a basso peso molecolare ricche in cisteina, la cui biosintesi è regolata da fattori ormonali e dalla presenza di metalli come Cd, Zn, Hg, Cu, Au (GABBRIELLI, GALARDI, 2004). Le fitochelatine sono una famiglia di piccoli peptidi (massa molecolare di 2-3 kDa) la cui produzione è stimolata dalla presenza di metalli (Cd, Hg, Ag, Au, Pb, Zn, As), caratterizzate da struttura ripetuta (acido glutammico, cisteina, glicina o alanina), che si originano, mediante l'enzima fitochelatina-

sintetasi, per polimerizzazione del glutatone (ZENK, 1996). Le fitochelatine agiscono chelando gli ioni metallici liberi per trasportarli nel vacuolo (GABBRIELLI, GALARDI, 2004). Il Cd, ad esempio, è accumulato nella pianta, nel vacuolo, associato a fitochelatine (WAGNER, 1984; STEFFENS, 1990). Il glutatone, legandosi ai composti tossici mediante il residuo di cisteina contribuisce a rimuoverli dal citoplasma trasportandoli nel vacuolo (ALPI *et al.*, 2000).

Le piante che accumulano metalli pesanti devono resistere ai loro effetti tossici. Molte utilizzano le fosfatasi acide della parete cellulare. Penetrati nelle cellule, i metalli possono essere detossificati per chelazione, precipitazione o compartimentalizzazione.

Lo Zn può essere chelato dall'acido malico, accumulato nel vacuolo, o precipitato sotto forma di Zn-fitato. L'acido citrico chela il Ni (LEE *et al.*, 1977, 1978). L'aminoacido istidina lega una parte del Ni presente in *Alyssum lesbiacum* (Candargy) (GABBRIELLI, GALARDI, 2004) e in *Thlaspi goesingense* (Halácsy) (KRÄMER *et al.*, 1997).

Nella bonifica delle zone contaminate, la fitodepurazione costituisce un metodo di depurazione *in-situ* (senza rimozione del terreno inquinato) basato su piante accumulatrici in grado di estrarre l'inquinante dal suolo contaminato per via radicale e accumularlo nella biomassa epigea (Tab. II).

Specie	Assorbimento da			
	Soluzione (ppm)		Terreno (kg ha ⁻¹)	
	Zn	Pb	Zn	Pb
<i>Pittosporo</i>	7024	1598	140,5	32
<i>Oleandro</i>	6852	2734	256,9	102,5

Tabella II. Capacità di *Pittosporo* e *Oleandro* nel sottrarre zinco e piombo da una soluzione acquosa (120 ppm di ciascun elemento) o da terreno contaminato.

Vari autori hanno proposto di riutilizzare le biomasse provenienti dal processo di fitoestrazione dopo compostaggio e pressatura (RASKIN *et al.*, 1997 e KUMAR *et al.*, 1995).

Interessante è anche il possibile ritorno economico derivato dall'utilizzo dei frutti, semi e oli per produzioni *no food*: amido per la produzione di carta, colle o plastiche; olio per la produzione di biodiesel o oli in-

dustriali (MOSCA *et al.*, 2004).

Prove in ambiente controllato indicano alcune felci come candidati alla fitostabilizzazione di metalli pesanti: *Nephrolepis cordifolia* (L.) Presl. (Fig. 8A) e *Hypolepis muelleri* N.A.Wakef. (Fig. 8D) in suoli contaminati da Cu, Pb, Ni o Zn, *Dennstaedtia davallioides* (R.Br.) T.Moore (Fig. 8C) assorbe Cu e Zn (Kachenko *et al.*, 2007), *Pteris vittata* L. (Fig. 8°) e *N. exaltata* L. (Fig. 8B) sono utili nel ridurre la presenza di arsenico (GONZAGA *et al.*, 2006).



Figura 8. Felci fitostabilizzanti di metalli pesanti: A) *Nephrolepis cordifolia*, B) *N. exaltata*, C) *Dennstaedtia davallioides*, D) *Hypolepis muelleri*, E) *Pteris vittata*.

Numerose ricerche dimostrano l'abilità di alcune specie di funghi spontanei nell'assorbire e accumulare metalli pesanti (in particolare di Cd, Pb e Hg) e contaminanti radioattivi (DOJMI DI DELUPIS *et al.*, 1996; CARVALHO *et al.*, 2005; COCCHI *et al.*, 2002; 2005). In generale, le concentrazioni di metalli pesanti variano in funzione della specie considerata, della provenienza geografica e della porzione del fungo considerata: i valori più elevati si hanno nell'imenoforo (sede della maggiore attività metabolica) e quindi nei cappelli rispetto ai gambi (SINISCALCO, TORNAMBÈ, 2002).

Il micelio fungino normalmente è a contatto con i metalli nell'ambiente naturale e alcuni di essi sono essenziali per la sua crescita e per il suo metabolismo (Na, K, Zn, Co, Ca, Mg, Fe), ma anche questi, se presenti in concentrazioni troppo elevate, possono esercitare un'azione tossica (POMA *et al.*, 2006). L'azione tossica da parte dei metalli si esplica con diverse modalità: inibizione di enzimi, possibile distruzione di membrane, interazione con le normali bar-

riere contro l'effetto dannoso dei radicali liberi; essi inoltre possono: inibire la crescita del micelio e la germinazione di spore, ridurre l'abilità di funghi micorrizici a colonizzare le radici della pianta ospite.

