

## FYTOREMEDIACE A MOŽNOSTI ZVÝŠENÍ JEJICH ÚČINNOSTI

PETR SOUDEK<sup>a</sup>, ŠÁRKA PETROVÁ<sup>a</sup>,  
DAGMAR BENEŠOVÁ<sup>a,b</sup>, JAN KOTYZA<sup>a,b</sup>  
a TOMÁŠ VANĚK<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Laboratoř rostlinných biotechnologií, Společná laboratoř  
ÚEB AV ČR, v.v.i. a VÚRV, v.v.i., Rozvojová 263, 165 02  
Praha 6 – Lysolaje, <sup>b</sup> Ústav chemie ochrany prostředí,  
Vysoká škola chemicko-technologická, Technická 5, 166  
28 Praha 6  
soudek@ueb.cas.cz

Došlo 16.8.07, přijato 27.9.07.

Klíčová slova: fytořemediace, rostliny, akumulace, toxické  
kovy, organické sloučeniny, hyperakumulátory, fytochela-  
tiny, kořenové exudáty, chelatace, GMO

### Obsah

1. Co jsou to fytořemediace?
2. Rozdělení fytořemediačních technik
  - 2.1. Fytodegradace
  - 2.2. Rhizodegradace
  - 2.3. Fytostabilizace
  - 2.4. Fytoakumulace
  - 2.5. Rhizofiltrace
  - 2.6. Fytovolatilizace
3. Proč fytořemediace?
4. Zdroje kontaminace
5. Proč rostliny přijímají toxické kovy?
6. Hyperakumulátory
7. Molekulární mechanismus příjmu toxických kovů
8. Zvýšení účinnosti fytořemediace
  - 8.1. Somatická hybridizace
  - 8.2. Genetická manipulace
9. Plánování a aplikace fytořemediace
10. Závěr

### 1. Co jsou to fytořemediace?

Jednou z možností, jak odstranit kontaminaci z životního prostředí, je využít tzv. přirozenou atenuaci. Proces „přirozeného snižování kontaminace“ (přirozená atenuace – MNA) je definován jako souhrn dějů přirozeně se vyskytujících v životním prostředí, které bez lidského zásahu vedou k omezení množství, toxicity, mobility, ob-  
jemu nebo koncentrace kontaminantů.

Naproti tomu byly fytořemediace definovány jako využití zelených rostlin a s nimi asociovaných mikroorga-

nismů, půdních doplňků a agronomických technik pro odstranění či transformaci kontaminantů z životního prostředí. Při fytořemediacích se mohou uplatňovat čtyři různé procesy: extrakce kontaminantů z půdy a vody (hlavně těžkých kovů a radionuklidů), degradace organických sloučenin, volatilizace organických sloučenin (ale také některých anorganických jako např. Hg, Se a As) a stimulace mikrobiálního metabolismu v rhizosféře. Přesná klasifikace fytořemediačních technik je uvedena v tab. I. Fytořemediační techniky se dělí podle typu kontaminantu a jeho zpracování rostlinami. V posledním sloupci jsou popsány typické rostliny, které bývají užívány pro jednotlivé aplikace<sup>1</sup>.

Mechanismus fytořemediace těžkých kovů může být zjednodušeně popsán jako odstranění kovů z půdy jejich transportem do kořenů, stonků a listů. Rostliny jsou následně sklizeny a odstraněny a plocha je opět osázena rostlinami do té doby, než se koncentrace kovů v půdě sníží na přijatelnou hladinu<sup>2</sup>.

V případě organických látek se enzymy v kořenech rostlin účastní degradace organických kontaminantů. Fragmety jsou pak zabudovány v nové rostlinné biomase<sup>3</sup>. Fytodegradace využívá některé ze stejných enzymů, které se podílejí na akumulaci v tkáních. Enzymy schopné modifikovat organické látky tím, že vytvářejí postranní skupiny na organických sloučeninách a tím zvyšují rozpustnost a umožňují konjugaci, hrají ve výchozích krocích fytodegradace významnou roli. Mezi tyto skupiny enzymů účastnících se fytodegradace patří dehalogenasy, mono- a dioxygenasy, peroxidasy, peroxygenasy, karboxylesterasy, laccasy, nitrilasy, fosfatasy a nitroreduktasy<sup>4</sup>.

