

JIHOČESKÁ UNIVERZITA

Zemědělská fakulta

Studijní obor: TUSHK

Katedra: Aplikovaných rostlinných biotechnologií

Bakalářská práce:

**Vegetativní asanace půd znečištěných
některými těžkými kovy**

Vypracoval:

Doušek Štěpán

Vedoucí závěrečné práce:

Prof. Ing. Stanislav Kužel, CSc.

České Budějovice 2012

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Jméno a příjmení: Štěpán Doušek

Studijní program:

Studijní obor: TUSH – kombinovaný

Název tématu: Vegetativní asanace půd znečištěných některými těžkými kovy

Z á s a d y p r o v y p r a c o v á n í :

(v zásadách pro vypracování uveďte cíl práce a metodický postup)

Znečišťování životního prostředí je v současné době celosvětovým problémem. Mezi hlavní kontaminanty se řadí i těžké kovy (TK), které se mohou činností člověka koncentrovat ve složkách životního prostředí, především v půdě a dostávat se prostřednictvím pěstovaných rostlin a potravního řetězce do těl zvířat i lidí a negativně ovlivňovat jejich zdravotní stav. Kontaminované půdy je nutné čistit, případně alespoň omezit negativní vlivy rizikových prvků. K tomuto účelu mohou být využity metody fytořemediace včetně metody fytoextrakce jejíž cílem je postupné odčerpání rizikových prvků z půdy a jejich odstranění s nadzemní biomasou. Úspěch fytořemediací může být ovlivněn nejen výběrem použitých rostlin, ale i procesy, probíhajícími v půdě. Cílem práce je studium možností vegetativní asanace půd znečištěných některými (TK). Především využití rostlin hyperakumulátorů jako součásti extenzivní techniky k odčerpání mobilního forem TK kovů z půdy. Vypracujte literární rešerši a) Dekontaminační půdní techniky. Bioremediace a fytořemediace znečištěných půd b) Těžké kovy v půdách – obsah, formy, mobilita, sorpce. c) Vliv půdní reakce a dalších půdních vlastností na mobilitu TK v půdách. d) Využití hyperakumulátorů a dalších rostlin při vegetativní asanaci znečištěných půd TK e) Porovnejte efektivitu vegetativní asanace půd s dalšími dekontaminačními technikami f) Posuďte ekonomickou a ekologickou vhodnost vegetativní asanace znečištěných půd. Vypracujte bakalářskou práci dle Opatření děkana č. 13 ze dne 18.12. 2009

Rozsah grafických prací: dle potřeby
Rozsah pracovní zprávy: cca 30 - 50 stran
Forma zpracování bakalářské práce: tištěná/elektronická


Seznam odborné literatury:

Cibulka J. a kol.: Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře. Academia Praha, 1991, 472 s.; Kabata - Pendias A.: Trace elements in soil and plants. CRC Press, Boca Raton, 2001, 413 s.; Brooks R. R. ed: Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals. Department of Soil Science, Massey University, Palmerston North, New Zealand, 1998, 384 p.; Rupali D., Dibendu S.: Phytoextraction of Zinc and Cadmium from Soils Using Hyperaccumulator Plants. Water Encyclopedia, 2005, 369-374; Borůvka K.: Formy Cd, Pb a Zn ve vybraných půdách ČR. Disertační práce, ČZU Praha, 1997; Haase E.: Pflanzen reiningen Schwermetall-Boden. In: Umwelt, 7-8, 1988, 342-344; Tichý R., Kužel S.: Bioassayng critical concentrations of cadmium in soil using research: microorganisms. In: H.J.P. Eijsackers and T. Hamers (eds.) "Integrated soil and sediment A basis for proper protection". Kluwer Academic Publishers, 1993, 221-225; Tichý R., Kužel S. et al.: A possible use of soil microorganisms for bioindication of cadmium toxicity to plants. Environmental Technology, 14, 1993, 379-384; Kužel S. et al.: Spatial variability of cadmium on pH, organic matter in soil and its dependence on sampling scales. Water, Air and Soil Pollution, 1994, 78, 51-59; Cígler P., Kužel S. a kol.: Sorbent s inkorporovanou sulfidickou sírou pro imobilizaci kadmia v roztoku. Rostlinná výroba, 1997, 43, 1, 7-12; Tichý R., Nýdl V., Kužel S., Kolář L.: Increased cadmium availability to crops on a sewage-sludge amended soil. Water, Air and Soil Pollution, 94, 1997, 361-372.

Vedoucí bakalářské práce: prof. Ing. Stanislav Kužel, CSc.
Katedra aplikovaných rostlinných biotechnologií

Datum zadání bakalářské práce: 15. března 2011

Termín odevzdání bakalářské práce: 15. dubna 2012


prof. Ing. Miloslav Šoch, CSc.
děkan

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA
studijní oddělení
Studentská 13
370 05 České Budějovice


prof. Ing. Stanislav Kužel, CSc.
vedoucí katedry

V Českých Budějovicích dne 15. března 2011

Anotace:

Problém kontaminace půd těžkými kovy a následná dekontaminace vyžaduje stále větší pozornost. Je potřeba stanovit metody, které budou šetrné k životnímu prostředí a zároveň také účinné. Tato bakalářská práce nabízí širší pohled na různé techniky se zvláštním zřetelem na fytořemediaci. Sledovaným kovem bylo kadmium.

Abstract:

The problem of soil contamination with heavy metals and subsequent decontamination requires more attention. It is necessary to determine the methods to be environmentally friendly while also effective. This thesis offers a broader perspective on the various techniques with special emphasis on phytoremediation. The reference to the metal cadmium.

Poděkování

Děkuji vedoucímu této bakalářské práce panu Prof. Ing. Stanislavu Kuželovi, CSc., za zapůjčení množství odborné literatury z jeho vlastních zásob; děkuji za jeho cenné rady a připomínky, neúnavnou ochotu a v neposlední řadě za přátelskou atmosféru, ve které tato práce vznikala.

Děkuji PhDr. Heleně Landové a Prof. Ing. Zdeňku Landovi, CSc. za přínosný kurs Počítačová gramotnost, konaný dne 9.4. 2011 v knihovně JČU.

Děkuji Prof. Ing. Ladislavu Kolářovi, DrSc. za laskavou výpomoc v podobě doplňujících informací.

Prohlášení autora Bakalářské práce

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkráceném znění elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

V Kaplici dne 10.4.2012

Štěpán Doušek

Obsah

1	Úvod.....	1
2	Cíle práce	2
3	Obecná část	3
3.1	Kadmium jako chemický prvek	3
3.2	Výskyt a rozšíření kadmia na Zemi.....	4
3.3	Zdroje kontaminace půd.....	5
3.3.1	Obsah kadmia v půdách	7
3.3.2	Maximální přípustné koncentrace kadmia v půdách.....	8
3.3.3	Kontaminované oblasti v ČR	9
3.4	Chování kadmia v životním prostředí	11
3.4.1	Vliv půdního pH.....	12
3.4.2	Zrnitostní skladba.....	14
3.4.3	Organická hmota	15
3.4.4	Minerální složení půdy.....	16
3.4.5	Sorpce mikroorganismy	16
3.5	Vliv kadmia na životní prostředí	16
3.5.1	Kadmium a rostlina	17
3.5.2	Vliv kadmia na lidské zdraví.....	19
4	Asanace půd	20
4.1	Techniky ex-situ	21
4.2	Vegetativní asanace	22
4.2.1	Fytoextrakce.....	24

4.2.2	Fytostabilizace.....	33
4.2.3	Fytovolatilizace	36
4.2.4	Rhizofiltrace.....	36
4.2.5	Likvidace biomasy	38
5	Závěr	38
5.1	Použité zdroje	42

1 Úvod

Půda je základním článkem potravního řetězce a také prostředím a současně zásobárnou vody pro suchozemské rostliny a mikroorganismy a je filtračním čistícím prostředím, přes které voda prochází.