Nei porcini, in particolare *Boletus edulis* Bull. e *B. pinophilus* Pilát & Dermek (Fig. 10A) la concentrazione di Cd e Hg è legata ad alcuni peptidi della famiglia delle fitochelatine che catturano tali sostanze e le concentrano soprattutto nel pileo (COLLIN-HANSEN *et al.*, 2005; 2005a; 2007).

In coltura controllata, basidiomi di *Pleurotus eryngii* (DC. : Fr.) Quél. (Fig. 9B) assorbono ed incorporano radio cesio con meccanismi diversi da quelli noti per le piante. In particolare potrebbero essere presenti due tipi di meccanismi implicati nel trasporto passivo del cesio all'interno del micelio: a) assunzione da un canale non specifico per il potassio localizzato nelle membrane e trasporto per diffusione all'interno delle ife; b) trasporto extracellulare dal substrato attraverso gli spazi inter-ifali fin dentro il basidioma, ponendo l'ipotesi del fungo come spugna (BYSTRZEJEWSKA-PIOTROWSKA, BAZALA, 2008).

Amanita muscaria (L.) Lam. (Fig. 9B) è l'unico organismo in grado di accumulare zirconio (Zr) e uno dei pochi a concentrare vanadio.

Le indagini per la determinazione di metalli pesanti, condotte su *Tuber melanosporum* Vittad., *T. aestivum* Vittad., *T. borchii* Vittad., *T. macrosporum* Vittad., *T. mesentericum* Vittad. e *T. magnatum* Picco tartufi in Abruzzo (ODDIS *et al.*, 2010) hanno permesso di evidenziare che i tre metalli presenti in maggiore quantità sono Al, Fe e Zn.

Quercus ilex: esempio di aerofiltrazione

Ricerche effettuate in Toscana (nelle province di Siena e Firenze) mostrano l'efficacia del leccio nell'aerofiltrare alcuni metalli pesanti (BARGAGLI, 1998;1999; 2006).

L'analisi elementare di foglie di leccio di 2 anni di età, raccolte a Siena e Firenze



Figura 9. Esempi di funghi in grado di assorbire metalli pesanti: *Boletus edulis* (A) e *B. pinophilus* (B), *Pleurotus eryngii* (C), *Amanita muscaria* (D), *Tuber melanosporum* (E), *T. aestivum* (F), *T. borchii* (G), *T. macrosporum* (H), *T. mesentericum* (I) e *T. magnatum* (L).

(sia in alcune strade periferiche che in viali con densità di traffico piuttosto elevata) dimostrano un incremento delle concentrazioni medie di diversi elementi in tracce nei campioni raccolti nei viali urbani a maggior intensità di traffico. L'aumento delle concentrazioni in Fe, Al, Pb, Ba in funzione dell'età (tempo di esposizione) delle foglie nel leccio (Fig. 11) è un indice della loro affidabilità come *biomonitor* delle deposizioni atmosferiche di metalli pesanti (BARGAGLI, 1998).

La stessa indagine dimostra la stretta correlazione (Fig. 12) tra concentrazione in metalli pesanti presenti nelle foglie di leccio e quella rilevata in campioni di PM₁₀

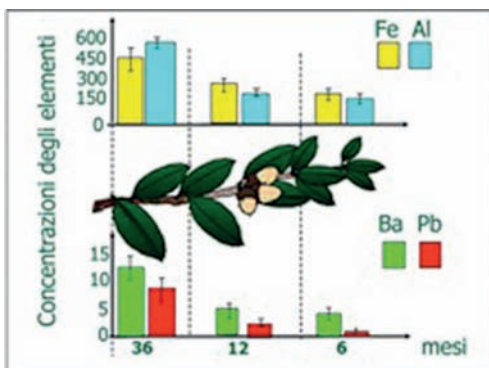


Figura 10. Variazioni delle concentrazioni ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso secco) di alcuni elementi nelle foglie di leccio in funzione dell'età (Bargagli, 1998).

raccolti nelle stesse stazioni di campionamento del leccio (BARGAGLI, 1998; 2006).

Potenzialità fitodepurative di specie del genere *Salix*

Velocità di crescita, alta capacità di convertire la radiazione solare in energia chimica per la pianta, il sistema radicale fibroso ed esteso, l'elevata traspirazione, tolleranza al ristagno idrico, l'attitudine alla propagazione (seme, talea e polloni da ceppaia), capacità di accumulare metalli pesanti, tolleranza a elevate concentrazioni di diossido di carbonio e idrocarburi

rendono le specie del genere *Salix* idonee alla fitodepurazione (ERICSSON, 1981; KRASNY *et al.*, 1988; CHRISTERSSON *et al.*, 1993; PERSSON, LINDROTH, 1994; LINDROTH *et al.*, 1995; JACKSON, ATTWOOD, 1996; PUNSHON, DICKINSON, 1997; LEDIN, 1998; WILKINSON, 1999; ELOWSON, 1999; MAURICE *et al.*, 1999; GREGERSEN, BRIX, 2001; ARONSSON, PERTTU, 2001; EBBS *et al.*, 2003; KLANG-WESTIN, ERIKSSON, 2003).

Il materiale legnoso derivante da assottimenti di fitodepurazione può essere impiegato come combustibile in impianti di teleriscaldamento (anche se non presenta un potere calorifico molto elevato) e i metalli assorbiti dal suolo e liberati durante la combustione, possono essere filtrati dai fumi e smaltiti con le ceneri (BLAYLOCK, HUANG,

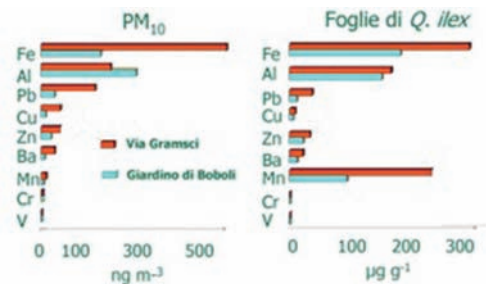


Figura 11. Concentrazioni medie degli elementi in tracce nel PM₁₀ e nelle foglie di leccio in due stazioni situate nell'area urbana di Firenze (Bargagli, 2006).