### 2. Rozdělení fytořemediačních technik

#### 2.1. Fytodegradace

Fytodegradace je proces, při němž dochází k absorpci, přeměně a odbourávání kontaminantu uvnitř rostliny. Za fytodegradaci lze považovat i proces snižování kontaminantu v důsledku uvolňování enzymatických metabolitů rostliny do půdy. Fytodegradace se používají především pro odstraňování organických polutantů<sup>5</sup> (PAH, PCB, výbušniny, detergenty). Při fytodegradacích je potřeba zajistit, aby nedocházelo k přeměnám na metabolity, které jsou toxičtější, než samotný polutant.

#### 2.2. Rhizodegradace

Metoda pracuje na základě zvýšení množství půdních bakterií v půdě díky kořenovému systému vysázených rostlin, což umožňuje snížit množství kontaminantu v půdě<sup>6</sup>. Kořeny vylučují do půdy mnoho organických

Tabulka I  
Typické rostliny použité při různých fytoředičních aplikacích<sup>3</sup>

Aplikace	Médium	Kontaminanty	Typické rostliny
Fytotransformace	půda, podzemní voda, výluhy ze skládek, aplikace odpadních vod na půdy	herbicidy; chlorované alifatické uhlovodíky (např. TCE); aromatické uhlovodíky (např. BTEX); explosiva (TNT, RDX, HMX, perchlorát); živiny (dusičnany, amoniak, fosfáty)	freatofytické stromy (čeleď Salix, včetně topolu, vrby, amerického topolu); trávy (žito, kostřava, troskut prstnatý, čirok, proso panenské, rákos, lesknice kanárská); Fabaceae (jetel, vojtěška, vigna)
Rhizosferní bioremediace	půda, sedimenty, aplikace na půdu, omezené skládky	biodegradovatelné organické látky (BTEX, TPH, PAHs, PCBs, pesticidy)	traviny s vláknitými kořeny (troskut prstnatý, kostřava, žito); uvolňovače fenolických látek (moruše, jabloň, <i>Maclura aurantica</i> ), freatofytické stromy
Fytostabilizace	půda	kovy (Pb, Cd, Zn, As, Cu, Cr, Se, U); hydrofobní organické sloučeniny, které nejsou degradovatelné	freatofytické stromy pro hydraulickou kontrolu; trávy s vláknitými kořeny pro kontrolu eroze
Fytoextrakce	půda, sedimenty, brownfields	kovy (Pb, Cd, Zn, Ni, Cu)	hořčice sarepská ( <i>Brassica juncea</i> ); slunečnice ( <i>Helianthus</i> spp.); <i>Thlaspi carulescens</i>
Rhizofiltrace	podzemní voda, odpadní voda přes umělé mokřady	kovy (Pb, Cd, Zn, Ni, Cu); radionuklidy, hydrofobní organické sloučeniny	vodní rostliny: mokřadní (orobinec, růžkatec, <i>Potamogeton nodosus</i> , maranta třtinová); vodní (řasy, paroznatka, stolístek vodní, <i>Hydrilla</i> spp.)
Fytovolatilizace	půdy a sedimenty	Se, As, Hg, těžké organické sloučeniny (např. MTBE)	<i>Brassica juncea</i> ; mokřadní rostliny; freatofytické stromy pro zachycení podzemních vod

Pozn.: BTEX – benzen, toluen, ethylbenzen a celkový xylen; HMX – oktahydro-1,3,5,7-tetranitro-1,3,5,7-tetrazocin; MTBE – methyl-*tert*-butylether; PAHs – polycyklické aromatické uhlovodíky; PCBs – polychlorované bifenyly; RDX – hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazin; TCE – trichloroethylen; TNT – 2,4,6-trinitrotoluen; TPH – celkové ropné uhlovodíky

sloučenin (např. cukry nebo alkoholy), jež se stávají potravou pro půdní bakterie. Díky dostatku živin počet mikroorganismů rapidně vzrůstá a dochází také ke stimulaci jejich aktivity, což je důležité pro odbourávání okolních polutantů.

### 2.3. Fytostabilizace

Fytostabilizace využívá rostliny k imobilizaci vodních a půdních kontaminantů. Závisí na chemických, biologických a fyzikálních vlastnostech půdy. Kořenový systém díky adsorpci, absorpci, komplexaci a precipitaci snižuje možnost vymývání kontaminantu z půdy, sedimentů a kalů. Při fytostabilizaci se dále uplatňuje vliv produkce huminových látek, které váží kontaminant v půdě. Svým vzrůstem také zabraňují vodní a větrné erozi, čímž zabraňují rozptylu kontaminace na povrchu. Fytostabilizace lze užít tam, kde je potřeba obnovit vegetační pokrývku, ale kvůli vysoké kontaminaci nelze na zasaženém území aplikovat běžnou vegetaci. Užívá se pro finální úpravu ploch, kde byly k odstranění znečištění použity jiné sanační technologie.

