

RAPORT DE CERCETARE

Etapa iunie 2018

Proiectul de cercetare științifică

**Eliminarea compușilor toxici (pesticide, metale grele etc.) din soluri
prin fitoremediere**

RAPORT DE CERCETARE

Etapa iunie 2018

Proiectul de cercetare științifică

Eliminarea compușilor toxici (pesticide, metale grele etc.) din soluri prin fitoremediere

1. Contextul științific și stadiul cunoașterii

Fitoremedierea se referă la bioremedierea componentelor de mediu cu ajutorul plantelor și implică utilizarea plantelor verzi pentru decontaminarea solurilor, apelor și aerului. Fitoremedierea este o tehnologie de eliminare a unor poluanți din mediu care poate fi aplicată atât poluanților organici (pesticide, bifenili policlorurați, hidrocarburi aromatice policiclice), cât și poluanților anorganici (în special metale grele, izotopi radioactivi) prezenți în sol, apă sau aer [1]. Prin urmare, termenul de fitoremediere se referă la o colecție diversificată de tehnologii bazate pe plante, care utilizează fie plante naturale, fie plante modificate genetic, pentru a curăța mediile contaminate. Procesul de fitoremediere folosește specii verzi (de exemplu, *Thlaspi caerulescens*, *Brassica juncea*, *Helianthus annuus*) și specii lemnoase (de exemplu, *Salix spp*, *Populus spp*), deoarece acestea pot îndepărta, absorbi sau face inofensivi diverși contaminanți din mediu, dintre cei enumerați mai sus, din sol sau apă, datorită capacității lor de transport și de acumulare a contaminanților. În plus, fitoremedierea face posibilă evitarea excavării siturilor contaminate, reduce riscul de dispersare a contaminanților și este aplicabilă pentru decontaminarea siturilor cu mai multe categorii de poluanți [13, 20].

Ideea utilizării plantelor pentru extragerea metalelor din solul contaminat a fost reintrodusă și dezvoltată de Utsunomyia (1980) și Chaney (1983). Primul studiu de teren pe fitoextracție Zn și Cd a fost realizat de Baker (1991) [2]. Literatura de specialitate arată faptul că mecanismele și eficiența ale fitoremedierii depind de mai mulți factori cum ar fi: natura contaminantului, biodisponibilitatea acestuia, proprietățile solului, speciile de plante cu rol de acumulator. Unele plante care cresc pe soluri metalifere au dezvoltat abilitatea de a acumula cantități masive de metale indigene în țesuturile lor, fără simptome de toxicitate.

Plantele considerate mai eficiente în procesele de fitoremediere sunt așa-numitele "hiperacumulatoare". Aceste plante pot tolera și acumula metalele prezente în sol, dar au o producție redusă de biomasă. Eficiența de extracție a poluanților depinde, de asemenea, de biomasa produsă de plantă: o biomasă mare este capabilă să absoarbă o cantitate mare de poluanți, dar va necesita mai multe recolte pentru a elimina plantele. În consecință, numărul recoltelor va determina costul total al întregii operațiuni, inclusiv eliminarea, incinerarea biomasei [13].

2. Mecanisme de fitoremediere

În funcție de contaminanți, condițiile de amplasare, gradul de remediere necesar și tipurile de plante, fitoremedierea poate fi utilizată pentru izolare (fitoimobilizarea și fitostabilizarea) sau pentru eliminare (fitoextracție și fitovolatilizare) [2]. Mai multe mecanisme sunt implicate în fitoremediere, între se pot număra următoarele:

Fitoextracția - tehnică ce implică întregul organism al plantei în procesul de preluare a contaminanților din sol; plantele hiperacumulatoare absorb metalele din sol prin sistemul radicular și le translocă în părțile recoltabile, fiind astfel posibilă recuperarea metalelor din părțile recoltate ale plantelor. Procesul de fitoextracție este întâlnit în cazul eliminării metalelor grele, radionuclizilor și a unor compuși organici care sunt rezistenți la metabolismul plantelor, prin absorbția și translocarea unor astfel de compuși din sol prin țesutul vegetal într-o formă recuperabilă. O astfel de hiperacumulare este posibilă numai atunci când plantele cresc energetic și produc peste 3 t de substanță uscată per hectar, capabile să acumuleze concentrații mari de contaminanți ($> 1000 \text{ mg / kg}$) [3 – 5].

Plantele adecvate pentru fitoextracția ar trebui să aibă, în mod ideal, următoarele caracteristici [15]:

- (a) Rata de creștere ridicată.
- (b) Producția mare de biomasă ce crește deasupra solului.
- (c) Sistem radicular foarte distribuit și foarte ramificat.
- (d) Capacitate mare de acumulare a metalelor grele țintă din sol.
- (e) Capacitate de translocare a metalelor grele acumulate de la rădăcini la lăstari.
- (f) Toleranța la efectele toxice ale metalelor grele țintă.
- (g) Adaptare bună la condițiile de mediu și climatice predominante.
- (h) Rezistența la agenți patogeni și dăunători.
- (i) Cultivare ușoară și recoltare.
- (j) Repulsia la erbivore pentru a evita contaminarea lanțului alimentar. [15]

Fitostabilizarea – folosește anumite specii de plante pentru a imobiliza contaminanții în sol, prin absorbție și acumulare prin rădăcini, adsorbție pe rădăcini sau precipitare în zona rădăcinii și stabilizarea fizică a solurilor. Acest proces reduce mobilitatea contaminanților și previne migrarea către apele subterane sau aer. Acest lucru poate restabili o acoperire vegetativă în locuri unde vegetația naturală lipsește datorită concentrațiilor mari de metale [2].

Fitoextracția se bazează pe mecanismul de "hiperacumulare", în timp ce *fitostabilizarea* se bazează pe mecanismul de complexare a suprafeței, iar ultima este implicată în fenomenul de sorbție a metalului. Tehnica de fitostabilizare poate fi definită ca stabilirea unei acoperiri vegetative a speciilor lemnoase pe solurile contaminate pentru a minimiza mobilitatea metalelor grele în solurile poluate. În acest proces, rădăcinile plantelor și interacțiunea microbiană pot imobiliza contaminarea organică și anorganică care le leagă de particulele solului din rizosferă. Astfel, poluanții devin mai puțin biodisponibili, iar expunerea animalelor, a faunei sălbatice și a ființelor umane este redusă. Atât fitoextracția, cât și fitostabilizarea sunt una dintre puținele tehnici alternative și economice fezabile pentru remedierea solurilor poluate cu metale [3].

Fitodegradarea (cunoscută sub numele de fitotransformare) reprezintă degradarea moleculelor organice complexe în molecule simple și încorporarea acestor molecule în țesuturile plantelor. În acest caz se produce degradarea contaminanților preluați de plante prin procese metabolice din interiorul plantei, sau distrugerea contaminanților în exteriorul plantei, prin efectul unor compuși sau a enzimelor produse de unele plante. Mecanismul principal este absorbția și metabolizarea plantelor care determină degradarea în plante. În plus, degradarea poate să apară în afara plantei, datorită eliberării compușilor care provoacă transformarea [3].