2000). Le ceneri prodotte, ricche in metalli, possono essere destinate a processi estrattivi (recupero del metallo, quando economicamente conveniente), o incorporate in conglomerati cementizi (CUNNINGHAM, OW 1996).

Vari autori hanno valutato la concentrazione di metalli pesanti di 20 varietà di salici, soprattutto nella corteccia e nel legno (PULFORD *et al.*, 2002). Complessivamente, le concentrazioni negli individui di tre anni hanno suggerito che certi cloni avevano la capacità di assorbire significative quantità di inquinanti; il Cadmio, in particolare, si concentrava nei fusti ben dieci volte rispetto alle concentrazioni del suolo. Altri studi hanno confrontato alcuni cloni di *Salix* spp. trovando che alcuni di essi compartimentalizzavano il Cadmio nei tessuti legnosi molto più marcatamente di altri, rappresentando una caratteristica vantaggiosa per la rimozione a lungo termine dei contaminanti del suolo (PUNSHON *et al.* 1995).

Gregersen e Brix (2001), in Danimarca, hanno utilizzato *Salix viminalis* L. come filtro vegetale per la purificazione di acque reflue e fanghi. *S. fragilis* L. e *S. viminalis* sono stati utilizzati in prove di decontaminazione del suolo da metalli pesanti. Queste specie accumulano Zn e Cd nei germogli, mentre nelle radici accumulano Cu, Cr, Ni e Pb. *S. fragilis* concentra Cd e Zn in legno, corteccia e foglie (VANDECASTEELE *et al.*, 2005; PUNSHON, DICKINSON, 1997; STOLTZ, GREGER, 2002; ROSSELLI *et al.*, 2003).

Considerazioni conclusive

La composizione dell'atmosfera e il clima sono sempre stati soggetti a variazioni, sia prima sia dopo la comparsa dell'uomo. Per migliaia di anni le comunità umane hanno mantenuto con il loro ambiente un rapporto di mutua compatibilità, ma negli ultimi 2000 anni, con la nascita dei primi agglomerati urbani e l'acquisizione di strumenti e tecnologie sempre più sofisticati, le attività dell'uomo hanno inciso in misura crescente sulla composizione dell'atmosfera determinando, soprattutto negli ulti-

mi secoli, una sorprendente accelerazione nell'aumento di concentrazione di elementi e composti naturali come anidride carbonica e solforosa, metano, ossidi di azoto, aerosol e metalli. Nel corso dell'ultimo secolo l'uomo ha cominciato a utilizzare e liberare nell'ambiente quasi tutti gli elementi della tavola periodica e migliaia di composti xenobiotici come radionuclidi, pesticidi organoclorurati e clorofluocarburi. Molti di questi composti hanno lunghi tempi di permanenza in atmosfera e possono assumere circolazione globale, determinando nella composizione dell'atmosfera veloci cambiamenti mai sperimentati in passato.

I provvedimenti normativi e le innovazioni tecnologiche introdotte negli ultimi decenni hanno ridotto significativamente le concentrazioni di molti inquinanti e risolto molte delle problematiche di tipo acuto in molti centri urbani e industriali.

Ma il problema dell'inquinamento atmosferico non è risolto, è solo cambiato: oltre il 60% dell'inquinamento atmosferico globale è prodotto in Asia ed anche nelle aree più remote del pianeta si assiste all'esposizione cronica a miscele di sostanze, spesso presenti in concentrazioni minime, che possono dar luogo a complesse interazioni e ad effetti biologici difficilmente prevedibili.

Le esperienze condotte con le foglie di leccio come bioaccumulatori, nelle aree urbane di Siena e Firenze, dimostrano che quest'approccio costituisce un valido complemento ai sistemi automatici di monitoraggio poiché, in poco tempo e con spesa contenuta, fornisce informazioni attendibili sulle variazioni spazio-temporali delle deposizioni di molti contaminanti persistenti non misurati nelle centraline automatiche.

Periodici biomonitoraggi di sorveglianza nei centri urbani sembrano opportuni anche alla luce della progressiva diffusione nell'ambiente di elementi rari, come quelli del gruppo del Pt, rilasciati dagli autoveicoli (GOMÉZ *et al.*, 2002).

Gli studi sulle opportunità offerte dalle *moss bags* nel biomonitoraggio delle deposizioni degli elementi in tracce nelle aree urbane (TRETACH *et al.*, 2007; ADAMO *et al.*, 2007; CARDELLICCHIO *et al.*, 2008; 2010;

BUONOCORE *et al.*, 2012) dimostrano che questa tecnica può fornire utili informazioni sulla composizione del particolato atmosferico. I risultati dimostrano che l'accumulo degli elementi in tracce avviene attraverso processi passivi e che quindi, è poco influenzato dalla vitalità dei muschi durante il periodo di esposizione. *Hypnum cupressiforme*, muschio diffuso in Italia, permette di ricavare utili informazioni sull'inquinamento atmosferico da elementi in tracce anche dopo esposizioni di 4-6 settimane. In generale, le *bags* con i muschi accumulano quantità più elevate di molti elementi, in confronto a licheni o altri materiali. Stime dell'area superficiale specifica (ADAMO *et al.*, 2007) confermano che la maggior efficienza di accumulo dei muschi è dovuta al fatto che questi organismi sviluppano una notevole area superficiale di scambio ed hanno una morfologia più adatta per l'intercettazione del particolato atmosferico.