V důsledku lidské činnosti se stále častěji setkáváme s nežádoucím znečišťováním půd nejrůznějšími cizorodými, často toxickými látkami, které mohou prostřednictvím potravního řetězce negativním způsobem ovlivňovat zdraví zvířat a člověka. Jedněmi z kontaminantů bývají často právě těžké kovy. Naším zájmem je proto tyto látky z životního prostředí vhodným způsobem odstraňovat. Používání doposud standardních remediačních metod přináší sice uspokojivé výsledky co se týče odstranění polutantů, ovšem tyto techniky jsou jak technologicky, tak i cenově náročné, a výsledkem bývá sice dostatečně asanovaná půda, ovšem většinou také zdevastování její struktury včetně úplné likvidace půdních organismů. Proto se stalo naším zájmem jmenovat a použít takové asanační postupy, které by splňovaly jak funkční, tak ekonomická a především i ekologická kritéria.

V posledních letech je řešena problematika odstranění těžkých kovů z půdy pomocí rostlin - fytoremediace. Tento proces je popsán jako odstranění kovů z půdy, jejich transport do kořenů, stonků a listů. Rostliny jsou následně sklizeny a odstraněny, plocha je opět osázená dalšími rostlinami. Tento proces se opakuje do té doby, než se koncentrace kovů v půdě sníží na přijatelnou hladinu (MALIŠOVÁ et MESTEK, 2009 [online, 2012]).

Nárůst počtu odborných článků, které se zabývají fytoremediací nebo jsou jí blízké, je v posledních letech velmi vysoký a neustále se zrychluje (SCHNOOR, 2002; MC CUTCHEON et SCHNOOR, 2003 In: MACKOVÁ, 2005).

2 Cíle práce

Pro svou práci jsem - se svolením svého vedoucího - zvolil užší pohled na znečištění půd kadmíem, protože právě o tomto prvku mám k dispozici uspokojivé množství prací a proto mohu poskytnout ucelenější a též i širší náhled. A dále z důvodu větší přehlednosti volím pouze jeden, nikoli více kovů.

Cílem této literární rešerše je:

1. zachytit problematiku výskytu kadmia v životním prostředí, popsat jeho typické charakteristiky, jeho chování apod.;
2. studium možností vegetativní asanace; syntéza a porovnání různých technik asanace ve srovnání s asanací vegetativní a konečně posouzení vhodnosti těchto technik jak z hlediska funkčního, tak i ekonomického a ekologického.

3 Obecná část

3.1 Kadmium jako chemický prvek

Kadmium objevil roku 1817 C. Hermann a F. Stromeyer. Má chalkofilní charakter a je typickým rozptýleným prvkem, který jen výjimečně tvoří vlastní nerosty. V zemské kůře patří k poměrně vzácným prvkům (BENEŠ et PABIANOVÁ, 1987). Název prvku je odvozen z řečtiny, kde kadmium znamenalo oxid zinku (HNILÍČKOVÁ, 1995).

Kadmium je prvek patřící do skupiny těžkých kovů. Dále patří mezi nejnebezpečnější toxické látky snadno vstupující do potravního řetězce. Z půdy přechází snadno do rostlin (70%), v menší míře ho rostliny přijímají z atmosféry (z 20 - 40%) (HERČÍK et al., 1995).

Vlastnosti Cd jsou podobné Zn a proto se hojně vyskytuje v nerostech zinku. Čisté sloučeniny kadmia jsou v přírodě velmi vzácné (BENEŠ et PABIANOVÁ, 1986). KABATA-PENDIAS et PENDIAS (1994) popisuje, že sloučeniny kadmia v půdách jsou podobné sloučeninám dvojmocných kovů, zvláště Zn^{2+} , Co^{2+} , Ni^{2+} , Fe^{2+} a Mg^{2+} a rovněž doplňuje, že nejvíce se vyskytuje jako Cd^{2+} a tak je i snáze přijímáno rostlinami.

Kadmium často nahrazuje v oxidech železo a mangan. Kadmium z antropogenních zdrojů je daleko dostupnější než to, které se vyskytuje přirozeně. V půdním roztoku je nejčastěji přítomno jako volný Cd^{2+} iont, může být ale i vázáno (BRADL, 2005).

V půdách je Cd více mobilní než většina ostatních těžkých kovů, čímž je přístupnějším pro rostliny. Příjem Cd rostlinami je inhibován ionty ostatních kovů.

3.2 Výskyt a rozšíření kadmia na Zemi

Kadmium se v době, kdy převládalo tuhnutí zemské kůry (v redukční atmosféře), vyloučilo ve formě sulfidů. Nejdůležitější rudy jsou tedy sulfidy. Kadmium se nachází ve formě minerálů, jako je například greenockin (CdS). Je také získáváno jako vedlejší produkt při rafinaci zinku a jiných kovů, zejména pak olova a mědi (BENCKO et al., 1995; GREENWOOD et EARNSHAW, 1993).

Těžké kovy jsou ve stopových koncentracích přirozenou součástí hornin a půd, některé z nich však mohou vlivem vysokého obsahu v matečné hornině i v přirozených podmínkách dosahovat v půdě toxických koncentrací (např. olovo, kadmium, nikl a selen) (SCHACHTSBABEL et al., 1992).

Vlastnosti Cd jsou podobné Zn a proto se hojně vyskytuje v nerostech zinku. Kadmium má značnou afinitu i k síře. Čisté sloučeniny kadmia jsou v přírodě velmi vzácné (BENEŠ et PABIANOVÁ, 1986).

BRUMMER et al. (1986) In: CIBULKA et al. (1991) zmiňuje existenci Cd ve formách:

- vodorozpustných,
- výměnných,
- vázaných,
- okludovaných s oxidy Fe a Mn,
- vázaných ve formě silikátů (tzv. reziduální frakce),
- ve formě definovaných sloučenin (karbonáty, fosforečnany, sulfidy).

JANOŠKOVÁ (1999) [online, 2012] poznamenává náš přednostní zájem o ty z těžkých kovů, které vlivem zvýšené koncentrace v prostředí potencionálně ohrožují rostliny, živočichy a člověka - především olovo, kadmium, zinek, měď a rtuť.

Kadmium, tak jako ostatní prvky a na rozdíl od různých organických polutantů, nemůže být degradováno. Toxické kovy proto představují dlouhodobou hrozbu pro půdní prostředí. Jelikož se půdy vyznačují velkou variabilitou svých charakteristik a Cd existuje v mnoha formách, je kontaminace tímto kovem odlišná profil od profilu (SIMS et al., 1986).