Fitovolatilizarea - în acest proces, plantele absorb contaminanții din sol, îi transformă în forme volatile și îi elimină prin transpirație, prin organele lor aeriene. Fitovolatilizarea a fost utilizată pentru contaminanți cum ar fi mercurul (Hg), substanțele chimice anorganice care au forme volatile, cum ar fi seleniul (Se) și arsenul (As), precum și compușii organici volatili (VOC), de exemplu, tricloroetena. Avantajul fitovolatilizării este că unele substanțe sau elemente, ca de exemplu ionul mercuric, pot fi transformate în substanțe mai puțin toxice [24].

Rizodegradarea – absorbția, concentrarea și precipitarea metalelor grele de către rădăcinile plantelor, are loc în porțiunea de sol care înconjoară rădăcinile plantelor. Substanțele naturale eliberate de rădăcinile plantelor servesc drept substrat pentru microorganismele prezente în rizosferă, accelerând astfel degradarea contaminanților. Rădăcinile plantelor afânează solul, lăsând loc pentru transportul apei și aerare [2].

Fitodesalinizarea - este o tehnică recent raportată în literatură și considerată emergentă. Ea se referă la utilizarea plantelor halofite pentru îndepărtarea sărurilor din solurile afectate, pentru a le permite să susțină creșterea normală a plantelor. Plantele halofite sunt mai bine adaptate în mod natural pentru a face față metalelor grele în comparație cu plantele glicofite. Potrivit unei estimări, două halofite, *Suaeda maritima* și *Sesuvium portulacastrum*, ar putea îndepărta 504 și, respectiv, 474 kg de clorură de sodiu de la 1 ha de sol salin într-o perioadă de 4 luni. Prin urmare, *S. maritima* și *S. portulacastrum* pot fi utilizate cu succes pentru a acumula NaCl din soluri foarte saline. Un alt studiu a arătat acumularea a aproximativ 1 t ha⁻¹ de ioni de Na⁺ în biomasa de suprafață a halofitului *S. portulacastrum*, cultivat pe un sol salin. Scăderea salinității solului a redus semnificativ efectele negative asupra creșterii culturii de test glicofite, *Hordeum vulgare* [15].

3. Fitoremedierea contaminanților organici

Poluanții organici sunt eliberați în mediu prin scurgere (combustibil, solvenți), activități militare (explozivi, arme chimice), agricultură (pesticide, erbicide), industrie (chimică, petrochimică), tratarea lemnului etc. Spre deosebire de poluanții anorganici, poluanții organici pot fi degradați la intermediari stabili sau chiar mineralizați la compuși anorganici (de exemplu CO_2 , H_2O , N_2 , Cl_2) de unele plante și enzimele asociate acestora. Acest proces se numește fitodegradare [10].

Degradarea contaminanților organici poate fi realizată prin fitoremediere datorită unei combinații de mecanisme care includ degradarea microbiană promovată de plante, absorbția și acumularea de plante, fitovolatilizarea și fitodegradarea. Contaminanții organici sunt fie degradați în rizosferă (rizodegradare) prin exudații de rădăcină, adică enzime care catalizează degradarea contaminanților la molecule organice simple, fie prin acțiunea microbilor în rizosferă. Activitatea microbiană în rizosferă este amplificată de exudatele rădăcinii, astfel încât combinarea plantei crescătoare cu microflora creează un mediu în rizosferă adecvat pentru degradarea contaminanților. Plantele pot, de asemenea, prelua contaminanții organici și apoi vor fi degradați la molecule mai simple prin transformarea enzimatică în țesuturile plantei (fitodegradarea) [9].

Termenul de fitoremediere a fost folosit pentru prima oară în anii 1980, dar expansiunea sa rapidă în remedierea contaminanților organici a început la sfârșitul secolului trecut. Compușii cu greutate moleculară scăzută, cum ar fi unele pesticide, pot fi transportate prin membranele plantelor și eliminate din sol. Acestea pot fi eliberate prin frunze prin procese de evapotranspirație (fitovolatilizare). Componentele nevolatile pot fi degradate (fitodegradare) sau devin netoxice prin modificări enzimatică și sechestrare în plantă (fitoextracție) sau sunt degradate de microorganismele prezente în rizosferă (rizodegradare). Compușii izolați în plante pot fi îndepărtați cu biomasa pentru incinerare. Activitatea plantelor depinde de mediul care urmează a fi recuperat, de tipul de plantă folosită și de proprietățile contaminantului [18].

Unele plante s-au dovedit capabile a absorbi poluanții organici din solul contaminat prin masa rădăcinii și cuticula frunzei, poluanți care pot fi translocați în alte părți ale plantei pentru degradare enzimatică sau depozitare. Absorbția pesticidelor de către plante depinde de proprietățile fizico-chimice ale compușilor, modul de aplicare, tipul de sol, factorii climatici și speciile de plante. Compușii absorbiți prin rădăcinile plantelor pot fi translocați în alte părți prin xilem. Permeația de la rădăcini de plante la xilem este, totuși, optimă pentru acei compuși care sunt doar puțin hidrofobi. Compușii hidrofilii, pe de altă parte, au o absorbție limitată prin cuticule cerate ale frunzelor. Activitatea microbiană în rizosferă joacă, de asemenea, un rol crucial în transformarea substanțelor chimice poluante, care pot ajuta la absorbția rădăcinii și la degradarea ulterioară în plante. Prin urmare, transformările microbiene din rizosferă trebuie considerate o componentă integrală a fitoremedierii [17,19].

O serie de studii au încercat să determine absorbția și translocarea pesticidelor persistente în plante. De exemplu, s-a raportat că răsadurile de rapiță cultivate din semințe tratate cu lindan (γ -

HCH) sau plantele de porumb cultivate în sol tratat cu lindan au absorbit și au translocat pesticidul. Pentru pesticidele semi-volatile, forma de aplicare joacă, de asemenea, un rol esențial în preluarea de către plante. Aplicarea ¹⁴C-lindanului împreună cu substanțele nutritive pentru plantele de cafea a dus la absorbția și acumularea pesticidelor în rădăcinile plantelor. În comparație cu aceasta, aproape 90% din pesticid a fost pierdut din cauza volatilizării atunci când a fost aplicat pe frunzele plantelor de cafea în ghiveci [19]. Există diferențe semnificative în toleranța plantelor la pesticide. Un studiu efectuat de Morillo și Villaverde [18] a arătat că absorbția DDE (un insecticid organoclorurat) a fost specifică pentru anumite subspecii. Familia Cucurbitaceae a realizat o absorbție semnificativ mai mare; de exemplu, în acest caz s-au observat mecanisme specifice de absorbție pentru pestiudul dieldrin. De asemenea s-a observat că floarea-soarelui prezintă cea mai mare capacitate de fitoextracție a endosulfanului în comparație cu tomatele, soia sau lucerna. Cu toate acestea, în cazul solurilor poluate cu DDT (pesticid organoclorurat), plantele de tomate par a fi cei mai potriviți candidați pentru fitoremediere [18].

Fitoremedierea pesticidelor este afectată de o serie de factori. Biodisponibilitatea lor scăzută în sol poate limita succesul acestei tehnologii. Pentru a crește capacitatea pesticidelor de a fi transferate din sol la plante, unii dintre acizii organici cu greutate moleculară scăzută naturală excretați prin rădăcini au fost utilizați pentru a îmbunătăți fitoremedierea; un studiu a arătat că mai mulți acizi organici au crescut desorbția DDE-ului (Diclorodifenildicloroetilena). S-au studiat de asemenea, efectele acizilor citric și oxalic exsudați în rădăcinii de plante asupra desorbției DDT-ului (diclorodifenitricloretan) în soluri. Acești acizi organici naturali modifică legăturile organominerale care perturbă structura solului și conduc la eliberarea metalelor și a fracțiunilor carbonului organic în faza apoasă. Pesticidele sunt de obicei complexate cu această fracțiune de carbon organic și, prin urmare, desorbția lor a fost sporită. De asemenea, agenții tensioactivi pot spori desorbția pesticidelor din sol pentru a fi degradate [18].