BIBLIOGRAFIA

- ADAMO P., CRISAFULLI P., GIORDANO S., MINGANTI V., MODENESI P., MONACI F., PITTAO E., TRETACH M., BARGAGLI R., 2007. *Lichen and moss bags as monitoring devices in urban areas. Part II: trace element content in living and dead biomonitors and comparisons with synthetic materials*. Environmental Pollution, 146(2): 392-399.
- ALFANI A., BARTOLI G., VIRZO DE SANTO A., LOMBARDI M., RUTIGLIANO F., FIORETTO A., GARGIULO E., 1989. *Leaf elemental composition of Quercus ilex L. in the urban area of Naples I Trace elements*. In: Atti del convegno "Uomo e ambiente. La componente vegetale nei sistemi antropici". Società Botanica Italiana, Roma 24 ottobre 1989, 121-135.
- ALFANI A., DE NICOLA F., MAISTO G., PRATI M. V., 2005. *Long-term PAH accumulation after bud break in Quercus ilex L. leaves in a polluted environment*. Atmospheric Environment, 39: 307-314.
- ALFANI A., MAISTO G., PRATI M. V., BALDANTONI D., 2001. *Leaves of Quercus ilex L. as biomonitors of PAHs in the air of Naples (Italy)*. Atmospheric Environment. 35: 3553-3559
- ALPI A., PUPILLO P., RIGANO C., 2000. *Fisiologia delle piante*. Ed. EdiSES. 576.
- ARONSSON P., PERTTU K., 2001. *Willow vegetation filters for wastewater treatment and soil remediation combined with biomass production*. Forestry Chronicle, 77(2): 293-299.
- BARBER S.A., LEE R.B., 1974. *The effect of microorganisms on the absorption of manganese by plants*. New Phytologist, 73: 97-106
- BARGAGLI R., 1995. *The elemental composition of vegetation and the possible incidence of soil contamination of samples*. Science of the Total Environment, 176: 121-128.
- BARGAGLI R., 1998. *Trace elements in terrestrial plants: an ecophysiological approach to biomonitoring and biorecovery*. Springer-Verlag, NY, 324.
- BARGAGLI R., 2006. *Monitoraggio degli inquinanti atmosferici persistenti mediante i muschi e le piante superiori*. Biologia Ambientale, 20(2): 55-67.
- BARGAGLI R., BATTISTI E., CARDAIOLI E., FORMICHI P., NELLI L., 1994. *La deposizione atmosferica di elementi in tracce in Italia: prime rilevazioni mediante i muschi*. Inquinamento, 2: 48-58.
- BARGAGLI R., MONACI F., BORGHINI F., BRAVI F., AGNORELLI C., 2002. *Mosses and lichens as biomonitors of trace metals. A comparison study on Hypnum cupressiforme and Parmelia caperata in a former mining district in Italy*. Environmental Pollution, 116: 279-287.
- BARGAGLI R., NIMIS P.L., MONACI F., 1997. *Lichen biomonitoring of trace element deposition in urban, industrial and reference areas of Italy*. Journal of Trace Elements in Medicine and Biology, 11: 173-175.
- BLAYLOCK M.J., HUANG J.W., 2000. *Phytoextraction of metals*. In: *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment*. Raskin I., Ensley B.D. (eds.). JohnWiley, NY: 53-70.
- BRIGHIGNA L., PAPINI A., MOSTI S., CORNIA A., BOCCHINI P., GALLETI G., 2002. *The use of tropical bromeliads (Tillandsia spp.) for monitoring atmospheric pollution in the town of Florence, Italy*. Revista de biologia tropical, 50(2): 577-584.
- BROOKS R. R., 1998. *Plants that hyperaccumulate heavy metals*. Wallingford: CAB International, 384.
- BROWN D. H., BATES J. W., 1990. *Bryophytes and nutrient cycling*. Botanical Journal of Linnean Society, 104: 129-147.
- BUONOCORE M., CARDELLICCHIO N., DI LEO A., 2012. *Temporal and spatial active moss biomonitoring applied to urban area of Taranto*. In: XIII Congresso Nazionale di chimica dell'ambiente e dei beni culturali. Taranto, 10-14 settembre 2012, p. 91.
- BURKEN J. G., SCHNOOR J. L., 1997. *Uptake and metabolism of atrazine by poplar trees*. Environmental Science and Technology, 31(5): 1399-1406.
- BYSTRZEJEWSKA-PIOTROWSKA G., BAZALA M. A., 2008. *A study of mechanisms responsible for incorporation of cesium and radiocesium into fruitbodies of king oyster mushroom (Pleurotus eryngii)*. J Environ. Radioact., 99: 1185-1191.
- CAKMAK I., OZTURK L., KARANLIK S., MARSCHNER H., EKIZ H., 1996. *Zinc efficient wild grasses enhance release of phytosiderophores under Zn deficiency*. Journal of Plant Nutrition, 19: 551-563.