### 2.4. Fytoakumulace

Je metoda založená na absorpci kontaminantu kořeny rostliny s následnou akumulací v nadzemní části rostliny. Po této fázi následuje sklizeň rostlin, se kterými je nutno zacházet jako s odpadem a je tedy nutné před samotnou aplikací rostlin dobře uvážit, jakým způsobem bude s takto vzniklým odpadem dále nakládáno. Nutným předpokladem pro fungování metody je hyperakumulační vlastnost rostlinného druhu vůči sanovanému kontaminantu. Metoda se s úspěchem používá při sanaci těžkých kovů, polokovů (As, Se), radionuklidů a nekovů (např. B), avšak není příliš vhodná pro organické látky, které mohou být rostlinou metabolisovány na ještě toxičtější sloučeninu nebo mohou být rostlinou vydychány do ovzduší.

Jednou z možností využití fytoakumulace je fytomining. Fytomining využívá rostlin pro zpracování neekonomické rudy. „Rostlino-horníci“ budou pěstovat a sázet hyperakumulující rostlinné druhy. Následně sklídí rostlinnou biomasu a spálí ji a vyprodukují „bio-rudu“.

Fytomining má následující jedinečné možnosti:

- nabízí možnost využití rud a zrudněných půd, které je neekonomické zpracovávat konvenčními metodami,
- „bio-ruda“ je prakticky bezsírná a její tavba vyžaduje méně energie než sulfidické rudy,
- obsah kovů v „bio-rudě“ je obvykle mnohem vyšší než v rudě běžné, a proto potřebuje méně skladovacího místa,
- fytomining je „green“ technologie, která jako alternativa k povrchovému dolování podřadných rud, by umožnila nepřesunovat půdní materiál.

### 2.5. Rhizofiltrace

Rhizofiltrace se aplikuje při odstraňování kontaminantu z povrchových, splaškových nebo vyčerpaných podzemních vod použitím kořenového systému rostlin. Dochází k precipitaci kontaminantu na kořenovém systému nebo k absorpci přímo v kořenech. Na rozdíl od fytoextrakce jsou při rhizofiltraci cílovou částí rostliny kořeny. Metoda je cenově výhodná pro případy znečištění velkých objemů vody malými koncentracemi polutantů. S úspěchem se používá např. v Černobylu, kde se díky slunečnicím odstraňují isotopy Cs a Sr z povrchových vod<sup>7</sup>.

### 2.6. Fytovolatilizace

Při fytovolatilizaci dochází k příjmu kontaminantu kořenovým systémem rostliny a transportu do nadzemní části, v některých případech ještě následovaný biotransformací kontaminantu. Poté proběhne transpirace těkavého kontaminantu, těkavého produktu metabolismu nebo těkavé formy původně netěkavé látky. Metodu lze aplikovat spíše při odstraňování organických polutantů, jako je např. MTBE a jiné složky benzínu. Příkladem je použití topolu žlutého na půdy znečištěné rtuť. Topol může díky bakteriím obsahujícím rtuť-reduktasu redukovat HgII na kovovou rtuť a tu následně vydýchat do ovzduší<sup>8</sup>. Použití fytovolatilizace je nicméně kontroverzní, neboť nedochází k odstranění kontaminace, ale pouze k přesunu kontaminantu z půdy do ovzduší.

## 3. Proč fytoremediace?

Jednou z největších výhod fytoremediací je množství kontaminovaného materiálu, který je nutno likvidovat v porovnání s klasickým vytěžením kontaminované půdy. Dalšími výhodami těchto metod jsou<sup>9</sup>:

- aplikace *in situ* (není potřeba transportovat kontaminovanou půdu),
- pasivní metoda (pro čištění není potřeba lidského personálu, kromě setí a některých agronomických technik),
- využívá solární energii (pro fotosyntézu, která je zdrojem energie pro všechny biochemické procesy v zelených rostlinách),
- transfer kontaminantů je rychlejší než přírodní atenua-

- ce,
- vysoce akceptovatelné veřejným míněním (lidé mají mnohem více rádi zelenou přírodu než měsíční krajinu),
- snížení plyných a vodních emisí (např. snížení prašnosti),
- půda zůstává na místě a je možné ji využít k jinému účelu (např. pěstování energetických a technických plodin),
- slučitelné s „klasickými“ dekontaminačními technologiemi (např. fytoremediace jako konečná metoda pro dočištění na požadovanou úroveň).