3.3 Zdroje kontaminace půd

Těžké kovy řadíme do skupiny cizorodých látek, které se mohou významným způsobem podílet na kontaminaci zemědělských půd. V přirozených podmínkách se nacházejí v nevelkých množstvích, ale díky antropogenním vlivům se jejich obsah v půdě zvyšuje, a to zejména v povrchové vrstvě humózního horizontu (RICHTER, 2004 [online, 2012]).

Soudobý proces znečišťování a znehodnocování přírodního prostředí hospodářskou činností nejčastěji vysvětlujeme a zdůvodňujeme nepříznivým působením dosažené úrovně ekonomických a sociálních vztahů ve společnosti (ČERNÁ et al., 1987).

Existují tři možnosti vstupu kovů do půd:

1. přirozený - primární (tvořený nerosty, horninami, ložisky);
2. přirozený - druhotný (tvořený různými produkty přírodních pochodů, jako jsou prachové bouře, často s vysokým obsahem organické hmoty nebo sopečná činnost, atmosférické srážky a spady);
3. antropogenní (důsledek nejrůznějších lidských činností, kdy zdrojem prvků je aplikace různých melioračních surovin, hnojiv, pesticidů, popílku, kalů, závlahových vod apod.) (BENEŠ, 1993).

Jak dodává BENEŠ et PABIANOVA (1986), množství kadmia v přírodním prostředí rychle stoupá v důsledku emisí.

Také organická hnojiva, používaná v zemědělství, obsahují těžké kovy, převážně kadmium. Nejvíce znečišťujícími jsou fosfátová hnojiva (BENEŠ, 1997).

Kontaminace půd se řadí spolu s vodní a větrnou erozí, záborem půd, degradací půdy, úbytkem organické hmoty a acidifikací k procesům, které nepříznivě ovlivňují produkční a ekologické funkce půdy. Na kontaminaci půd se podílí celá řada anorganických i organických látek, jejichž zdrojem mohou být jednak přirozené procesy a jednak antropogenní aktivita. Rizikové prvky pocházející z antropogenní činnosti patří mezi nejčastější a nejdéle působící kontaminanty životního prostředí. Pokud se dostanou do půdy, přetrvávají v ní tisíce let, a je velmi obtížné eliminovat jejich účinky na rostliny a na půdní úrodnost (ALOWAY, 1990).

LEYVAL et al. (1997) dodává, že v převážné většině případů je vysoký obsah těžkých kovů v půdě způsoben lidskou činností. Mezi hlavní příčiny zvýšených koncentrací těžkých kovů v prostředí patří spalování fosilních paliv, těžba a zpracování rudy, hnojení a aplikace pesticidů, komunální odpad a čistírenské kalů.

Hlavními zdroji znečištění životního prostředí, a tedy potravního řetězce člověka, jsou těžba rud železa a zinku, spalování fosilních paliv, výroba plastů. Závažným zdrojem jsou opotřebované a nesprávně likvidované akumulátorové baterie. Kadmium se může dostat do půdy jako součást nekvalitních amonných a především fosforečných hnojiv, v minulosti k nám dovážených ve značném objemu z Afriky (BAUEROVÁ, 2002 [online, 2012]).

Vzhledem k jeho odolnosti proti korozi se používá především v metalurgii k výrobě slitin a ke galvanickému pokovování, především k povrchové úpravě plechů. Dále se používá k výrobě baterií (Ni-Cd), pigmentů, solárních panelů a fotoelektrických a optických zařízení. Kadmium je obsaženo i v organických hnojivech. Používá se také jako stabilizátor plastů (KAFKA et PUNČOCHÁŘOVÁ, 2002).

RICHTER (2004) [online, 2012] zmiňuje, že za nejzávažnější zdroj kontaminace jsou považovány imise, které zasahují celou biosféru, a přitom dlouhodobě negativně ovlivňují faktory půdní úrodnosti.

TICHÝ et al. (1997) považuje za významný zdroj těžkých kovů v životním prostředí kontaminovaný organický odpad.

Ke zvýšení koncentrace rizikových prvků může vést antropogenní činnost, přičemž za nejvýznamnější považují JONES et DARVIS (1981) tyto vlivy:

- městské průmyslové aerosoly vzniklé spalováním paliv, metalurgickými závody a ostatní průmysl,
- tekuté a pevné odpady zvířat a lidí,
- odpady po těžbě,
- průmyslové a zemědělské chemikálie.

PAVLIŠ (2005) [online, 2012] doplňuje z antropogenních vlivů ještě dále výrobu barviv a plastů, a textilky.

ALLOWAY (1990); MEJSTRÍK (1990) za hlavní cesty, kterými se dostává kadmium do lidského organismu, považuje:

- příjem potravou,
- příjem pitnou vodou,
- kouření tabáku,
- vdechování výfukových plynů obsahujících oxidy kadmia.

Výchova, osvěta a vzdělávání se provádějí tak, aby vedly k myšlení a jednání, které je v souladu s principem trvale udržitelného rozvoje, k vědomí odpovědnosti za udržení kvality životního prostředí a jeho jednotlivých složek a k úctě k životu ve všech jeho formách (VERGEUHEN, 2006 [online, 2012]).

3.3.1 Obsah kadmia v půdách

Průměrný obsah kadmia v půdě v přirozených podmínkách se nejčastěji pohybuje v rozmezí 0,01 - 1,1 mg.kg⁻¹. V půdách České republiky je (mimo zdroje kontaminace) běžný obsah 0,2 - 1,5 mg Cd na 1 kg půdy. Za posledních 150 let

se podle literárních údajů zvýšil obsah kadmia v půdách o 27 - 55%. Kadmium se v půdě akumuluje nejvíce ve vrstvě 0 - 5 cm a s přibývajícím hloubkou jeho koncentrace klesá (RICHTER, 2003 [online, 2012]).

TAYLOR (1964) uvádí, že kadmium patří k poměrně vzácným prvkům a také, že průměrný obsah tohoto prvku v zemské kůře je 0,2.

3.3.1.1 Odběr půdního vzorku

Prvním a zároveň nejdůležitějším krokem při analýze obsahu toxických kovů v půdách je odběr vzorku (KOLÁŘOVÁ, 2009). Vzorkování půdy představuje jeden z nejobtížnějších problémů celé analýzy. Je velmi pravděpodobné, že kov může být distribuován ve vzorkovaném místě zcela nepravidelně. Z uvedeného vyplývá, že velikost a počet vzorků, stejně jako výběr vzorkovacích míst, budou rozhodovat o tom, jaké množství kovu bude nalezeno. Odebrané vzorky musí mít ve zkoumaných úsecích stejné chemické a fyzikální vlastnosti jako u zbytku půdy. Vzorek je velmi důležité odebírat tak, aby odebrané vzorky co nejlépe reprezentovaly zkoumanou oblast (POPL et FÄHNRICH, 1993 In: KOLÁŘOVÁ, 1991).

3.3.2 Maximální přípustné koncentrace kadmia v půdách

Abychom mohli správně posoudit eventuelní kontaminaci půd těžkými kovy, je třeba znát přirozené obsahy těchto kovů. Přirozený obsah Cd v půdě se však značně mění podle matečné horniny, intenzity zvětrávání a následného transportu. Termín "přirozený obsah" musí být používán opatrně, neboť není jednoduché v některých případech rozlišit ho od umělého obohacení (CIBULKA et al., 1991).