- CARDELLICCHIO N., DI LEO A., GIANDOMENICO S., PETRUZZI F., SPADA L., TOMMASI F., 2008. *Utilizzo del muschio Hypnum cupressiforme nel biomonitoraggio della qualità dell'aria nella città di Taranto*. In: 103° Congresso della Società Botanica Italiana, Reggio Calabria 17-19 settembre 2008, p.139
- CARDELLICCHIO N., DI LEO A., GIANDOMENICO S., PETRUZZI F., SPADA L., TOMMASI F., 2010. *Utilizzo del muschio Hypnum cupressiforme nel biomonitoraggio della qualità dell'aria nella città di Taranto*. In: VIII Congresso Nazionale La Biodiversità - una risorsa per sistemi multifunzionali, De Bellis L., Marchiori S., Miceli A. (eds), Casa Editrice L'Officina delle Parole, Lecce, 110-112.
- CARVALHO M. L., PIMENTEL A. C., FERNANDES B., 2005: *Study of heavy metals in wild edible mushrooms under different pollution conditions by X-ray fluorescence spectrometry*. Anal Sci., 21 (7): 747-750.
- CENCI R. M., PALMIERI F., 1997. *L'impiego di muschi terrestri e del suolo per valutare le deposizioni atmosferiche di origine antropica*. Inquinamento, 39: 36-45.
- CHANEY R. L., 1983. *Plant uptake of inorganic waste*. In: *Land treatment of hazardous waste*. Parr et al. (eds). Noyes Data Corp., Park Ridge, IL, 50-76.
- CHRISTERSSON L., SENNERBY-FORSSE L., ZSUFFA L. (1993). *The role and significance of woody biomass plantation in Swedish agriculture*. For. Chron., 69(6): 687-693.
- COCCHI L., PETRINI O., VESCOVI L., 2002. *Metalli pesanti e isotopi radioattivi nei funghi: aspetti igienico-sanitari*. In: *Atti del II Convegno internazionale di micotossicologia*, Viterbo, 6-7 dicembre 2001. Associazione Micologica Bresadola Centro studi micologici, 2002, 17: 73-91.
- COCCHI L., VESCOVI L., PETRINI L. E., PETRINI O., 2006: *Heavy metals in edible mushrooms in Italy*. Food Chemistry, 98: 277-284
- COLLIN-HANSEN C., PEDERSEN S. A., ANDERSEN R. A., STEINNES E., 2005a: *Damage to DNA and lipids in Boletus edulis exposed to heavy metals*. Mycological Research, 109: 1386-1396.
- COLLIN-HANSEN C., PEDERSEN S.A., ANDERSEN R.A., STEINNES E., 2005. *Molecular defense systems are expressed in the king bolete (Boletus edulis) growing near metal smelters*. Mycologia, 97: 973-983.
- COLLIN-HANSEN C., PEDERSEN S.A., ANDERSEN R.A., STEINNES E., 2007: *First report of phytochelatin in a mushroom: induction of phytochelatin by metal exposure in Boletus edulis*. Mycologia, 99: 161-174.
- CROWLEY D.E., WANG Y.C., REID C.P.P., SZANSISZLO P.I., 1991. *Mechanism of iron acquisition from siderophores by microorganisms and plants*. Plant and Soil, 30: 179-198.
- CUNNINGHAM S.D., OW D.W., 1996. *Promises and prospects of phytoremediation*. Plant Physiology, 110: 715-719.
- CUNNINGHAM S.D., SHANN J.R., CROWLEY D., ANDERSON T.A., 1997. *Phytoremediation of contaminated water and soil*. In: *Phytoremediation of soil and water contaminants* Krueger E.L., Anderson T.A., Coats J.P (eds). American Chemical Society, Washington, p 2-19.
- DE NICOLA F., MAISTO G., PRATI M.V., ALFANI A., 2005. *Temporal variations in PAH concentrations in Quercus ilex L. (holm oak) leaves in an urban area*. Chemosphere, 61(3): 432-440
- DOJMI DI DELUPIS G., DOJMI DI DEPULIS F., 1996. *Contaminazione di funghi commestibili con mercurio, cadmio e piombo*. Rapporto ISTISAN 96/36. Roma: Istituto Superiore di Sanita.
- DUSHENKOV V., KUMAR P.B.A.N., MOTTO H., RASKIN I., 1995. *Rhizofiltration: the use of plants to remove heavy metals from aqueous streams*. Environmental Science and Technology, 29: 1239-1245.
- EBBS S., BUSHEY J., POSTON S., KOSMA D., SAMIOTAKIS M., DZOMBAK D., 2003. *Transport and metabolism of free cyanide and iron cyanide complexes by willow*. Plant Cell Environ., 26: 1467-1478.
- ELOWSON S., 1999. *Willow as a vegetation filter for cleaning of polluted drainage water from agricultural land*. Biomass Bioenerg., 16: 281- 290.
- ERICSSON T. 1981. *Growth and nutrition in three Salix clones grown in low conductivity solutions*. Physiologia Plantarum, 52: 239-244.
- FRANZARING J., VAN DER EERDEN L.J.M., 2000. *Accumulation of airborne persistent organic pollutants (POPs) in plants*. Basic and Applied Ecology, 1: 25-30.
- GABBRIELLI R., GALARDI F., 2004. *I metalli pesanti negli organismi vegetali*. In: *Fitoestrazione di metalli pesanti, contenimento del rischio ambientale e relazioni suolo-microorganismi-pianta*. Zerbi G., Marchiol L. (eds) Ed. Forum, Udine, p 37-48.
- GAILEY F.A.Y., LLOYD O.L., 1986. *Methodological investigations into low technology monitoring of atmospheric metal pollution*. Part III. The consistency of the metal concentrations. Environmental Pollution, 12: 85-109.
- GERDOL R., BRAGAZZA L., MARCHESINI R., MEDICI A., PEDRINI P., BENEDETTI S., BOVOLENTA A., COPPI S., 2002. *Use of moss (Tortula muralis Hedw.) for monitoring organic and inorganic air pollution in urban and rural sites in Northern Italy*. Atmospheric Environment, 36: 4069-4075.
- GÓMEZ B., PALACIOS M.A., GÓMEZ M., SANCHEZ J.L., MORRISON G., RAUCH S., MCLEOD C., MA R., CAROLI S., ALIMONTI A., PETRUCCI F., BOCCA B., SCHRAMEL P., ZISCHKA M., PETTERSON C., WASS U., 2002. *Levels and risk assessment for humans and ecosystems of platinum-group elements in the airborne particles and road dust of some European cities*. The Science of the Total Environment, 299: 1-19.
- GONZAGA M.I.S., SANTOS J.A.G., MA L.Q., 2006. *Arsenic chemistry in the rhizosphere of Pteris vittata L. and Nephrolepis exaltata L.* Environmental Pollution, 143: 254-260.
- GREGERSEN P., BRIX H., 2001. *Zero-discharge of nutrients and water in a willow dominated constructed wetland*. Water Science and Technology, 44: 407-412.
- HEGGESTAD H.E., 1991. *Origin of Bel W3, Bel C and Bel B tobacco varieties and their use as indicators of ozone*. Environmental Pollution, 74: 264-291.