Studiile au arătat o translocare substanțială a epoxidului heptacloric, o translocare mai mică a T-chlordanului, dar nici o translocare a dieldrinei în speciile de furaje din pășunile de pe sol contaminat cu reziduuri de pesticide reziduale. Reziduurile de dieldrin, lindan, DDT și DDE, absorbite din sol contaminat cu pesticide s-au acumulat în principal în rădăcini de iarbă *Lolium perenne*, în timp ce numai urme a fost detectate în lăstari. În mod similar, reziduurile de DDT și aldrin absorbite din sol contaminat de tuberculii de cartofi dulci au fost concentrați în coajă. Un studiu efectuat de Chaudhry și colab. [19] a arătat că în 12 culturi de plante alimentare testate s-au acumulat reziduuri de clordan, din sol în țesuturile rădăcinii, care, de asemenea, au fost translocate în țesuturile aeriene. Reziduurile de clordan au fost detectabile în țesuturile rădăcinoase comestibile din morcov, sfeclă și cartofi, precum și în țesuturile aeriene comestibile din spanac, salată, păpădie și dovlecei, cantități mici în porțiunile comestibile în vânăță, dar nu în părțile comestibile din roșii, ardei și porumb [19].

Ca un progres recent în fitoremediere, în ultimul deceniu s-au dezvoltat plante transgenice care au enzime specifice de degradare a pesticidelor. Asa-zisele noi gene implicate în metabolismul,

absorbția sau transportul poluanților specifici în plantele transgenice permit depășirea unora dintre dezavantajele fitoremedierii, cum ar fi concentrațiile mari de pesticide sau eliminarea plantelor care acumulează poluanți. Odată ce pesticidele sunt degradate de plante transgenice specifice unor metaboliți netoxici sau complet mineralizați, plantele pot fi eliminate în siguranță. Deși aplicațiile pe teren nu au fost încă reglementate din cauza posibilelor lor impacturi asupra mediului și biodiversității, în viitorul apropiat, această strategie s-ar putea bucura de o atenție sporită [18].

Majoritatea produselor de transformare a pesticidelor din plante nu sunt destinate excreției, ci rămân în țesuturile de plante fie în forme solubile conjugate, fie în forme legate insolubile. Deși mineralizarea (descompunerea completă) a pesticidelor este punctul final dorit în fitoremediere, de obicei câteva reacții de transformare sunt suficiente pentru ca substanța organică să-și schimbe drastic activitatea biologică.

Trei tipuri principale de reacții conduc la transformarea pesticidelor în plante [19]:

1. Degradative, cum ar fi oxidarea, hidroliza
2. Sinteze, de ex. conjugări
3. Rearanjare (formarea de epoxizi).

4. Fitoremedierea metalelor grele

Timpul de remanență al metalelor în sol poate fi de ordinul miilor de ani, astfel încât sunt necesare noi abordări tehnologice pentru a elimina excesul de metale toxice din mediu. Remedierea solurilor contaminate cu metale grele este una dintre cele mai dificile sarcini pentru ingineria mediului. Tehnicile utilizate în prezent sunt în principal decontaminarea *in situ* utilizând metode fizico-chimice de extracție, care sunt foarte scumpe. În plus, acestea distrug structura solului și îl lasă biologic inactiv. Metodele disponibile în prezent nu sunt satisfăcătoare pentru decontaminarea unor suprafețe mari, destinate agriculturii. De aceea, sunt necesare tehnici performante pentru decontaminarea solurilor pe suprafețe mari, care sunt moderat poluate și în care fertilitatea solului poate fi grav afectată [6].

Cele mai frecvent menționate metale grele sunt cadmiul (Cd), cobaltul (Co), cromul (Cr), cuprul (Cu), manganul (Mn), molibdenul (Mo), nichelul (Ni), plumbul (Pb), zincul (Zn). Acești contaminanți nu pot fi degradați în mediu, spre deosebire de moleculele organice [26].

Nivelul toxic al expunerii plantelor la metale grele activează o gamă largă de modificări fiziologice și metabolice. Răspunsul toxic fluctuează între diferite metale grele deoarece posedă diferite locuri de acțiune în plante. Declinul creșterii plantelor, precum și necroza frunzelor, scăderea vitezei de germinare a semințelor, pierderea aparatului fotosintetic sunt cele mai frecvente dovezi vizuale ale stresului creat de metale grele. Existența metalelor grele induce modificări structurale, biochimice și moleculare în țesuturile și celulele plantelor. În plus, metalele grele interferează cu absorbția, transportul, transpirația, metabolismul nutrienților și influențează absorbția metalelor

esențiale. Studiile anterioare au demonstrat că prezența Pb influențează în mare măsură absorbția nutrienților de către plante [8].

O varietate de metale diferite pot fi preluate de hiperacumulatori naturali. Metalele cele mai ușor biodisponibile sunt Cd, Ni, Zn, As, Se și Cu, în timp ce Co, Mn, Fe, Pb, Cr și U sunt în general considerate a nu fi foarte biodisponibile, dar toate sunt susceptibile pentru fitoremedierea într-o anumită măsură: Pb poate fi preluat de anumite plante, dar disponibilitatea acestuia este sporită prin utilizarea chelatorilor; Cr și U sunt cel mai bine remediate prin rizofiltrare [11].

Fitoremedierea metalelor grele în soluri utilizează specii de plante care sunt capabile de absorbția și acumularea de contaminanți în țesuturile vegetale, nu numai în rădăcini, ci mai ales în partea aeriană sau în lăstari. Pentru a îmbunătăți procesul de remediere este important să se utilizeze specii de plante care pot acumula concentrații mari de metale grele cu efecte minore asupra creșterii și dezvoltării lor sau hiperacumulatorilor. În general, hiperacumulatorii sunt specii de plante care acumulează concentrații de metale grele în lăstari, la rate de 100 de ori mai mari decât plantele non-hiperacumulatorii, fără un efect negativ semnificativ asupra creșterii și dezvoltării acestora. În literatură, există trei definiții ale speciilor hiperacumulatorii, care se bazează pe capacitatea de acumulare, factorul de bioacumulare și factorul de translocare a metalelor din plantă [9,10].