Pro stanovení množství těžkého kovu ve vzorku půdy a posouzení jeho potenciálního účinku se používají vyluhovací postupy (extrakce). Tyto postupy nebyly do dnešní doby v jednotlivých zemích světa sjednoceny. Ve sbírce zákonů České republiky čis. 13/1994 byly stanoveny maximální přípustné koncentrace kovů ve výluzích s použitím kyseliny dusičné o koncentraci 2 mol.dm⁻³. Tato metoda udává informaci o množství maximálně uvolnitelného kovu, ale nic o obsahu jednotlivých forem. Jednotlivé druhy kovů se stanovují tzv. frakcionací,

kteřá se provádí jednorázovými nebo postupnými extrakcemi a použitím různých extrakčních činidel. Nejčastěji se rozlišují formy kovů vodorozpustných, iontově-výměnných, organicky vázaných, okludovaných na oxidy železa a manganu, frakcí definovaných sloučenin (uhličitanů, fosforečnanů, sulfidů atd.) a reziduálních frakcí (kovů vázaných ve struktuře silikátů) (DIEZ et KRAUSS, 1995).

V České republice se nachází několik oblastí vyznačujících se zvýšeným obsahem rizikových prvků v půdě až na hodnoty, kdy hrozí reálné riziko kontaminace zemědělské produkce, a tedy i ohrožení zdraví lidí. Mezi oblastmi postiženými vysokou kontaminací půdy způsobenou především důlní činností, patří Kutná Hora. Hlavním zdrojem kontaminace půd rizikovými prvky, převážně se jedná o As, Cd, Pb a Zn, je zvětrávání zbytků rudnin či hutních strusek starých hald (TLUSTOŠ et al., 2007).

Maximálně přípustné hodnoty představují mezní hodnoty prvků, při jejichž překročení vzniká riziko vstupu těchto prvků do potravního řetězce nebo představuje ohrožení dalších složek životního prostředí (BENEŠ, 1993).

RICHTROVÁ (2011) popisuje maximální přípustné hodnoty celkového obsahu kadmia, olova a zinku v půdě ČR dle Vyhlášky 13/1993 Sb. takto: **0, 4, 100, resp. 130 mg.kg⁻¹ pro lehké půdy a 1, 0, 140, resp. 200 mg.kg⁻¹ pro půdy ostatní.**

3.3.3 Kontaminované oblasti v ČR

KUŽEL (2012) označuje kontaminovanými lokalitami:

- **celé Severní Čechy** (s difúzním znečištěním, tzn. s nízkou hodnotou),
- **Kutnohorsko** (jedná se o průmyslové kontaminace - bodové znečištění),
- **okolí Velešína,**
- **okolí Strakonice,**
- **Příbramsko** (zejména říčka Litávka - v důsledku vylití této říčky došlo k protržení hráze recipientů, ve kterých byly skladovány kaly ze sléváren, a následnému vylití na pole). Právě na Příbramsku jsou

následkem toho kontaminace kolem 80, 90 nebo až 100 mg Cd.kg⁻¹ zeminy, mimo jiné také zinku a olova atd. Příbramsko je z tohoto důvodu pokusnou lokalitou pro Českou Zemědělskou Univerzitu.

Rovněž RICHTROVÁ (2011) zmiňuje oblastmi se zvýšeným výskytem kadmia:

- **Příbramsko** - z důvodu hutní a důlní činnosti v této oblasti; zvýšeným obsahem rizikových prvků v geologickém podloží, kdy se jedná o antropogenní i geogenní kontaminaci tohoto území.
- Říčka **Litávka** - jedná se o vyšší koncentrace některých nežádoucích prvků i v naplaveninách této řeky.

Obsah kadmia v zemědělských půdách ČR uvádí ZIMOVÁ (1988) v Tabulce 1.

Tabulka 1: Obsah kadmia v zemědělských půdách. Hodnoty jsou v $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ sušiny (ZIMOVÁ, 1988):

Kraj	Prům. hodnota	Min. hodnota	Max. hodnota
Praha	0,367	0,21	1,97
Středočeský	0,470	0,11	1,58
Jihočeský	0,107	0,05	0,21
Západočeský	0,294	0,03	1,32
Východočeský	0,193	0,06	0,42
Severočeský	0,573	0,27	0,92
Jihomoravský	0,281	0,01	1,20

3.4 Chování kadmia v životním prostředí

JONES et DARVIS (1981) In: CIBULKA et al. (1991) konstatují, že ačkoliv v některých ohledech chemické chování různých kovů může být podobné, neexistuje v tomto směru žádná uniformita.

Hlavní chemické a mineralogické vlastnosti půdy, které ovlivňují mobilitu prvků a jejich transport, jsou: pH, redox potenciál, kationtová výměnná kapacita, kvantita a kvalita organické hmoty, oxidů a jílových minerálů, stupeň provzdušnění půdy (ALLOWAY, 1990; TLUSTOŠ, 1999; KABATA-PENDIAS et PENDIAS, 2001) a mikrobiální aktivita (PETRANGELI et al., 2001; MÜHLBACHOVÁ et TLUSTOŠ, 2006).

Mobilita těžkých kovů je ovlivněna zadržovacími a uvolňovacími reakcemi. Ty zahrnují srážení a rozpouštění, iontovou výměnu a adsorpčně-desorpční děje. Zadržovací a uvolňovací reakce jsou ovlivňovány několika vlastnostmi půdy:

- Půdní reakcí
- Obsahem a kvalitou organické hmoty
- Minerálním složením půdy
- Činností půdních organismů
- Množstvím humusu, jílu a typu kontaminace (MAKOVNÍKOVÁ et al., 2006)

Podle RICHTERA (2004) závisejí přeměny kadmia zejména na těchto faktorech:

- S klesající hodnotou pH silně stoupá rozpustnost kadmia a jeho pohyblivost. Nejpohyblivější je při pH 4,5 - 5,5.
- V zásaditém prostředí je poměrně málo pohyblivé. Při pH nad 7,5 přestává být Cd rozpustné.
- Za přítomnosti síranů dochází k vysrážení Cd a tím ke snížení jeho rozpustnosti. Chloridové ionty zvyšují pohyblivost Cd.
- S huminovými kyselinami vytváří kadmium komplexy, které jsou však méně stabilní jako komplexy těchto kyselin s Cu a Pb

3.4.1 Vliv půdního pH

Důležitou roli při aktivitě a rozpouštění Cd má půdní pH. S rostoucí pH hodnotou klesá rozpustnost kadmia a proto je v alkalických půdách značně imobilní (BENEŠ et PABIANOVÁ, 1987; CIBUKA et al., 1991).

Koncentrace přístupných podílů je u většiny rizikových prvků nižší v půdním roztoku alkalických a neutrálních půd, než lehkých kyselých půd při stejném celkovém obsahu (WENZEL et al., 1999).

CHRISTENSEN (1989) zjistil, že v hodnotách pH od 4 do 7,7 došlo při nárůstu pH o jednotku, o zvýšení sorpce kadmia až třikrát.

BROOKS (1998) uvádí, že vyšší koncentrace Cd byly u nalezeny u rostlin na kyselých půdách oproti půdám alkalickým (pozorovanými rostlinami byl salát a řepa). U pšenice klesl vlivem vápnění obsah Cd v zrně přibližně o 5 %.