- HOLOUBEK I., KOŘÍNEK P., ŠEDA Z., SCHNEIDEROVÁ E., HOLOUBKOVÁ I., PAČL A., TRISKA J., ČUDLÍN P., ČASLAVSKÝ J., 2000. *The use of mosses and pine needles to detect persistent organic pollutants at local and regional scales*. Environmental Pollution, 109: 283-292.
- HOWSAM M., JONES K. C., INESON P., 2000. *PAHs associated with the leaves of three deciduous tree species. I - Concentrations and profiles*. Environmental Pollution, 108: 413-424.
- JACKSON M.B., ATTWOOD P.A., 1996. *Roots of willow (Salix viminalis) show marked tolerance to oxygen shortage in flooded soils and in solution culture*. Plant Soil, 187: 37-45.
- JETTER R., RIEDERER M., LENDZIAN K. J., 1996. *The effects of dry O₃, SO₂ and NO₂ on reconstituted epicuticular wax tubules*. New Phytologist, 133, 207-216.
- JOURAEVA V.A., JOHNSON D.L., HASSETT J.P., NOWAK D.J., 2002. *Differences in accumulation of PAHs and metals on the leaves of Tilia yeuchlora and Pyrus calleryana*. Environmental Pollution, 120: 331-338
- KACHENKO A.G., SINGH B., BHATIA N.P., 2007. *Heavy metal tolerance in common fern species*. Australian Journal of Botany, 55(1): 63-73.
- KANAZAWA K., HIGUCHI K., NISHIZAWA N.K., FUSHIYA S., CHINO M., MORI S., 1995. *Nicotianamine aminotransferase activities are correlated to the phytosiderophore secretion under Fe-deficient conditions, in Gramineae*. Journal of Experimental Botany, 45: 1903-1906.
- KLANG-WESTIN E., ERIKSSON J., 2003. *Potenziale di Salix come phytoextractor per Cd su terreni moderatamente contaminati*. Impianto suolo, 249: 127-137.
- KÖMP P., McLACHLAN M., 1997. *Interspecies variability of the plant/air partitioning of polychlorinated biphenyls*. Environmental Science and Technology, 31: 2944-2948
- KRÄMER U., SMITH R.D., WENZEL W., RASKIN I., SALT D.E., 1997. *The role of metal transport and metal tolerance in nickel hyperaccumulation by Thlaspi goesingense Hálácsy*. Plant Physiology, 115(4): 1641-1650.
- KRASNY M.E., ZASADA J.C., VOGT K.A., 1988. *Adventitious rooting of four Salicaceae species in response to a flooding event*. Canadian Journal of Botany, 66: 2597-2598.
- KUHN A., BALLACH H.J., WITTIG R., 1998. *Seasonal variation of the distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in poplar leaves*. Fresenius Environmental Bulletin, 7: 164-169
- KUMAR P.B.A.N., DUSHENKOV V., MOTTO H., RASJIN I., 1995. *Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soil*. Environmental Science and Technology, 29: 1232-1238.
- KYLIN H., GRIMVALL E., OESTMAN C., 1994. *Environmental monitoring of polychlorinated biphenyls using pine needles as passive samplers*. Environmental Science and Technology, 28, 1320-1324
- LEDIN S., 1998. *Environmental consequences when growing short rotation forests in Sweden*. Biomass Bioenergy, 15(1): 49-55.
- LEE J., REEVES R.D., BROOKS R.R., JAFFRÉ T., 1978. *The relation between nickel and citric acid in some nickel accumulating plants*. Phytochemistry, 17: 1033-1035.
- LEE J., REEVES R.D., BROOKS R.R., JAFFRÉ T., 1977. *Isolation and identification of a citrate-complex of nickel from nickel-accumulating plants*. Phytochemistry, 16 (10): 1503-1505.
- LEHNDORFF E., SCHWARK L., 2004. *Biomonitoring of air quality in the Cologne Conurbation using pine needles as a passive sampler-Part II: polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH)*. Atmospheric Environment, 38: 3793-3808.
- LINDROTH A., CERMAK J., KUCERA J., CIENCIALA E., ECKERSTEN H., 1995. *Sap flow by the heat balance method applied to small size Salix trees in a short-rotation forest*. Biomass and Bioenergy, 8(1): 7-15.
- LITTLE P., MARTIN M., 1974. *Biological monitoring of heavy metal pollution*. Environmental Pollution, 6: 1-19.
- LORENZINI G., 1994. *A miniaturized kit for ozone biomonitoring*. Applied Biochemistry and Biotechnology, 48: 1-4.
- LORENZINI G., 1999. *Piante vascolari come indicatori della qualità dell'aria (inquinamento da ozono): proposte metodologiche*. In: Atti del workshop "Biomonitoraggio della qualità dell'aria sul territorio nazionale", Roma, 26-27 novembre 1998, ANPA, serie Atti 2, 199-216.
- LORENZINI G., 1999°. *Le piante e l'inquinamento dell'aria*. Edagricole-Edizioni agricole, 335.
- LORENZINI G., NALI C., 2005. *Le piante e l'inquinamento dell'aria*. Springer-Verlag, 247.
- MAURICE C., ETTALA M., LAGERKVIST A., 1999. *Effetti di irrigazione sulla vegetazione percolato di discarica e le emissioni di metano successivi*. Acqua, Aria, inquinanti del suolo, 113: 203-216.
- MONACI F., BARGAGLI R., 1997. *Barium and other trace metals as indicators of vehicle emissions*. Water Air and Soil Pollution, 100: 89-98.
- MONACI F., MONI F., LANCIOTTI E., GRECHI D., BARGAGLI R., 2000. *Biomonitoring of airborne metals in urban environments: new tracers of vehicle emission, in place of lead*. Environmental Pollution, 107: 321-327.
- MOSCA G., VAMERALI T., GANIS A., COLETTI L., BONA S., 2004. *Miglioramento dell'efficienza agronomica della fitodecontaminazione di metalli pesanti*. In: Fitoestrazione di metalli pesanti, contenimento del rischio ambientale e relazioni suolo-microorganismi-pianta Zerbi G., Marchiol L. (eds.) Forum, Udine: 105-135.
- MULLIGAN C.N., YOUNG R.N., GIBBS B.F., 2001. *Remediation technologies for metal contaminated soil and groundwater: an evaluation*. Engineering Geology, 70, 269-279.
- NAIDU R., OLIVER D., MCCONNELL S., 2003. *Heavy metal phytotoxicity in soils*. National Environmental Protection Council, Adelaide South Australia.
- ODDIS M., CIALFI R., IANNARELLI A., LEONARDI M., PACIONI G., 2010. *Bioaccumulo di metalli pesanti nei tartufi con caratterizzazione qualitativa del prodotto abruzzese*. Micol. e Veget. Medit., 25(1): 33-46.