În privința capacității de acumulare, plantele hiperacumulatorii sunt acele specii care pot acumula mai mult de 10.000 mg/kg pentru Zn și Mn, 1000 mg/kg pentru Co, Cu, Ni, As și Se; și 100 mg/kg pentru Cd în lăstarii lor. În ceea ce privește factorul de bioacumulare la hiperacumulatori, raportul dintre concentrația de metal din plantele țesutului și cel din sol este mai mare de 1,0 și poate atinge valori de 50-100. Din punct de vedere al factorului de translocare, hiperacumulatorii sunt acele specii în care concentrația de metal din lăstari este mai mare decât cea găsită în rădăcinile sale. În timpul fitoremedierii solurilor contaminate, hiperacumulatorii sunt capabili să acumuleze o cantitate mare de metale grele deoarece au mecanisme de sechestrare a metalului puternic exprimate și, uneori, cerințe interne mai mari pentru metale specifice. Unele specii pot să mobilizeze și să solubilizeze metale din forme mai puțin solubile decât speciile care nu sunt hiperacumulatorii. Cu toate acestea, eficiența lor depinde și de tipul de metale grele. De exemplu, diferite metale grele au modele variate de comportament și mobilitate în țesuturile copacilor: Cd, Ni și Zn sunt mai ușor translocate la țesuturile aeriene, în timp ce Pb, Cr și Cu tind să fie immobilizate și ținute în principal în rădăcini [9].

Metalele acumulate în țesuturile de plante nu sunt degradate sau transformate, iar țesuturile vegetale pot necesita recoltare și eliminare adecvată. Biomasa recoltată poate fi incinerată, iar cenușa poate fi depozitată într-un depozit de deșeuri. Volumul de cenușă cu metale grele este mult mai mic decât cel al biomasei vegetale sau a solului contaminat, în plus, costul procesului este mult mai mic decât excavarea și eliminarea solului contaminat într-un depozit de deșeuri. Potrivit unui studiu efectuat de Chirakkara și colab. [9], plantele de salcie pot fi folosite în fito-extracția metalelor grele iar lemnul recoltat poate fi ars pentru a produce bioenergia regenerabilă. Biorecuperarea metalelor din planta recoltată este un alt beneficiu posibil al fitoremedierii pentru îndepărtarea metalelor grele

[9]. Atunci este necesară decontaminarea unei arie largi contaminată cu metale grele este necesar un studiu consistent de fitoremediere pentru a determina capacitatea plantei de a remedia solul în condițiile specifice ale locului, înainte de orice implementare la scară largă. Acest lucru se datorează faptului că o plantă care absorbe ușor unul sau mai multe metale într-un anumit areal nu poate funcționa la fel de bine în altul. O plantă hiperacumulatoare propagată în soluri diferite poate acumula diferite metale. Astfel, eficiența unei anumite specii trebuie să fie testată în tipul de sol țintit și sub concentrații similare de contaminanți, înainte de a putea fi implementată la scară largă [9].

Mulți cercetători au explorat în ultimul timp o serie de strategii pentru a face față stresului provocat de metalele grele în plantele sensibile la metale. Rezultatele convingătoare ale multor investigații științifice au fost obținute cu privire la rolul acidului salicilic în protecția plantelor împotriva stresului metalelor grele. Într-un studiu s-a dedus că pretratarea cu acid salicilic a semințelor de orez la 0,1 mM timp de 24 ore a îmbunătățit semnificativ parametri de germinare a semințelor și creșterea răsadului în mediu de creștere conținând Cd. S-a arătat de asemenea că aplicarea exogenă a acidului salicilic a atenuat în mod semnificativ efectele negative ale Cd asupra conținutului de clorofilă, nivelurilor de prolină și conținutului relativ de apă al frunzelor de porumb. Prin urmare, pretratarea cu acid salicilic împreună cu fitoremedierea asistată de chimicale poate atenua efectele toxice ale metalelor grele asupra plantelor de extragere a metalelor, având ca rezultat creșterea producției de biomasă și a potențialului de recoltare a metalelor grele [27].

Dintre metodele prezentate mai sus, pentru remedierea solurilor poluate cu metale grele se pot aplica numai fitoextracția și fitostabilizarea. Fitoextracția este o fitotehnologie dezvoltată pentru extracția metalelor grele din solurile poluate, care a primit o atenție deosebită datorită caracteristicilor sale: costuri mai reduse, noninvazivă. Tehnologia se bazează pe capacitatea unor plante de a extrage din sol cantități mari de metale. Hiperacumulatorii sunt plante care au capacitatea de a acumula, transloca și rezista la concentrații mari de metale de-a lungul unui ciclu complet de creștere. De exemplu, *Thlaspi caerulescens* a fost identificat ca fiind un hiperacumulator pentru Zn și Cu. Fitostabilizarea este tehnica ce poate fi folosită pentru a restabili covorul vegetal în locurile unde vegetația naturală lipsește datorită concentrațiilor mari de metale grele în orizontul de suprafață ori datorită degradărilor fizice a materialelor de suprafață. Speciile tolerante pot fi folosite pentru restaurarea vegetației locului, scăzând totodată potențialul de migrare a contaminanților [4]. Fitostabilizarea este o fitotehnologie alternativă pentru solul contaminat cu metale grele, care se bazează pe modificările chimice din rizosferă, care provoacă precipitarea și imobilizarea metalelor grele și le fac mai puțin biodisponibile. Fitostabilizarea este deosebit de atractivă pentru imobilizarea metalelor grele în fostele zone miniere. Mai multe specii, cum ar fi plantele *Erica andevalensis* și *Erica australis*, cresc în mod natural în locații puternic contaminate și sunt adecvate pentru fitostabilizarea siturilor poluate în zonele miniere abandonate [9].

Plantele iau metale grele din soluția solului în rădăcinile lor. După intrarea în rădăcini, ionii de metale grele pot fi depozitați în rădăcini sau translocați la lăstari, în principal prin vase de xilem, unde sunt depuse în cea mai mare parte în vacuole. Vacuolele sunt organele celulare cu activități

metabolice scăzute. Sechestrarea metalelor grele în vacuole este una din modalitățile de a elimina excesul de ioni metalici din citozol și poate reduce interacțiunile lor cu procesele metabolice celulare. Întregul mecanism de fitoextracție a metalelor grele are cinci faze fundamentale: mobilizarea metalelor grele în sol, absorbția ionilor metalici de către rădăcinile plantelor, translocarea metalelor acumulate de la rădăcini la țesuturile aeriene, sechestrarea ionilor metalici în țesuturile vegetale și toleranța metalică. Toleranța față de toxicitatea metalelor este o condiție esențială pentru acumularea acestora și, prin urmare, pentru fitoremediere. Mecanismele care reglementează toleranța la metale grele în celulele plantelor sunt legarea de peretele celular, transportul activ al ionilor în vacuole și chelarea prin inducerea peptidelor care leagă metalul și formarea de complexe metalice [15].

Aproximativ 45 de familii de plante sunt cunoscute pentru hiperacumularea metalelor grele toxice. Din cele 45 de familii, *Scrophulariaceae*, *Lamiaceae*, *Fabaceae*, *Asteraceae*, *Euphorbiaceae* și *Brassicaceae* sunt utilizate frecvent pentru fitoremediere. Plantele care sunt eficiente în acumularea de cantități mai mari de metale grele includ *Alyssum bertolonii* și *Thlaspi caerulescens*. Concentrațiile crescute de metale grele precum Zn, Ni și Cd sunt cel mai bine acumulate de *Thlaspi caerulescens*. Această plantă are potențialul de a acumula 0,3-1020 mg kg⁻¹ de Cd și 500-52 000 mg kg⁻¹ de Zn. Și copacii sunt preferați pentru fitoremedierea datorită sistemului lor radicular extins și a biomasei mai mari; cu toate acestea, copacii au o perioadă mai mare de timp pentru a acumula metale chiar și în cantități minime. Această problemă ar putea fi rezolvată prin înlocuirea copacilor cu unele plante cu creștere rapidă [23].