Cd je nejmobilnější při pH 4,5 - 5,5. V půdách s vyšším pH je většinou jen málo mobilní. V alkalickém prostředí se váže na povrch jílových materiálů (MAKOVNÍKOVÁ et al., 2006).

KABATA-PENDIAS et PENDIAS zmiňují, že redox potenciál a hodnota pH patří mezi nejvýznamnější faktory regulace rozpustnosti a přístupnosti rizikových prvků rostlinám. V Tabulce 2 je uveden vliv redox potenciálu a hodnoty pH na přístupnost prvků rostlinám.

Tabulka 2: Vliv půdních podmínek na přístupnost prvků (KABATA-PENDIAS et PENDIAS, 2001)

půdní podmínky	pH	Přístupnost	
		Snadná	Střední
Oxidační	<3	Cd, Zn, Co, Cu, Ni	Mn, Hg, V
oxidační	>5	Cd, Zn	Mo, Se, Sr, Te, V
oxidační (+ Fe)	>5	žádný	Cd, Zn
redukční	>5	Se, Mo, As	Cd, Zn, Cu, Mn, Pb, Sr
redukční (+H ₂ S)	>5	Žádný	Mn, Sr

Příjem Cd kořeny rostlin se zvyšuje se stoupajícím pH a je snižován obsahem alkalických kovů a kovů alkalických zemin a obsahem ostatních těžkých kovů. V půdách je však účinek pH opačný - příjem je snižován vápněním. Je to důsledek jak fyziologického působení Ca²⁺, tak i podstatně zvýšené resorpce půdními koloidy (JONES et DARVIS, 1981).

3.4.2 Zrnitostní skladba

Pohyblivost a uvolnitelnost kadmia je značně ovlivňována i charakterem a množstvím jílových nerostů. Kadmium přidané do půdy se buď adsorbuje na povrchu, nebo se absorbuje v krystalových strukturách jílových nerostů (JOHN, 1972).

V půdním profilu jsou obvykle nejvyšší koncentrace Cd v povrchových horizontech. V půdě běžně převažuje Cd ve frakci reziduální (vázaný v primárních minerálech), nicméně na kontaminovaných půdách se většina Cd nachází ve frakci Fe-Mn oxidů a také ve výměnné frakci. Vyšší sorpční kapacita je na půdách s jemnou texturou, nebo s vysokým obsahem organické hmoty či jílu (ADRIANO, 2001 In: RICHTROVÁ, 2011).

3.4.3 Organická hmota

Mimo pH má na uvolnitelnost a pohyblivost Cd vliv i množství a kvalita organické hmoty. Vazba Cd organickými látkami v půdě je relativně silná, je však menší než u Cu a ostatních kovů (BENEŠ et PABIANOVÁ, 1987). Rovněž lze předpokládat, že rozdílná adsorpce kadmia půdami závisí na chelatizační účinnosti půdní organické hmoty.

Organické látky se podílejí jak na procesech vedoucích ke snížení koncentrace prvků v roztoku nespecifickou či specifickou sorpcí, tak i na tvorbě rozpustných chelátů, které naopak chrání prvky před vysrážením (TLUSTOŠ, 1999).

Jak poznamenává BENEŠ (1994), váží se kovy většinou na organický materiál. Organická složka bývá lehká, proto má vyšší tendenci k tvorbě suspenzí než k sedimentaci. Z tohoto důvodu mohou být těžké kovy z půd také vyplavovány, přičemž za kovy, dobře z půdy vyplavitelné, považuje Cd, Zn, Cu, Cr a Ni.

MAKOVNÍKOVÁ et al. (2006) považuje za důležitou součást půdy, která výrazně ovlivňuje biologické, fyzikální a chemické vlastnosti půdy, humifikovanou organickou hmotu. Jak autorka dodává, množství humusu ovlivňuje mobilitu těžkých kovů, zejména Cd, Zn, Pb a také jejich transport do rostlin. Mobilitu nejvíce snižuje rašelina. Organická hmota v půdě má tři základní složky - huminové kyseliny, fulminové kyseliny a humin. Při imobilizaci těžkých kovů se přitom nejvíce uplatňují huminové kyseliny. Ty dále ovlivňují ještě rozklad, biopřístupnost a toxicitu těžkých kovů pro rostliny. Mimoto také dobře těžké kovy absorbují.

Huminové kyseliny fungují imobilizačně, zatímco fulvokyseliny a ostatní nízkomolekulární organické látky mohou s kovy tvořit rozpustné komplexy (WENZEL et al., 1999). TYLER et Mc BRIDE (1982) zjistili nádobovými pokusy, že přídavek huminové kyseliny vedl ke snížení aktivity kadmia v roztoku, a tím i snížení jeho příjmu rostlinami.

Huminové kyseliny jsou při neutrální a kyselé půdní reakci nerozpustné a mohou tak přispívat k zadržování rizikových prvků v půdě a snížení množství kovů v půdním roztoku. Fulvokyseliny i jejich komplexy jsou naopak rozpustné

i při kyselé půdní reakci a mohou tak přispívat k zadržování rizikových prvků, které se na ně poutají (BORŮVKA et DRÁBEK, 2002).

3.4.4 Minerální složení půdy

Biopřístupnost kovu je ovlivněna i minerálním složením půdy. Těžký kov se buď může sorbovat na nějaký pevný povrch, nebo může při interakci kovu a minerální fáze vytvořit určitou anorganickou formu kovu. Pokud je totiž kov sorbován na minerální povrch, může dojít snadno k jeho desorpci, například při změně pH. Důležitou funkci zde hraje charakter interakce s povrchem. Ionty kovů se vzhledem k jejich kladnému náboji velmi často váží na povrch jílu, které mají většinou permanentně záporný náboj. Typ vazby vzniklé mezi iontem a minerálním povrchem ovlivňuje i to, jak rychle bude sorpce probíhat a zda bude vratná (MAKOVNÍKOVÁ et al., 2006).

3.4.5 Sorpce mikroorganismy

MAKOVNÍKOVÁ et al. (2006) připisuje mikroorganismům schopnost ovlivňovat osud těžkých kovů v půdě ovlivněním jejich rozpustnosti, mobility a biodostupnosti. Mikroorganismy mohou oxidačně-redukčními reakcemi změnit oxidační číslo kovu. Kromě toho mohou také změnit pH okolí a tím ovlivnit iontový stav kovů. Změna oxidačního čísla nebo iontového stavu kovu má za následek změnu jeho rozpustnosti a tím i mobility.

3.5 Vliv kadmia na životní prostředí

Nejzávažnějším sociálně ekonomickým důsledkem znečištěného životního prostředí je poškozování zdraví obyvatelstva a škody na zemědělské produkci (CIBULKA et al., 1991).

Kadmium patří mezi nebezpečné jedy. Ve srovnání s ostatními těžkými kovy a znečišťujícími organickými látkami vykazuje toxické účinky i při velmi malých koncentracích (TICHÝ et al., 1997).

Obsah kadmia v půdě ovlivňuje významně také půdní mikroorganismy. Je známo, že zvýšená koncentrace iontů kadmia v půdním výluhu má silný inhibiční efekt na půdní mikroorganismy a vysoké dávky kadmia mohou půdní mikroflóru přímo poškozovat. Výsledkem potom může být negativní vliv na růst rostlin (omezení fixace vzdušného dusíku, brzdění mineralizace apod.) (RICHTER, 2003 [online, 2012]). Významnou ovlivnitelnost mikrobiálních společenstev v půdě a sedimentech těžkými kovy poznamenává také TICHÝ et al. (1993) a doplňuje, že mikroorganismy však mají bohaté spektrum mechanismů k toleranci.