Na druhou stranu mají tyto metody samozřejmě také mnoho nevýhod nebo omezení<sup>10</sup>:

- nízká tolerance rostlin vůči polutantům (mnoho sloučenin je toxických ve vysokých koncentracích, přestože jsou rostliny mnohem více rezistentní než zvířata či člověk),
- obvykle nízký transport kontaminantů z kořenů do nadzemních částí (důležité protože jsme obvykle schopni sklídit pouze nadzemní část rostlin),
- malá velikost rostlin schopných remediace (kontaminanty redukuje růst rostlin a hyperakumulátory jsou obvykle rostliny s nízkou produkcí biomasy),
- chybí cena a prováděcí údaje (potřeba kalkulace ceny),
- neobeznámenost s technologií u dozorcích orgánů (lidé a speciálně úředníci mají skepsi vůči novým neznámým metodám),
- ukládání kontaminovaného rostlinného materiálu (potřeba speciálních skládek a nebo řízené spalování),
- nebezpečí kontaminace potravního řetězce (kontaminované rostliny mohou být spásány živočichy),
- kontaminace pod dosahem kořenové zóny (kontaminace může být rozšířena mimo tenkou vrstvu půdy, ve které koření většina rostlin),
- dlouhodobý proces (až desítky let),
- kontaminant je v biologicky nedostupné formě (například hydrofobní organické sloučeniny, nerozpustné anorganické sloučeniny),
- chybí rostlinné druhy vhodné pro remediaci (mnoho hyperakumulátorů roste v subtropickém pásmu).

## 4. Zdroje kontaminace

Zdroje kontaminace pocházejí z antropogenní činnosti<sup>10</sup> (chemické závody, metalurgie, energetika, doprava atd. a v neposlední řadě pak městská odpadní voda). Hlavní kontaminanty, které produkujeme a které kontaminují vodu, půdu a ovzduší, jsou:

- těžké kovy (Cd, Pb, Cr, As atd.),
- radionuklidy (uran, tritium, <sup>60</sup>Co, <sup>137</sup>Cs a <sup>90</sup>Sr),
- explosiva (TNT, NG atd.),

- barviva a jejich prekurzory,
- pesticidy,
- PCB,
- PAH,
- „nové“ kontaminanty (farmaka, vůně, detergenty atd.).

## 5. Proč rostliny přijímají toxické kovy?

K růstu a dokončení životního cyklu potřebují rostliny nejen makroživiny (N, P, K, S, Ca a Mg), ale také esenciální mikroživiny, jako jsou Fe, Zn, Mn, Ni, Cu a Mo. Rostliny vyvinuly vysoce specifický mechanismus příjmu, translokace a ukládání těchto živin. Navíc citlivé mechanismy udržují intracelulární koncentrace iontů kovů uvnitř fyziologického rozmezí. Obecně lze říci, že mechanismus příjmu je selektivní, rostliny upřednostňují příjem některých iontů před jinými. Mnoho těžkých kovů jako např. Zn, Mn, Ni a Cu jsou esenciální mikroživiny. Rostliny neakumulují pouze vysoké hladiny esenciálních mikroživin, ale také absorbují významná množství neesenciálních kovů, jako je např. Cd. Mechanismus akumulace Cd není dosud objasněn. Je možné, že příjem tohoto kovu v kořenech je přes systém účastníci se transportu jiného esenciálního dvojmocného mikroživiny, zřejmě Zn<sup>2+</sup>. Kadmium je chemický analog zinku a rostliny nejsou schopny rozlišovat mezi těmito dvěma ionty<sup>10</sup>.

## 6. Hyperakumulátory

Hyperakumulátory jsou obvykle definovány jako druhy schopné akumulovat kovy v hladinách 100× vyšších než jsou koncentrace stanovené v běžných neakumulujících rostlinách. Čili hyperakumulátory jsou schopny koncentrovat více než: 10 ppm Hg; 100 ppm Cd a Se; 1000 ppm Co, Cr, Cu, Ni a Pb; 10 000 ppm Mn a Zn. Do současnosti bylo popsáno asi 450 rostlinných druhů z více než 45 rostlinných čeledí schopných hyperakumulovat kovy. Nejvíce hyperakumulátorů biokoncentruje Ni, okolo 30 absorbuje buď Co, Cu, a/nebo Zn, ještě méně druhů akumulují Mn, Cd a Pb (cit.<sup>10</sup>).