Până în prezent au fost identificate 721 de specii de plante ca hiperacumulatoare metalice. Așa cum a mai fost specificat, aceste plante tolerează concentrații ridicate de metale grele, cresc bine în solurile metalifere și posedă capacități distincte de a absorbi eficient ionii metalici din sol, de a transloca metalele de la rădăcini la lăstari, de a detoxifia și de a sechestra metalele în țesuturile frunzelor. De exemplu, *Sebertia acuminata* este un arbore hiperaccumulator de Ni, capabil să acumuleze Ni în latexul său până la 26% masa uscată. Tutunul (*Nicotiana tabacum* L.) este un hiperaccumulator de Cd. *Arabidopsis halleri*, *Thlaspi goeringense* și *Sedum alfredii* sunt hipoaccumulators de Zn, iar *A. halleri*, *S. alfredii*, *Thlaspi caerulescens* și *Thymus praecox* sunt atât hiperaccumulators de Cd cât și Zn [12]. Hiperaccumulatorii identificați sunt în mod tipic selectivi pe metale, dar limitați la habitatele lor native și au un sistem de rădăcini puțin adânci, o viteză lentă de creștere și un randament scăzut al biomasei. Mai mult, fitoacumularea metalelor grele este corelată cu concentrația disponibilă în sol. În cazul recoltărilor succesive, metalele grele demonstrează scăderi liniare sau chiar logaritmice ale concentrației biodisponibile în sol și astfel și în cantitatea fitoextrasă. În ultimii ani, au fost explorate plantele cu creștere rapidă, cum ar fi muștar indian (*Brassica juncea*), arbuști de salcie (*Salix spp.*) și plop hibrid (*Populus spp.*) pentru fitoextracția metalelor grele. Aceste plante, deși nu sunt hiperaccumulatoare metalice, au un randament semnificativ mai mare al biomasei aeriene și demonstrează o capacitate de extracție globală comparabilă [12].

O tehnică alternativă este fitostabilizarea prin care metalele grele sunt imobilizate în sol de către plante prin absorbția radacinilor, complexarea / precipitarea exsudatului, reducerea rizosferei

și stabilizarea solului. Plantele de fitostabilizare sunt tolerante la metale grele, au o producție de biomasă rădăcinoasă mare și doar translocă metalele grele absorbite de la rădăcini la țesuturile supraterane. Plantele *Agrostis tenuis*, *Festuca rubra* L., *Gentiana pennelliana*, *Hyparrhenia hirta*, *Zygophyllum fabago*, *Vossia cuspidate* sunt candidați excelenți pentru fitostabilizarea solurilor contaminate cu Pb, Zn, Cr și Cu. Fitostabilizarea s-a dovedit a fi eficientă pentru reducerea mobilității Pb, As, Cd, Cr, Cu și Zn în solurile contaminate și stabilizarea siturilor metalifere perturbate prin revegetare eficientă. Ea servește ca o strategie intermediară pentru atenuarea riscurilor ecologice ale siturilor contaminate, în special pentru zonele care nu au vegetație naturală din cauza concentrațiilor mari de metale. Tehnica, cu toate acestea, nu este aplicabilă în locurile extrem de contaminate în care creșterea și supraviețuirea plantelor sunt abia posibile. Frecvent în practică, tehnica este folosită în combinație cu stabilizarea chimică pentru a restabili siturile miniere abandonate. Modificările chimice (de exemplu, var, fosfați, compost) adăugate în sol reduc biodisponibilitatea și biotoxicitatea metalelor grele inerente, oferind un mediu mai bun pentru stabilirea plantelor de fitostabilizare [12].

Plantele pot controla biodisponibilitatea metalelor/metaloidelor în rizosfera lor prin mecanisme de absorbție, proprietățile sistemului lor de rădăcină și activitățile radiculare. Abilitatea unică a plantelor hiperacumulatoare de a prelua cantități excesive de metale sau metaloide a fost legată de sistemele de transport cu afinitate ridicată pe membranele plasmatiche ale țesuturilor rădăcinii. O altă trăsătură unică prezentată pentru hiperacumulatorul Cd și Zn, *Thlaspi caerulescens* se referă la proliferarea preferențială a rădăcinilor în paturi de sol bogate în metale. S-a arătat, de asemenea, că plantele hiperacumulare (*T. caerulescens* și *T. goingense*) dezvoltă un sistem dens de rădăcini, cu o proporție mare de rădăcini fine, care pot contribui, de asemenea, la creșterea absorbției metalelor [7].

Activitățile rădăcinilor plantelor care pot crește solubilitatea metalelor / metaloidelor și pot schimba speciile includ acidifierea /alcalinizarea, modificarea potențialului redox, exudarea chelantului metalic și a liganzilor organici care concurează cu specii anionice pentru siturile de legare. În solurile anaerobe, plantele umede, cum ar fi cattailul (*Typha latifolia*) și trestia comună (*Phragmites australis*), pot elibera oxigen în rizosferă și pot crește potențialul redox. Aceasta induce formarea plăcii de fier feric și sorpția și imobilizarea ulterioară a metalelor (de exemplu, Zinc) și metaloidelor (de exemplu, Arsen) [7].

Potențialul fitoextractor al unei specii de plante este determinat în principal de doi factori cheie: concentrarea metalelor și dispersarea biomasei. Au fost testate două abordări diferite pentru fitoextracția metalelor grele:

- (1) Utilizarea hiperacumulatorilor care produc o cantitate relativ mai mică de biomasă deasupra solului, dar acumulează în mai mare măsură metalele grele ținută,
- (2) Aplicarea altor plante, (cum ar fi *Brassica juncea*), care acumulează metale grele ținută într-o măsură mai mică, dar produc biomasă mai mult deasupra solului, astfel încât acumularea globală este comparabilă cu cea a hiperacumulatorilor datorită producției de mai multă biomasă.

Astfel, hiperacumularea și hipertoleranța sunt mai importante în fitoremediere decât biomasa bogată. Utilizarea hiperacumulatoarelor va duce la obținerea unei biomase bogate în metale și cu un volum redus, care este economic și ușor de manevrat atât în cazul recuperării metalelor, cât și al eliminării în siguranță. Pe de altă parte, utilizarea de non-hiperacumulatori va da naștere unei biomase cu volum mare de metal, care va fi neeconomică pentru procesarea recuperării metalelor și, de asemenea, costisitoare pentru a dispune în condiții de siguranță [15].

5. Biodisponibilitatea metalelor grele în sol și fitoextracția indusă

Compoziția chimică și proprietățile de sorbție ale solului influențează mobilitatea și biodisponibilitatea metalelor. Biodisponibilitatea metalelor grele în sol este un factor critic care afectează eficiența fitoextracției metalelor grele țintă. Biodisponibilitatea scăzută este un factor major de limitare pentru fitoextracția contaminanților, cum ar fi Pb. În general, doar o fracțiune de metal din sol este biodisponibilă pentru preluarea de către plante. În ceea ce privește biodisponibilitatea metalelor grele/metaloidelor în sol, pot exista trei categorii: ușor biodisponibile (Cd, Ni, Zn, As, Se, Cu); moderat biodisponibil (Co, Mn, Fe) și puțin biodisponibil (Pb, Cr, U). Cu toate acestea, plantele au dezvoltat anumite mecanisme de solubilizare a metalelor grele în sol. Rădăcinile plantelor secretă substanțe mobilizatoare de metal în rizosferă, numite fitosiderofore. Secreția ionilor H^+ prin rădăcini poate să aciduleze rizosfera și să crească dizolvarea metalelor. Ionii H^+ pot să înlocuiască cationii de metale grele adsorbite din sol. Exudatele din rădăcină pot reduce pH-ul solului rizosferic în general cu una sau două unități față de cel din solul în vrac. pH-ul scăzut al solului crește concentrația metalelor grele în soluție prin promovarea desorbției [15].