- ONIANWA P.C., 2001. *Monitoring atmospheric metal pollution: a review of the use of mosses as indicators*. Environmental Monitoring and Assessment, 71, 13-50.
- PELLET M.D., GRUNES D.L., KOCHIAN L.V., 1995. *Organic acid exudation as an aluminum tolerance mechanism in maize (Zea mays L.)*. Planta, 196, 788-795.
- PERSSON G, LINDROTH A., 1994. *Simulating evaporation from short-rotation forest: Variations within and between seasons*. Journal of Hydrology, 156: 21-45.
- PIGNATTI S., 1982. *Flora d'Italia, vol 1*. Ed agricole, Bologna: 115.
- POMA A., RAGNELLI A.M., PACIONI G., AIMOLA P.P., LIMONGI T., 2006. *Effects on development and programmed cell death (PCD) induced by heavy metals (Pb and Cd) on Tuber borchii mycelium in vitro*. Recent Res. Devel. Microbiology, 10: 57-63
- PRASAD M.N.V., FREITAS H.M.O., 2003. *Metals hyperaccumulation in plants -biodiversity prospecting phytoremediation technology*. Electronic Journal of Biotechnology, 6(3), 286-297
- PRÜGEL B., LOOSTVELDT P., GARREC J. P., 1994. *Changes in the content and constituents of the cuticular wax of Pinus abies (L.) Karst in relation to needle ageing and tree decline in five European forest areas*. Trees, 9: 80-87.
- PULFORD I.D., WATSON C., 2003. *Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees-a review*. Environmental International, 29: 529-540.
- PUNSHON T, DICKINSON N., 1997. *Acclimation of Salix to metal stress*. New Phytologist, 137: 303-314.
- PUNSHON T., LEPP N.W., DICKINSON N.M., 1995. *Resistance to copper toxicity in some British willows*. Journal of Geochemical Exploration, 52: 259-266.
- RASKIN I., SMITH R.D., SALT D.E., 1997. *Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment*. Current Pharmaceutical Biotechnology, 8 (2): 221-226.
- RAURET G., LLAURADÓ M., TÈNT J., RIGOL A., ALEGRE L.H., UTRILLAS M.J., 1994. *Deposition on holm oak leaf surfaces of accidentally released radionuclides*. The Science of the Total Environment, 157: 7-16.
- ROCCO F., PIN M., 2000. *Nuove tecnologie di bioremediation e di phytoremediation per la decontaminazione dei suoli: esperienze e prospettive*. In: Atti del workshop Gestione integrata dell'ambiente urbano: rifiuti, acque, suolo. Trieste, 30 maggio 2000.
- ROSSELLI W., KELLER C., BOSCHI K., 2003. *Phytoextraction capacity of trees growing on a metal contaminated soil*. Plant Soil, 256: 265-272.
- SALT D.E., BLAYLOCK M., KUMAR N.P.B.A., DUSHENKOV V., ENSLEY B.D., CHET I., RASKIN I. 1995a. *Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants*. Biotechnology, 13: 468-474
- SIMONICH S. L., HITES R., 1995a. *Organic pollutant accumulation in vegetation*. Environmental Science and Technology, 29: 2905-2914.
- SIMONICH S. L., HITES R., 1994a. *Importance of vegetation in removing polycyclic aromatic hydrocarbons from the atmosphere*. Nature, 370: 49-51
- SIMONICH S. L., HITES R.A., 1994b). *Vegetation-atmosphere partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons*. Environmental Science and Technology, 29: 2905-2914.
- SIMONICH, S.L., HITES, R.A. 1995. *Global distribution of persistence organochlorine compounds*. Science. 269: 1851-1854.
- SINISCALCO C., TORNAMBÈ A., 2002. *Considerazioni sul fenomeno di assorbimento e accumulo di metalli pesanti nei funghi*. Pagine di Micologia, 17: 191-226.
- STEFFENS J.C., 1990. *The heavy metal-binding peptides of plants*. Annual Revision Plant Physiology Mol. Biol, 41: 553-575.
- STOLTZ E., GREGER M., 2002. *Accumulation properties of As, Cd, Cu, Pb and Zn by four wetland plant species growing on submerged mine tailings*. Environmental and Experimental Botany, 47(3): 271-280.
- TRETIACH M., ADAMO P., BARGAGLI R., BARUFFO L., CARLETTI L., CRISAFULLI P., GIORDANO S., MODENESI P., ORLANDO S., PITTAO E., 2007. *Lichen and moss bags as monitoring devices in urban areas*. Part I: influence of exposure on sample vitality. Environmental Pollution, 146(2): 380-391.
- VALERIO F., BRESCIANINI S., LASTRAIOLI S., COCCIA S., 1989. *Metals in leaves as indicators of atmospheric pollution in urban areas*. International Journal of Environmental and Analytical Chemistry, 37, 245-251.
- VANDECASTEELE B., MEERS E., VERVAEKE P., DE VOS B., QUATAERT P., TACK F.M.G., 2005. *Growth and trace metal accumulation of two Salix clones on sediment-derived soils with increasing contamination levels*. Chemosphere, 58: 995-1002.
- VANGRONSVELD J, VAN ASSCHE F, CLIJSTERS H., 1995. *Reclamation of a bare industrial area contaminated by non-ferrous metals: in situ metal immobilization and revegetation*. Environmental Pollution, 87: 51-59.
- WAGNER G.J., 1984. *Characterization of a cadmium-binding complex of cabbage leaves*. Plant Physiology, 76: 797-805.
- WAGROWSKI D.M, HITES R.A., 1997. *Polycyclic aromatic hydrocarbon accumulation in urban, suburban, and rural vegetation*. Environmental Science and Technology, 31: 279-282.
- WILD E., DENT J, BARBER J. L., THOMAS G. O., JONES K. C., 2004. *A novel analytical approach for visualizing and tracking organic chemicals in plants*. Environmental Science and Technology, 38: 4195-4199.
- WILD E., DENT J., THOMAS G. O., JONES K. C., 2006. *Visualizing the air-to-leaf transfer and within-leaf movement and distribution of phenanthrene: further studies utilizing two-photon excitation microscopy*. Environmental Science and Technology, 40: 907-916.
- WILKINSON A.G., 1999. *Poplars and willows for soil erosion control in New Zealand*. Biomass and Bioenergy, 16: 263-274.