Například rozšíření všech niklových hyperakumulátorů ve světě bylo lokalizováno v jedné ze sedmi oblastí. Je potřeba poznamenat, že hyperakumulátory nebyly nikdy nalezeny v oblastech předchozího zalednění zřejmě proto, že 10 000 let od poslední doby ledové není dostatečně dlouhou dobou pro vývoj vlastnosti hyperakumulace<sup>11</sup>.

Nejznámější hyperakumulátor niklu *Sebertia acuminata* je klasickým příkladem hyperakumulujících rostlin. Je schopen koncentrovat více než 1,8 % Ni (na sušinu) v xylemové tkáni. Jeho modro-zelený latex obsahuje více než 1,12 % niklu (na čerstvou biomasu) a je to zřejmě nejvyšší koncentrace niklu, která byla nalezena v živém organismu. Nikl je zde ve formě nízkomolekulárního, ve vodě rozpustného organického komplexu<sup>11</sup>.

Rostliny z rodu *Thlaspi* jsou rozšířeny hlavně

ve střední a jižní Evropě a mezi nimi se vyskytuje řada hyperakumulátorů zinku, olova, niklu a kadmia<sup>11</sup>.

## 7. Molekulární mechanismus příjmu toxických kovů

Akumulace přechodných kovů rostlinami předpokládá přítomnost propracovaného molekulárního mechanismu. Ionty kovů jsou mobilizovány pomocí sekrece chelatorů a okyselením rhizosféry. Příjem hydratovaných iontů kovů nebo komplexů kov-chelát je zprostředkován řadou příjmových systémů sídlících v plasmatické membráně. V buňkách jsou kovy chelátovány a přebytečný kov je detoxifikován transportem do vakuoly. Z kořenů jsou přechodné kovy transportovány do nadzemních částí rostlin xylemem. Pravděpodobně největší část kovů se dostane do xylemu přes kořenový symplast. Apoplastický průchod může nastat v kořenové špičce. V xylému se kovy vyskytují jako hydratované ionty nebo komplexy kov-chelát. Po dosažení apoplastu listů jsou kovy různě zachyceny různými typy listových buněk a přesunuty z buňky do buňky přes plasmodesmu. Jsou přednostně ukládány v trichomech. Příjem do listových buněk je opět umožňován různými transportéry. Vnitrobuněčná distribuce esenciálních přechodných kovů je zprostředkována specifickými metalochaperony a transportéry lokalizovanými v endomembránách<sup>12</sup>.

Pro zvýšení ochrany proti toxickým těžkým kovům musely rostlinné buňky vyvinout mechanismy, pomocí nichž jsou ionty kovů, které se dostanou do cytosolu buňky, ihned komplexovány a inaktivovány. Sloučeniny, které se účastní komplexace kovů, zahrnují organické kyseliny, volné aminokyseliny, glutathion, fytochelatiny, metalothioneiny, metalochaperony a „heat shock“ proteiny. Metalothioneiny jsou polypeptidy bohaté na cystein, které jsou kódovány skupinou genů. Na druhou stranu fytochelatiny jsou skupinou enzymaticky syntetizovaných peptidů bohatých na cystein<sup>13,14</sup>.

Detoxifikace obecně zahrnuje konjugaci následovanou aktivním uložením ve vakuole a apoplastu, kde je polutant nejméně nebezpečný. Rostliny mohou uvolnit sloučeniny ze svých kořenů a tím zvýšit rozpustnost polutantů a jeho příjem rostlinou. Uvnitř rostlinných tkání hrají tyto chelatory roli v toleranci, uložení a transportu anorganických a organických látek. Chelátované kovy mohou být v kořenech uloženy ve vakuole nebo mohou být exportovány do nadzemních částí xylemem. Jak bylo řečeno výše, mohou být organické látky konjugovány a uloženy a nebo enzymaticky degradovány<sup>4</sup>.