În general, plantele care absorb metalele din sol acționează ca un rezervor biodisponibil de metale grele și nutrienți ai acestora. Factori ca pH-ul solului, materia organică, exudații de rădăcină, biomasa microbială și cationii competitivi afectează disponibilitatea metalelor grele în sol. Un anumit metal greu, odată absorbit de rădăcinile plantelor se poate acumula fie în țesuturile radiculare (fitoimobilizare), fie poate fi translocat în părțile aeriene ale plantei prin intermediul vaselor de xilem. În lăstari, metalele sunt în general acumulate în vacuole (organele celulare cu activitate metabolică scăzută) [27].

Producția anuală de biomasă, și anume greutatea uscată și conținutul de metal net recoltat pe an, sunt de asemenea critice pentru estimarea potențialului de fitoextracție al plantei. De exemplu, *T. caerulescens* cultivat pe sol contaminat cu Zn / Cd are capacitatea de a recolta aproximativ 60 kg Zn ha⁻¹ și 8,4 kg Cd ha⁻¹. Unele specii de *Thalspi* au potențialul de a hiperacumula mai mult de un metal. Aceste specii cultivate pe soluri contaminate cu Ni pot acumula aproximativ 30.000 ppm Ni din greutatea totală uscată [27].

Fitoextracția metalelor grele poate fi practică în două moduri: naturală și indusă. În cazul fitoextracției naturale sau continue, plantele sunt utilizate pentru îndepărtarea metalelor grele în condiții naturale, adică, nu se face nicio modificare a solului. În cazul fitoextracției induse sau chelate

asistate, în sol se adaugă agenți de chelare cum ar fi EDTA, acid citric, sulf elementar și sulfat de amoniu pentru a crește biodisponibilitatea metalelor grele în sol pentru a fi absorbite de plante. Chelații formează complexe solubile în apă cu metalele grele din sol și ajută la desorbția lor din sol. Biodisponibilitatea metalelor grele poate fi de asemenea mărită prin scăderea pH-ului solului, deoarece sărurile metalice sunt solubile în medii acide mai degrabă decât în medii de bază. Cu toate acestea, aceste tratamente chimice pot provoca probleme secundare de poluare. De exemplu, chelații sintetici EDTA nu sunt biodegradabili și pot să percoleze în apa subterană, ceea ce reprezintă un pericol suplimentar pentru mediul înconjurător. Mai mult, agenții de chelare sintetici pot fi, de asemenea, toxici pentru plante la concentrații ridicate. Prin urmare, o atenție deosebită trebuie acordată atunci când se practică fitoextracția indusă. Cu toate acestea, utilizarea acidului citric ca agent de chelatare ar putea fi promițătoare deoarece are o origine naturală și este ușor biodegradat în sol. În plus, acidul citric nu este toxic pentru plante și deci creșterea plantelor nu este limitată [15].

Halofitul *Spartinamaritima* a demonstrat o absorbție semnificativă a metalelor grele atunci când a crescut împreună cu acizi organici cu greutate redusă. Aplicarea acidului citric la această specie a crescut absorbția de Zn cu 85%, iar acidul acetic a crescut concentrația de Ni în rădăcini cu 139%. În plus, absorbția cromului a crescut dramatic prin aplicarea acizilor organici cu greutate moleculară mică, cu acid acetic (1032%) și acid malic (770%) având cele mai mari efecte. Adăugarea chelatorilor sintetici pentru facilitarea mobilității și acumulării de metale grele în țesuturile vegetale a fost bine studiată. Chelatorii sintetici, cum ar fi ETDA, EDDS și DTPA pot crește acumularea în lăstari pentru speciile tolerante la metale. Tratamentele cu EDTA au crescut acumularea de Pb de 2,69 ori. Speciile glicopitare, cum ar fi porumbul și plopul, răspund bine la solul modificat cu chelatori, prin creșterea fitoextracției Pb și a mobilizării la frunze. Adăugarea EDTA la solurile contaminate mărește solubilitatea metalelor grele și crește fitoextracția atât în hiperacumulatori metalici, cât și în non-hiperacumulatori. Complexele EDTA-metal persistă de ceva timp, conferind mobilitate metalelor grele chelate, însă solurile modificate cu chelatori puternici și persistenți cum ar fi EDTA prezintă riscuri pentru mediu [26].

Care va fi soarta plantelor după ce vor fi folosite pentru fitoextragerea metalelor grele? Aceasta este una din întrebările importante la care răspunsul se lasă încă așteptat. Astfel de plante după ardere pot fi, fie eliminate ca deșeuri periculoase în siguranță în hale de specialitate, fie în cazul în care sunt fezabile din punct de vedere economic, prelucrate pentru biorecuperarea de metale prețioase și semiprețioase. Biomasa vegetală care conține metale grele acumulate poate fi arsă pentru a obține energie, iar cenușa rămasă este considerată "bio-minereu". Acest bio-minereu poate fi prelucrat pentru recuperarea sau extragerea metalelor grele [14].

6. Tipuri de plante testate pentru reținerea metalelor grele

Una dintre speciile populare aplicate în fitoextracție este floarea soarelui (*Helianthus annuus*) datorită creșterii sale rapide, a biomasei bogate și a rezultatelor pozitive în remedierea radionuclizilor și a anumitor metale grele [24].

Cantitatea de metale grele din soluția de sol este principalul factor implicat în absorbția metalelor de către plante. *Solanum nigrum* are capacitatea de a acumula anumite metale grele în comparație cu alte plante medicinale. S-a raportat că acidul organic emanat din rădăcinile *S. nigrum*, furnizează liganzi organici care la rândul lor modifică solubilizarea legăturilor de metale grele și a solului. Două specii *Solanum*, adică hiperacumulatorul *S. nigrum* și non-hiperacumulatorul *S. lycopersicum*, au fost comparate pentru capacitatea de absorbție și acumulare a Cd. Diferența dintre ambele specii constă în abilitățile lor de absorbție a Cd, care se explică prin rezultatele obținute prin faptul că pH-ul soluției de sol din *S. nigrum* a fost semnificativ mai mic decât cel al *S. lycopersicum* datorită secrețiilor de acid organic ridicate din *S. nigrum*, care pot fi implicate în cantități mai mari de absorbție a Cd de către această plantă. *Solanum nigrum* poate fi utilizat pentru a remedia solurile contaminate cu metale grele, dar concentrații mai ridicate ale anumitor metale grele sunt toxice pentru această plantă. Combinarea cu diferiți modificatori, cum ar fi microbii, agenții de chelatare și alte practici agricole adecvate, ar putea spori capacitatea de fitoremediere a *S. nigrum* prin modificarea proprietăților solului și a complexării metalelor grele, ceea ce le face mai puțin toxice [16].