3.5.1 Kadmium a rostlina

Kadmium, olovo a rtuť pravděpodobně nemají v metabolismu rostlin funkční postavení a řadu fyziologických a biochemických procesů ovlivňují velice negativně. Silnými fytotoxickými účinky se vyznačuje zejména Cd a Hg, relativně menší fytotoxicitou Pb (CIBULKA et al., 1991).

Kadmium je rostlinami přijímáno převážně kořeny (HAGHIRI, 1973), existuje však i mimokořenový příjem kadmia přímo a atmosféry prostřednictvím znečištěného povrchu listu (HOVMAND et al., 1983).

Kadmium má sklon být v půdách více mobilní než většina ostatních těžkých kovů a tím se stává i přístupnějším pro rostliny (CHRISTENSEN, 1984).

Stupeň tolerance rostlin a míra schopnosti tento prvek akumulovat závisí na rostlinném druhu (PAGE et al., 1972; WHITE et ROLFE (1980).

Mnoho anorganických látek, považovaných za kontaminanty prostředí, jsou fakticky důležitou živinou, která je absorbována kořenovým systémem. Mezi tyto kovy patří železo, mangan, zinek, měď, hořčík, molybden a pravděpodobně i nikl. Některé rostliny však dokáží akumulovat i takové těžké kovy, u nichž není prokázána žádná biologická funkce. Do této skupiny lze zařadit kadmium, chrom, olovo, kobalt, stříbro, selen a rtuť (GRIL et. al., 1989; RASKIN, 2000; SANDERMANN, 2004; TLUSTOŠ et al., 1997).

Nejvyšším obsahem kadmia se zpravidla vyznačují pletiva kořenů, následují listy, stonky, plody a zásobní orgány a nejnižší obsah mají semena (HAGHIRI, 1973).

Vysoké koncentrace Cd v půdním roztoku nepříznivě a nezvratně ovlivňují schopnost půdních mikroorganismů rozkládat organickou hmotu a organické polutanty. Tato inhibice je důsledkem snížení spektra bakterií a částečně též vyhubení populací bakterií. Koncentrace kadmia, při které nebyl pozorován toxický efekt, je udávána zhruba $6 \mu\text{g Cd} \cdot \text{g}^{-1}$ půdy (GUPTA et al., 1984; DADÁKOVÁ et al., 1990).

Z celkového množství kadmia v rostlinách se většina literárních údajů shoduje na 60 - 68 % záchyt kadmia v kořenech rostlin, 32 - 40 % kadmia je fixováno v ostatních částech rostliny (ROOT et al., 1975).

Vysoká retence v kořenech je zvláště žádoucí u píceň, obilovin a nekořenové zeleniny z důvodu omezení vstupu kadmia do potravního řetězce. U některých druhů rostlin jsou však uváděny nejvyšší obsahy kadmia v listech - např. tabák, což je z hygienických a komerčních hledisek velmi nežádoucí (CLARKE et BRENNAN, 1989).

Koncentrace kadmia, které je pro rostliny škodlivé, jsou velice vysoké (ve srovnání s hygienickou normou pro živočichy), protože je podobno vápníku a částečně i hořčíku, takže rostlině nijak extrémně neškodí. Škodlivé se stává až tehdy, je-li v půdě obsazeno ve vysokých dávkách, čímž obsazuje sorpční místa vápníku a hořčíku. Z výše uvedeného vyplývá, že toxicita kadmia pro rostliny je nepatrná (KOLÁŘ, 2012).

ADRIANO (2001) popisuje symptomy toxicity kadmiiem u obilovin jako Fe chlorózy, nekrózy, vadnutí, červeno-oranžové zbarvení listů a redukce listů.

CIBULKA et al. (1991) za nejčastěji uváděné symptomy fytoxicity kadmia rovněž zmiňuje chlorózy listů, dále i hnědnutí kořenových vlásků, případně špiček kořenů rostlin, červenohnědé zbarvení listové žilnatiny a výskyt fialovohnědých skvrn na listech, v extrémních případech usychání a opad listů.

3.5.2 Vliv kadmia na lidské zdraví

Cd způsobuje v tělech živočichů (a tedy i člověka) nerovnováhu hormonálního systému, čímž dojde ke snížení imunity (KOLÁŘ, 2012).

Kadmium má schopnost narušovat metabolismus některých prvků, např. železa a vápníku. Narušení metabolismu železa způsobuje rozpad červených krvinek, v případě vápníku dochází hlavně k odvápnění kostí. Dále způsobuje vysoký krevní tlak, poškození reprodukčních orgánů a ledvin. Kadmnaté ionty jsou rovněž příčinou křehnutí kostí, což může vést až ke zborcení kostního skeletu (KAFKA et PUNČOCHÁŘOVÁ, 2002).

Podle ZLÁMALÍKOVÉ (1997) způsobuje kadmium v lidském těle anémii a odvápnění zubů. Zajímavostí je placenta, která funguje jako bariéra pro Cd, takže organismus novorozeňat neobsahuje kadmium.

ALLOWAY (1990) popisuje, že koncentrace kadmia, se kterou se běžně setkáváme v životním prostředí, nezpůsobuje akutní toxicitu. Ovšem největší nebezpečí pro člověka je akumulace v játrech a ledvinách. Pro dysfunkci ledvin označuje překročení koncentrace $200 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ hmotnosti v kůře ledvin.

Rovněž BAUEROVÁ (2002) zmiňuje kritickým orgánem ve kterém se kadmium ukládá, ledviny a játra. Vstřebané kadmium je totiž krví transportováno do ledvin a jater, kde se kumuluje, přičemž vstřebatelný podíl kadmia činí v průměru 6%. Krevní hladina má pak být u nekuřáků $0,2 - 3 \text{ } \mu\text{g}/\text{dm}^3$, u kuřáků $0,2 - 5 \text{ } \mu\text{g}/\text{dm}^3$. Dále poznamenává, že závažnost působení kadmia v lidském organismu tkví v jeho dlouhém biologickém poločasu, což může být 10 - 30 let. Biologickým poločasem se označuje časový interval, za který se z organismu vyloučí polovina přijatého množství dané látky.

Za důsledek působení kadmia v lidském těle BAUEROVÁ (2002) dále uvádí jeho negativní vliv na metabolismus vápníku a tím tvorbu vitamínu D. Dále zmiňuje nekrózy a tumory pohlavních žláz, dysfunkce ledvin a poruchy kardiovaskulárního

systému. V opozici se ZLÁMALÍKOVOU (1997) ovšem uvádí, že kadmium může způsobit poškození plodu.

KAFKA et PUNČOCHÁŘOVÁ (2002) označují kadmium jako jednu z příčin vysokého krevního tlaku, dále poškozuje ledviny, reprodukční orgány, způsobuje destrukci červených krvinek a může vyvolat i rakovinu plic.