## 8. Zvýšení účinnosti fytoremediace

Fytoremediace je v podstatě agronomický postup a její úspěch závisí nakonec na agronomických znalostech aplikovaných na plochu. Díky tomuto faktoru jsou hnojení

půdy, zvyšování biodostupnosti pomocí syntetických chelatorů, selekce rostlin, hustota rostlin při výsadbě, střídání plodin a podpora plodin (hubení škůdců a zavlažování) schopny zlepšit účinnost fytořemediací. Velice důležité jsou informace z výzkumu. Výzkum je potřebný pro identifikaci fytořemediujících druhů schopných udržet stálou rychlost extrakce kovu. Mnoho informací je také potřebných pro optimalizaci doby sklizně. Rostliny by měly být sklizeny v době, kdy se snižuje rychlost akumulace kovu rostlinou. To by mohlo minimalizovat dobu každého vegetačního cyklu a umožnit sklízet mnohem více biomasy v jedné sezóně<sup>10</sup>.

Transgenní rostliny mohou být novou a moderní cestou, jak zvýšit účinnost fytořemediací. Mnoho genů se účastní příjmu kovů, translokace, ukládání a transferu. To může vést k rozvoji transgenních rostlin v závislosti na strategii, pro kterou budou zkonstruovány. Například pro akumulaci vysokých koncentrací kovů ve sklíditelných částech. Transfer nebo overexpresi genů povede ke zvýšení příjmu kovů, jejich lepší translokaci, uložení nebo mezi-buněčnému zacílení. Genetická úprava syntézy chelatorů kovů v rostlinách zlepší jejich schopnosti přijímat kovy. Pro rozvoj účinných transgenních rostlin pro fytořemediaci musí být do běžných rostlin vneseny geny z hyperakumulátorů nebo jiných zdrojů. Některé z možných oblastí genetické manipulace jsou uvedeny v tab. II. Výzkum se zaměřuje na metalothioneiny, fytochelatinu a chelatory kovů, na transportéry kovů, na enzymatické transformace a na alternativní metabolické dráhy nebo mechanismy oxidativního stresu a na změny v kořenech (zvýšení kořenové plochy a větvení kořenů) nebo na produkci biomasy<sup>13</sup>.

### 8.1. Somatická hybridizace

Somatická hybridizace je jednou z možností jak připravit rostliny s potřebnými vlastnostmi. Gleba a spol.<sup>15</sup> připravili asymetrické somatické buněčné hybridy mezi *B. juncea* (akumulátor olova produkující velké množství biomasy) a *T. caerulescens* (známým jako Zn a Ni hyperakumulátor). Hybrid vykazoval zvýšení rezistence k Pb, Ni a Zn a celkové množství fytoextrahovaného Pb bylo mnohem vyšší díky vysokému množství produkované biomasy. Tento užitečný pokus somatické buněčné hybridizace mezi rostlinami s vysokou produkcí biomasy a hyperakumulátory s nízkou produkcí biomasy proto může pomoci vyvinout hybridy s vysokou produkcí biomasy a hyperakumulační kapacitou<sup>13</sup>.

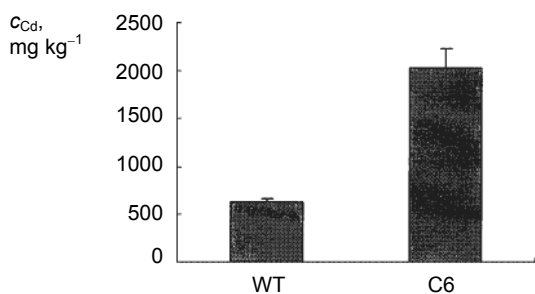
### 8.2. Genetická manipulace

Remediační kapacita rostlin může být významně zlepšena technologiemi genetické manipulace a transformace rostlin. Identifikace specifických genů z hyperakumulátorů a jejich následný transfer do rychle rostoucích druhů se ukázala být velkým přínosem, jak bude demonstrováno na následujících dvou příkladech<sup>16</sup>. Tabulka II prezentuje přehled overexprimovaných genů použitých v současných pracích zabývajících se zlepšením fytořemediační kapacity rostlin transgenními postupy.

První příklad je z Číny. Li a spol.<sup>16</sup> izoloval cDNA fytochelatin syntasy (*CdPCS1*) z troskutu prstnatého (*Cynodon dactylon* L. cv. Goldensun). Tato travina je vy-

Tabulka II  
Produkty overexpresi genů v současných transgenních rostlinách<sup>17</sup>