Conform unui studiu realizat de Papazoglou și Fernando [17], lăstari de sfeclă de zahăr acumulează mari cantități de Cd și Ni. Capacitatea de translocare a sfeclei de zahăr, acumulând cantități mai mari de Ni și Cd în organele supraterane, este un indicator pozitiv al acestei specii de acțiune ca un fitoremediator. Concentrațiile de Cd și Ni extrase din sol cu DTPA (acid dietilentriaminpentaacetic) au variat de la 0,1 până la 225,8 mg Cd kg⁻¹ și de la 0,6 la 75,4 mg Ni kg⁻¹, respectiv; Cd în lăstari a variat de la 0,2 la 172,5 mg kg⁻¹ și în sfeclă de la 0,8 la 76,7 mg kg⁻¹; iar Ni a variat de la 0,0 la 467,8 mg kg⁻¹ în lăstari, și de la 0,0 la 289,7 mg kg⁻¹, la sfeclă. Ambele metale s-au acumulat în țesuturile de sfeclă de zahăr la concentrații care depășesc nivelurile comune propuse, dar au fost cu mult sub criteriul folosit pentru a fi clasificate ca specie hiperacumulatoare. Cu toate acestea, sfecla de zahăr poate furniza un agent de decontaminare a solului cu costuri reduse, deoarece acumulează metale grele în toate părțile plantei [17].

Descoperirea stufarisului de feriga chinezesc (*Pteris vittata*) a dat provocat cercetări ample privind hiper-acumularea arsenicului și fitoremedierea solurilor contaminate cu arsen. Acest lucru a dus la descoperirea altor hiperacumulatoare de arsen. S-a arătat că *Pteris vittata* acumulează cantități mari de arsen în frunze. Studiile au arătat, de asemenea, că *Pteris vittata* este mai eficientă decât alte hiperacumulatoare de arsenic în fitoremedierea solurilor contaminate cu arsen. Succesul de fitoremediere a solurilor contaminate cu arsen, cu *Pteris vittata* depinde de factori cum ar fi biodisponibilitatea arsenului în sol, potențialul redox, specia de arsen în sol, concentrațiile de fosfați, prezența co-contaminanți, vârsta plantelor, caracteristicile rizosferei și asocierea biologică cu microbii. Este important să se asigure o alimentație adecvată pentru ferigi și să se mărească

disponibilitate asenului în sol pentru a accelera absorbția plantelor și îndepărtarea acestuia de către ferigă. Plantele mai tinere și microbii rezistenți la arsen pot fi, de asemenea, utilizați pentru a crește rata de absorbție și de îndepărtare a arsenului din solul contaminat [22].

Concluzii

Hiperacumularea metalelor grele de către plantele superioare este un fenomen complex. Aceasta implică mai multe etape, cum ar fi: (a) transportul metalelor prin membrana plasmatică a celulelor rădăcinilor; (b) încărcarea și translocarea cu xilem; și (c) detoxifierea și sechestrarea metalelor la nivelul întregii plante și celulare. Primii hiperacumulatori caracterizați au fost membri ai familiilor *Brassicaceae* și *Fabaceae*. Peste 400 de specii de plante au fost raportate până acum încât hiperacumulează metalele și un număr considerabil de specii prezintă capacitatea de a acumula două sau mai multe elemente [3]. În timp ce majoritatea acestor specii de plante au fost raportate că acumulează Ni, unele dintre ele acumulează și Co, Cu și Zn. Câteva specii acumulează Mn și Cd. Mecanismele de hiperacumulare a metalelor în aceste plante nu sunt pe deplin înțelese. În general, capacitatea de acumulare a unui metal dat este determinată de capacitatea de absorbție și transportul intracelular al plantei.

Pentru ca fitoextracția să fie o soluție viabilă, plantele trebuie să aibă capacitatea de a absorbi ioni specifici și să îi acumuleze la concentrații ridicate, fără a suferi efecte dăunătoare din cauza toxicității lor. Mai mult decât atât, deoarece obiectivul fitoextracției este eliminarea unui contaminant din mediul înconjurător, hiperacumulatorii trebuie să fie recoltați și eliminați corespunzător. Pentru acest scop sunt disponibile diferite metode: incinerare, eliminare directă, cenușare și extracție lichidă. În acest moment, incinerarea este metoda cea mai larg acceptată din cauza fezabilității procedurii și a economiei.

În general, concentrarea metalelor și dispersia biomasei face ca o specie de plante să fie adecvată pentru fitoextracția metalelor. În funcție de acești parametri, s-au folosit două abordări diferite de fitoextracție, adică utilizarea plantelor hiperaccumulatoare cu producție relativ scăzută de biomasă și utilizarea plantelor cu o producție de biomasă relativ mai ridicată decât o acumulare de metal mai mică, cum ar fi *Brassica juncea*. Unii cercetători au preferat hiperacumularea și toleranța la metal de o importanță vitală, deoarece plantele cu biomasă redusă și acumulare de metale mari sunt mai ușor de eliminat după recoltarea unei concentrații a metalelor. Lăstarii cu ciclu de viață scurt, viteză ridicată de creștere, toleranță față de tensiunile abiotice și producția mai mare de biomasă pot fi preferate față de arbuști și arbori. În timp ce utilizarea unor specii de plante care nu sunt hiperacumulatoare, cum ar fi porumb, orz, etc., pentru fitoextracția tradițională necesită mai multe sezoane de recoltare pentru a elimina metalele grele la un nivel acceptabil și un risc potențial pentru contaminarea lanțului alimentar.

Selectarea speciilor potrivite pentru fitoremedierea metalelor grele este cea mai critică decizie. În general, acele specii care pot acumula concentrații mari de metale grele în părțile aeriene

ar trebui să fie mai bune și numite plante hiperacumulare. Potrivit unui studiu s-a luat în considerare raportul concentrației de metale din lastar și rădăcina, ca criteriu pentru a decide dacă planta este hiperacumulatorul sau nu. Conform acestuia, raportul mai mare de 1,0 pentru o specie de plante indică faptul că metalul tinde să se acumuleze mai mult în lastari, decât în rădăcini. O astfel de plantă poate fi considerată ca hiperacumulare și ar putea fi potrivită pentru fitoextracția. Un alt studiu a dovedit că, concentrația de metale grele în părțile aeriene ale unei plante hiperacumulatoare variază de la 1000 până la 10.000 mg kg⁻¹ în funcție de nivelul toxic al metalelor grele și chiar de 100 mg kg⁻¹ în cazul Cd. Principalul dezavantaj al utilizării acestor plante constă în faptul că acestea sunt foarte lente și produc puțin biomasă deasupra solului. Aceste limitări fac astfel de plante neutilizabile pentru fitoremedierea pe scară largă. Cu toate acestea, aceste plante pot fi folosite ca referință pentru dezvoltarea plantelor modificate genetic care au capacitatea de a acumula concentrații mari de metal și o producție mai mare de biomasă.