ZENK M.H., 1996. *Heavy metal detoxification in higher plants: a review*. Gene, 179: 21-30.

ZERBI G., MARCHIOL L., 2004. *Fitoestrazione di metalli pesanti, contenimento del rischio ambientale e relazioni suolo-microorganismi-pianta* Zerbi G., Marchiol L. (eds.) Forum, Udine, 160.

Massimiliano Altomare

Dottore Agronomo
Via del Santuario n.75, 74016 Massafra (Ta)
Cell.: 3894244362
E-mail: massimilianoaltomare74@gmail.com

PAROLE CHIAVE: *biomonitoraggio, fitorimediazione, mitigazione ambientale*

RIASSUNTO

Allo stato attuale della tecnologia, sono numerose le tecniche che permettono di eliminare le sostanze inquinanti dai suoli e di ridurre le emissioni in atmosfera, ma la maggior parte di queste metodiche comportano elevati costi di applicazione e la rimozione del terreno. A tale esigenza può positivamente rispondere la “fitodepurazione” o “fitorimediazione”, tecnica che utilizza piante arboree ed erbacee, in sinergia con i microorganismi della rizosfera, per rimuovere e/o detossificare sostanze inquinanti dall’ambiente terricolo e aereo.

Questa tecnologia sfrutta le capacità di alcune specie, sia erbacee che arboree, di interagire con gli inquinanti presenti nell’aria, suolo o nelle acque.

KEY WORDS: *biomonitoring, phytoremediation, environmental mitigation.*

ABSTRACT

In the current state of technology, there are numerous techniques that allow to eliminate the pollutants from soils, but most of these methods entail high costs of application and soil removal. This requirement can positively answer the “wetlands” or “phytoremediation”, a technique that uses trees and herbaceous plants, together with the microorganisms in the rhizosphere, to remove and / or detoxify pollutants from the environment.

Phytoremediation is a remediation technique that sees the plants as the main actresses in the remediation of contaminated matrices, this technology takes advantage of the ability of some species, both herbaceous and woody, to interact with pollutants in the air, soil or water.