Fytoextrakce	Fytovolatilizace	Fytodegradace
metallothionein	Hg(II) reduktasa	PETN reduktasa
glutathion synthetasa	organomerkurial lyasa	nitro-reduktasa
( $\gamma$ -Glu-Cys) synthetasa	cystathionin- $\gamma$ -synthasa	$\gamma$ -ECS a GS
ATP sulfurylasy	selenocystein methyltransferasy	lidský cytochrom
serin acetyl transferasy		savčí cytochrom
fytochelatin synthasa		kryší mono-oxygenasy
glutathion reduktasa		
cystein synthasa		
selenocystein methyltransferasy		
cystathionin- $\gamma$ -synthasa		
arsenát reduktasa		
kationtový kanál		
vakuolový transportér		
Zn a Fe transportér		
transportér těžkých kovů		
transportní protein		
ferric reduktasa		



Obr. 1. Koncentrace Cd v rostlinách tabáku po 3 týdnech kultivace se  $100\ \mu mol\ L^{-1}\ CdCl_2$ ; WT – divoce rostoucí rostliny, C6 – transgenní linie, převzato z lit.<sup>16</sup>

soce rezistentní a schopna akumulovat velká množství kadmia. Gen *CdPCS1* z této traviny byl vložen do rostlin tabáku. Hladina fytochelatinu se v některých liniích transgenního tabáku zvýšila  $3,88\times$  než v divoce rostoucích rostlinách a obdobně akumulace kadmia v těchto transgenních rostlinách byla zvýšena  $3,21\times$  (obr. 1). Výsledky ukazují, že v budoucnosti by *CdPCS1* mohl být využit jako genový prvek pro fytoremediace.

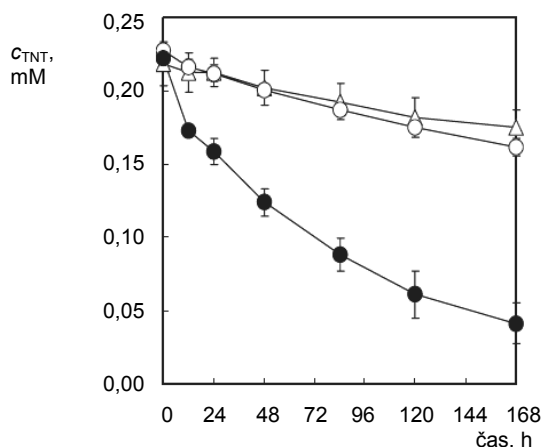
Druhý příklad je z Japonska. Kurumata a spol.<sup>18</sup> transformoval *Arabidopsis thaliana* chimérickým genem nitroreduktasy z *Escherichia coli* pomocí *Agrobacterium tumefaciens*. Divoce rostoucí typ rostlin nevykazoval žádný růst v přítomnosti  $0,1\ mM$  TNT oproti transgenním rostlinám, které rostly v těchto podmínkách téměř normálně. Když semenáčky plovaly na prámku na roztoku s TNT, pak se příjem TNT díky expresi bakteriální NTR zvýšil 7 až  $8\times$ . To ukazuje, že exprese bakteriální NTR zlepšuje schopnost rostlin degradovat TNT (obr. 2).

## 9. Plánování a aplikace fytoremediace

Při rozvaze, zda je fytoremediace vhodná pro naši kontaminovanou plochu, si musíme položit následující otázky. Podporuje půda a klima růst rostlin? Je růst vybraných rostlin slučitelný s přítomností kontaminantu? Je možné na kontaminované půdě kultivovat rostliny? Není kontaminace hlouběji než 3 metry? Máme k dispozici čas delší než dva roky? Pokud na všechny otázky odpovíme kladně, pak lze použít fytoremediaci.

Následně musíme učinit další úvahy. Potřebujeme znát, co si počneme s rostlinnou biomasou po sklizni. Zda máme dostatečný prostor pro čištění vody (je hydraulická rychlost odstraňování kontaminantů dostatečná?) Jaká je ochrana plodin před zvířaty (ať už z důvodu možné kontaminace potravního řetězce, tak z důvodu zničení rostlin). Jaká je toxicita kontaminantů v rostlinné biomase pro zvířata a pro člověka. Je k dispozici potřebná ochrana před škůdci a kontrolovaný přístup?

A v průběhu fytoremediace je potřeba provádět moni-



Obr. 2. Koncentrace TNT  $c_{TNT}$  v závislosti na čase; deset dnů staré semenáčky rostoucí asepticky byly inkubovány v médiu obsahujícím  $0,25\ mM$  TNT po dobu 7 dní. Koncentrace TNT v médiu je zobrazena v závislosti na čase inkubace v přítomnosti divoce rostoucích (WT;  $\square$ ) nebo transgenních (Tr1;  $\square$ ) rostlin a bez přítomnosti rostlin (NP; D), převzato z lit.<sup>18</sup>

torování probíhajících procesů. Sleduje se růst rostlin, rostlinné tkáně (uložení kontaminantů), rostlinná míza a korelace jejího toku s meteorologickými daty, odpařování a plyny z povrchu rostlin (hlavně v případě volatilizace kontaminantů) a spodní voda a půda.