În acest context, rapoartele referitoare la plantele care cresc în zonele poluate, fără a fi grav afectate, indică faptul că ar trebui să fie posibilă detoxifierea contaminanților folosind abordări speciale, agricole și biotehnologice. Plantele mai înalte posedă o capacitate pronunțată de metabolizare și degradare a multor xenobiotice recalcitante și sunt adesea considerate ca "ficat verde", acționând ca o chiuvetă importantă pentru substanțele chimice dăunătoare mediului. Pe de altă parte, diferite specii de plante sunt capabile să acumuleze metale toxice în țesuturile lor și dovedesc că posedă căi metabolice comparabile pentru degradarea poluanților organici. Astfel, se pare că culturile și plantele cultivate pot fi utilizate pentru îndepărtarea compușilor organici persistenți periculoși și a metalelor toxice din soluri care conduc la conceptul de fitoremediere.

Deși fitoremedierea este o abordare promițătoare pentru remedierea solurilor contaminate cu metale grele, ea suferă și de anumite limitări:

- Timpul necesar pentru remediere.
- Eficacitatea fitoremedierii majorității hiperacumulațiilor metalici este de obicei limitată de ritmul lor de creștere lent și de biomasa redusă.
- Dificultate în mobilizarea unei fracțiuni mai strâns legată de ioni metalici din sol, și anume, biodisponibilitatea limitată a contaminanților din sol.
- Este aplicabil situurilor cu niveluri scăzute până la moderate de contaminare a metalelor, deoarece creșterea plantelor nu este susținută în soluri puternic poluate.
- Există riscul contaminării lanțului alimentar în caz de gestionare defectuoasă și de lipsă de îngrijire corespunzătoare

Bibliografie

1. A.A. Ansari, S.S. Gill, R. Gill, G.R. Lanza, L. Newman, *Phytoremediation: Management of Environmental Contaminants*, Springer, 2017
2. P.K. Padmavathiamma, Loretta Y. Li, Phytoremediation technology: hyper-accumulation metals in plants, *Water, Air, and Soil Pollution*, **184**, 105–126, 2007
3. D. Mani, Chitranjan Kumar, Biotechnological advances in bioremediation of heavy metals contaminated ecosystems: an overview with special reference to phytoremediation, *International Journal of Environmental Science and Technology*, **11**, 843–872, 2014
4. D. Malschi, *Tehnologii avansate de bioremediere*, <http://enviro.ubbcluj.ro/studenti/cursuri%20suport/malschi%20cursuri/TEHNOLOGII%20AV.%20DE%20BIOREMEDIIE%20CURS%20SI%20LUCRARI%20PRACTICE%20MALSCHI%202014.pdf>, 2014
5. O.V. Singh, R.K. Jain, Phytoremediation of toxic aromatic pollutants from soil, *Applied Microbiology and Biotechnology*, **63**, 128–135, 2003
6. M.I. Lone, Z.-l. He, P.J. Stoffella, X.-e. Yang, Phytoremediation of heavy metal polluted soils and water: Progresses and perspectives, *Journal of Zhejiang University SCIENCE B*, **9**, 210–220, 2008
7. W.W. Wenzel, Rhizosphere processes and management in plant-assisted bioremediation (phytoremediation) of soils, *Plant and Soil*, **321**, 385–408, 2009
8. S. Dubey, M. Shri, A. Gupta, V. Rani, D. Chakrabarty, Toxicity and detoxification of heavy metals during plant growth and metabolism, *Environmental Chemistry Letters*, **16**, 1-24, 2018
9. R.A. Chirakkara, C. Cameselle, K.R. Reddy, Assessing the applicability of phytoremediation of soils with mixed organic and heavy metal contaminants, *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, **15**, 299–326, 2016
10. J.H. Lee, An overview of phytoremediation as a potentially promising technology for environmental pollution control, *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, **18**, 431–439, 2013
11. M.N.V. Prasad, Phytoremediation of metal-polluted ecosystems: hype for commercialization, *Russian Journal of Plant Physiology*, **50**, 686–701, 2003
12. L. Liu, W. Li, W. Song, M. Guo, Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: Principles and applicability, *Science of The Total Environment*, **633**, 206-219, 2018
13. A. Cristaldi, G. Oliveri Conti, E. Hea Jho, P. Zuccarello, A. Grasso, C. Copat, M. Ferrante, Phytoremediation of contaminated soils by heavy metals and PAHs. A brief review, *Environmental Technology & Innovation*, **8**, 309-326, 2017
14. C.D. Jadia, M.H. Fulekar, Phytoremediation of heavy metals: recent techniques, *African Journal of Biotechnology*, **8**, 921-928, 2009
15. H. Ali, E. Khan, M. A. Sajad, Phytoremediation of heavy metals—Concepts and applications, *Chemosphere*, **91**, 869-881, 2013

16. M. Z. Rehman, M. Rizwan, S. Ali, Y.Sik Ok, W. Ishaque, Saifullah, M. F. Nawaz, F. Akmal, M. Waqar, Remediation of heavy metal contaminated soils by using *Solanum nigrum*: A review, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **143**, 236-248, 2017
17. E.G. Papazoglou, A.L. Fernando, Preliminary studies on the growth, tolerance and phytoremediation ability of sugarbeet (*Beta vulgaris* L.) grown on heavy metal contaminated soil, *Industrial Crops and Products*, **107**, 463-471, 2017
18. E. Morillo, J. Villaverde, Advanced technologies for the remediation of pesticide-contaminated soils, *Science of The Total Environment*, **586**, 576-597, 2017
19. Q. Chaudhry, P. Schröder, D. Werck-Reichhart, W. Grajek, R. Marecik, Prospects and limitations of phytoremediation for the removal of persistent pesticides in the environment, *Environmental Science and Pollution Research*, **9**, <https://doi.org/10.1007/BF02987313>, 2002
20. M.R. Palmroth, P.E. Koskinen, A.H. Kaksonen, U. Münster, J. Pichtel, J.A. Puhakka, Metabolic and phylogenetic analysis of microbial communities during phytoremediation of soil contaminated with weathered hydrocarbons and heavy metals, *Biodegradation*, **18**, 769–782, 2007
21. V.S. Adki, J.P. Jadhav, V.A. Bapat, At the cross roads of environmental pollutants and phytoremediation: a promising bio remedial approach, *Journal of Plant Biochemistry and Biotechnology*, **23**, 125–140, 2014
22. A.O. Fayiga, U.K. Saha, Arsenic hyperaccumulating fern: Implications for remediation of arsenic contaminated soils, *Geoderma*, **284**, 132-143, 2016
23. M. A, Ashraf, I. Hussain, R. Rasheed, M. Iqbal, M. Riaz, M.S. Arif, Advances in microbe-assisted reclamation of heavy metal contaminated soils over the last decade: A review, *Journal of Environmental Management*, **198**, Part 1, 132-143, 2017
24. M. Nikolić, S. Stevović, Family Asteraceae as a sustainable planning tool in phytoremediation and its relevance in urban areas, *Urban Forestry & Urban Greening*, **14**, 782-789, 2015

25. X. Yang, Y. Feng, Z. He, P.J. Stoffella, Molecular mechanisms of heavy metal hyperaccumulation and phytoremediation, *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, **18**, 339-353, 2005
26. M. James, V. Oosten, A. Maggio, Functional biology of halophytes in the phytoremediation of heavy metal contaminated soils, *Environmental and Experimental Botany*, **111**, 135-146, 2015
27. N. Sarwar, M. Imran, M.R. Shaheen, W. Ishaque, M.A. Kamran, A. Matloob, A. Rehim, S. Hussain, Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: Modifications and future perspectives, *Chemosphere*, **171**, 710-721, 2017

Doctorand chimist,

Oana Ionela Ungureanu