Nicméně, SCHINDELE (2001) zmiňuje, že kovy, označované za jedovaté, jsou součástí každé buňky v našem těle. Podle tohoto autora je v každé buňce zhruba 16 000 000 atomů kadmia, 23 000 000 atomů olova a skoro 11 000 000 atomů arsenu. Dodává, že všechny prvky v podobě stopových prvků váží u člověka s tělesnou hmotností 80 kg pouze 20 gramů. Ale právě přítomnost tohoto nepatrného množství má neobyčejně velký vliv na řízení tělesné teploty a na tvorbu hormonů i enzymů v našem organismu.

4 Asanace půd

Vzhledem k vysoké stabilitě rizikových prvků v životním prostředí je nutno řešit problém, jak vyčistit půdu kontaminovanou rizikovými prvky (McGRATH et al., 2011).

Proces odstraňování polutantů z prostředí se nazývá remediace. Remediační metody mohou být charakteru fyzikálního, chemického a biologického (ISKANDAR et ADRIANO, 1997).

TERRY et BANUELOS (2000) rozdělují metody asanace na in situ (prováděné v místě kontaminace) a ex-situ (po odtěžení a převozu kontaminované zeminy na jiné místo).

4.1 Techniky ex-situ

Pod pojem ex-situ dekontaminačních technik spadá řada různých technik VAN DEN LEUR (1990) uvádí techniky tyto:

- Termální procesy - kov je z půdy odstraňován unikajícím plynem za použití vysoké teploty v peci - vhodné ale jen pro Hg;
- Fázová separace - těžké kovy jsou z půdy odstraňovány s malými částicemi jílu. Mohou být také využity gravimetrické metody, flotace, magnetické vlastnosti - tato metoda je vhodná pro všechny kovy;
- Biologické uvolňování za použití mikroorganismů ovlivňujících cyklus síry - používají se určité druhy mikroorganismů, které využívají sulfidy kovů jako zdroj energie - vhodné pro kovy vyskytující se ve sloučeninách se sírou s výjimkou Pb;
- Kyselinová extrakce - půda je míchána s minerálními nebo organickými kyselinami. Po extrakci přichází vodní separace, kovy jsou odstraněny z extraktantu a tan může být znovu použit - vhodné pro kovy tvořící kationty ve vodním prostředí (tj. Cd, Zn, Ni, Cu, Pb);
- Alkalická extrakce - stejný princip jako u kyselinové extrakce, rozdíl je pouze v použití alkalického činidla - vhodná pro kovy tvořící anionty;
- Chelatační procesy - rovněž stejný princip jako u kyselinové a tedy i alkalické extrakce. Extraktant je tvořen cheláty nebo komplexotvornými sloučeninami. Tato metoda je sice dražší, zato však účinnější, a je vhodná pro všechny kovy.

Pozn.: tyto - a jiné - dekontaminační techniky netýkající se fytořemediace již dále záměrně neuvádím dopodrobna, abych neodváděl pozornost od podstaty hlavní myšlenky práce.

4.2 Vegetativní asanace

Fytoremediace je vysoce inovativní technologie, ačkoliv mnohdy využívá postupy velmi dlouho známé. Název používaný od roku 1991 zahrnuje široké spektrum postupů, při nichž dochází s pomocí rostlin k odstranění toxických látek nebo se zabráni jejich šíření. Jedná se tedy o využití nejrůznějších rostlinných druhů při degradaci, extrakci či imobilizaci látek kontaminujících půdu či vodu, v posledních letech je zkoumána i možnost čištění vzduchu (MACKOVÁ et MACEK, 2005).

Provádějí se v místě kontaminace (in situ) nebo po odtěžení a převozu kontaminované zeminy na jiné místo (ex situ). Dle cíle se dělí na metody stabilizační neboli imobilizační (cílem je omezení nebezpečnosti v prostředí fixací nebo oxidací) a dekontaminační (cílem je odstranění kontaminantu nebo jeho rozklad) (TERRY et BANUELOS, 2000 - WISE et al., 2000 In: RICHTROVÁ, 2011).

CUNNINGHAM et DAVID (1996) označují teorii vegetativní asanace, tedy fytoremediace, za velice jednoduchou. Použitím zemědělských technik se upraví chemické a fyzikální vlastnosti půdy tak, aby byly vhodné pro pěstování rostlin. Poté je plocha osázena rostlinami, které následně absorbují či degradují kontaminanty. Efekt fytoremediace je maximalizován hnojením, závlahou a způsobem pěstování. Několikaletým růstem rostlin je dosaženo cíle, toxická látka je z půdy odstraněna nebo se změní její fyzikální a chemické vlastnosti tak, že již neohrožuje zdraví člověka, ani životní prostředí.

Jak doplňuje MALIŠOVÁ et MESTEK (2009) In: KOLÁŘOVÁ (2009), proces fytoremediace je popsán jako odstranění kovů z půdy, jejich transport do kořenů, stonků a listů. Rostliny jsou následně sklizeny a odstraněny, plocha opět osázená dalšími rostlinami. Tento proces se opakuje do té doby, než se koncentrace kovů v půdě sníží na přijatelnou hladinu. HAASE (1988) In: ŠPERL (1999) zmiňuje vlastnost rostlin přijímat a akumulovat kovy v biomase. Tato vlastnost negativně ovlivňuje produkci potravin na kontaminovaných plochách, nicméně může být využita při odstraňování těžkých kovů z půdy.

Rostliny lze využít jak u vysoce kontaminovaných ploch, tak i v mírně kontaminovaných oblastech či k dočištění po použití jiných postupů (CUNNINGHAM et al, 1995; CUNNINGHAM et OW, 1996).

ŠPERL (1999) dále uvádí, že metody bioremediace jsou založeny na jednoduchém poznatku, že některé druhy bakterií, hub, řas a rostlin mají schopnost koncentrovat významnější množství některých toxických anorganických látek.

Je třeba správně odlišit pojem fytořemediace a bioremediace, kdy fytořemediace je proces týkající se pouze rostlin; bioremediace se týká rostlin a mikroorganismů (KUŽEL, 2012).

Rostliny také vylučují exudáty stimulující bakteriální transformaci (BERTIN et al., 2003) a podporují využití organického uhlíku v kořenové oblasti. Navíc rychlý rozpad kořenových zbytků vede k důležitému obohacení půdy o jednoduché organické sloučeniny (aminokyseliny, cukry atd.) (DONELY et FLETCHER, 1994).

KRÄMER (2005) vyzdvihává tyto metody kvůli jejich šetrnosti k životnímu prostředí, relativní finanční nenáročnosti, in situ dekontaminaci (s čímž souvisí zamezení přebytečné dopravy), a pravděpodobnému souhlasu veřejnosti. RASKIN et ENSLEY (2000); MULLIGAN et al. (2001) a ROBINSON et al. (2003) In: RICHTROVÁ (2011) však těmto metodám připisují i svá omezení, jakými je časová náročnost a limitování hloubkou prokořenění.