## 10. Závěr

Další výzkum biochemických procesů xenobiotik by měl být zaměřen na fytotoxická omezení rostlin. Genetické inženýrství dovolí rostlinám tolerovat vysoké koncentrace chemikálií. Tyto nové znalosti budou umožňovat mnohem rozšířenější a efektivnější aplikaci fytoremediace než dosud<sup>3</sup>.

*Tato práce byla podporována projektem GA ČR 522/06/P002, projektem IMO6030 a projektem AVOZ 50380511.*

## LITERATURA

- Cluis C.: BioTeach Journal 2, 61 (2004).
- Freshwater Management Series No. 2: An Introductory Guide To Decision-Makers, <http://www.unep.or.jp/Ietc/Publications/Freshwater/FMS2/2.asp>, staženo 20.7.2007.
- Dietz A. C., Schnoor J. L.: Environ. Health Perspect. 109, 163 (2001).
- Pilon-Smits E.: Annu. Rev. Plant. Biol. 56, 15 (2005).
- Vaněk T., Soudek P., Tykva R., Kališová I.: Hornická Příbram ve vědě a technice [http://www.diamo.cz/hpvt/2002/sekce/Zahlazovani/Z07/P\\_07.htm](http://www.diamo.cz/hpvt/2002/sekce/Zahlazovani/Z07/P_07.htm), staženo 20.7.2007.

6. U. S. Environmental Protection Agency: EPA/600/R-99/107, <http://www.clu-in.org/download/remed/introphyto.pdf>, staženo 20.7.2007.
7. Miller R.: Technologies Analysis Center, Series O, Vol. 3 (1996).
8. Rugh C. L.: Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 93, 3182 (1996).
9. Alkorta I., Hernández-Allica J., Becerril J. M., Amézaga I., Albizu I., Garbisu C.: Rew. Environ. Sci. Bio/Tech. 3, 71 (2004).
10. Lasat M. M.: J. Hazard. Subst. Res. 2, 5/1 (2000).
11. Baker A. J. M., Brooks R. R.: Biorecovery 1, 81 (1989).
12. Clemens S., Palmgren M. G., Kramer U.: Trends Plant Sci. 7, 309 (2002).
13. Eapen S., D'Souza S. F.: Biotechnol. Adv. 23, 97 (2005).
14. Hall J. L.: J. Exp. Botany 53, 1 (2002).
15. Gleba D., Borisjuk N. V., Borisjuk L. G., Kneer R., Poulev A., Skarzhinskaya M., Dushenkov S., Logendra S., Gleba Y. Y., Raskin I.: Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 96, 5973 (1999).
16. Li J., Guo J., Xu W., Ma M.: J. Integr. Plant Biol. 48, 928 (2006).
17. Cherian S., Oliveira M. M.: Environ. Sci. Technol. 39, 9377 (2005).
18. Kurumata M., Takahashi M., Sakamoto A., Ramos J. L., Nepovim A., Vanek T., Hirata T., Morikawa H.: Z. Naturforsch. 60c, 272 (2005).

**P. Soudek<sup>a</sup>, Š. Petrová<sup>a</sup>, D. Benešová<sup>a,b</sup>, J. Kotyza<sup>a,b</sup>, and T. Vaněk<sup>a</sup>** (<sup>a</sup> *Laboratory of Plant Biotechnologies, Joint Laboratory of the Institute of Experimental Botany, Academy of Sciences of the Czech Republic and Research Institute for Plant Production, Prague,* <sup>b</sup> *Department of Environmental Chemistry, Institute of Chemical Technology, Prague*): **Fytoremediation and Possibilities of Increasing Its Effectivity**

Phytoremediation involves the use of plants for extraction, sequestration and detoxication of pollutants. This method is considered as an ecologically responsible alternative to the environmentally destructive physical remediation methods currently practised. A number of plants have been identified as hyperaccumulators in the phytoextraction of a variety of metals; some of them have been used in field applications. Many plant species are able to degrade organic compounds by their enzymatic apparatus. This paper reviews various phytoremediation methods, their advantages and limitations and potential improvement of the methods by using genetically modified plants.