LÁBUSOVÁ (2010) rozděluje fytořemediační techniky takto:

- Fytoextrakce
- Fytostabilizace
- Fytovolatilizace
- Rhizofiltrace

Volba metody remediacce je závislá na typu znečištění a na prvku (kontaminantu). Existují takové typy znečištění, kdy je cílem zvýšit mobilitu rizikového prvku v půdním roztoku kvůli následnému odčerpávání rostlinou, anebo metody, kdy je potřeba mobilitu naopak snížit (např. použitím ireversibilního sorbentu na bázi huminových kyselin, vyvazující kadmium z půdního roztoku). Obecně řečeno, kadmium v půdním roztoku lze buďto:

- I. zmobilizovat a následně odčerpat rostlinami...ovšem s možností úniku rizikových prvků do spodních vod;

nebo

- II. zachytit v půdě a z půdního roztoku převést do formy nepřijatelné pro rostliny (tzn. navázáním na umělé kyseliny)...ovšem s možností nepředvídatelného uvolnění rizikového prvku do půdního roztoku. Konkrétně tato situace může nastat např. při navázání kadmia na síru, následkem čehož dojde ke změně pH půdy, potažmo namnožením organismů, které spotřebovávají síru a rozloží tak sorbent, čímž dojde přirozeně k uvolnění kadmia do půdního roztoku a bude naopak ve zvýšené produkci, protože se uvolní všechno najednou (KUŽEL, 2012).

4.2.1 Fytoextrakce

Tato metoda je založena na absorpci kovů kořeny s následnou akumulací v nadzemní části rostliny. Poté následuje sklizeň rostlin. Existují dvě strategie fytoextrakce - přirozená a indukovaná. U přirozené fytoextrakce dochází ke kontinuální akumulaci kovu v rostlině. Rostlina je schopna přirozeně přijmout kov svými kořeny s následnou akumulací. Rostlina musí být také schopna tolerovat jeho vysokou koncentraci. Při indukované fytoextrakci je do půdy přidáno aditivum, které zvýší rozpustnou nebo mobilitu kovu, takže ho rostliny mohou přijímat snadněji. Pro zvýšení účinku fytoextrakce se většinou do půdy přidávají syntetické chelátory, např. kyselina ethylendiamintetraoctová (SALT et al., 1998 In: LÁBUSOVÁ, 2010).

Procesy bioakumulace Cd, Pb a Hg závisí na faktorech vnějšího prostředí, a to na koncentraci kumulovaného iontu v prostředí a jeho formě, hodnotě pH prostředí, interakci s dalšími prvky, obsahu organických a dalších komplexotvorných látek, teplotě a jiných faktorech (CIBULKA et al., 1991).

Těžké kovy patří mezi abiogenní prvky, které se mohou v rostlinách hromadit často i ve značných koncentracích (CIBULKA et al., 1991).

4.2.1.1 Příjem těžkých kovů rostlinou

Přijatelnost těžkých kovů rostlinami rostoucími na půdě se zvýšeným obsahem těchto látek je ovlivněna následujícími faktory: druhem a obsahem těžkého kovu v půdě, pH, kationtovou výměnnou kapacitou, redox potenciálem, obsahem organického uhlíku, povětrnostními vlivy (množství srážek), preferenční schopností rostlin (druh rostliny, odrůdy) a druhem půdy. Pro mnoho rostlin množství kovů přijímané z půdy není toxické, toxicita kovů se projeví až ve vyšších úrovních potravního řetězce. Zda se projeví toxicita kovů u zvířat a lidí, závisí na jejich koncentraci ve tkáních a zda se jedná o kov esenciální nebo neesenciální pro buněčné funkce (DIEZ et KRAUSS 1995; CIBULKA, 1991 In: KOLÁŘOVÁ, 2009).

Jak popisuje SOUDEK (2008) In: KOLÁŘOVÁ (2009), potřebují rostliny k dokončení životního cyklu nejen makronutrienty (N, P, K, S, Ca a Mg), ale také esenciální makronutrienty jako jsou Fe, Zn, Mn, Ni, Cu a Mo. Obecně lze říci, že mechanismus příjmu je selektivní, rostliny upřednostňují příjem některých iontů před jinými. Rostliny neakumulují pouze vysoké hladiny esenciálních mikronutrientů, ale také absorbují významná množství neesenciálních kovů, jako je např. Cd.

Rostliny přijímají ze svého prostředí živiny, tzn. různé kovy a stopové prvky (např. fosfor). Mechanismus příjmu těchto látek umožňuje rostlinám současně přijímat toxické kovy a akumulovat je ve svých tkáních. Kovy jsou většinou, po vazbě k různým sloučeninám snižujícím jejich toxicitu a umožňujícím jejich transport, ukládány ve vakuolách ve formě ligninu (VVFŽP, 2006 [online, 2012]).

4.2.1.2 Využití hyperakumulátorů

Pro úspěch fytoextrakce je zapotřebí, aby rostlina měla rychlý přírůstek biomasy a dokázala akumulovat velké množství kovu v nadzemních orgánech. Proto se při této metodě dobře uplatňují hyperakumulující rostliny. Hyperakumulátory, používané při polních pokusech, pocházejí nejčastěji z čeledi **brukvovitých** (*Brassicaceae*), **hvězdicovitých** (*Asteraceae*), **zimostrázovitých** (*Buxaceae*).

Využití hyperakumulátorů v remediaci je limitováno jejich povětšinou malou produkcí biomasy a pomalým růstem. Proto je snaha o přenos "hyperakumulujících" vlastností do zemědělsky využívaných rostlin, např. **brukve sítinovitě** (*Brassica juncea*) nebo **kukuřice seté** (*Zea mays*), které se snadno pěstují a mají vysoký přírůstek biomasy (EPA, 2000; CUNNINGHAM et al, 1996, b In: LÁBUSOVÁ, 2010).

ŠPERL (1999) zmiňuje, že je využíváno rostlin (tzv. hyperakumulátorů) schopných přijmout velké množství kovů - Cd, Zn, Pb, Cu, Ni atd. Za takové rostliny rostoucí v našem klimatu označuje **křídlatku sachalinskou** (viz Obr. 1), **penízek**, **šťovík**, **tařici**, **kopřivu**, dále **merlík**, **konopí**, **orobinec**, **rákos**, **vrbu a topol**.



Obr. 1 Křídlatka sachalinská

Zdroj: MENDELU [online, 2012]

Z dřevin jsou to **vrba** (*Salix*), **topol** (*Populus*) a **bříza** (*Betula*) (JAKL, 2011). Z hlediska příjmu kovů a potenciálního využití k fytoremediacím půd byly zejména zkoušeny různé druhy a kříženci rodu *Salix* (DOS SANTOZ UTMAZIAN et al., 2007 In: JAKL, 2001). TLUSTOŠ et al. (2007, b) upřesňuje, že výhodným druhem pro potenciální fytoremediální využití je vrba Smithova - přirozený hybrid vrby košíkářské a vrby jívy.

FAJTL (1993) zmiňuje výzkumy ERNSTa (1992), které prokázaly, že hodnoty příjmů, zjištěné v reálných podmínkách, jsou nižší a dosahují efektu vyčištění půdy až ve velmi dlouhých časových horizontech - několik desetiletí až staletí. To celé FAJTL (1993) zakončuje zajímavou připomínkou CANARUTTOVY (1993) studie uvažující s možnou dekontaminací znečištěných půd kadmíem pomocí vojtěšky seté, která nemá hyperakumulační schopnost

pro příjem těžkých kovů z půdního roztoku. Vysoká tvorba biomasy však přes relativně nízký příjem kadmia vede k dostatečnému odběru kovu z půdy.

BROOKS (1998) pod pojmem hyperakumulační rostliny označuje ty rostliny, které v sušině pletiv obsahují více než 100 mg Cd.mg⁻¹.

MILNER et KOCHIAN (2008) In: JAKL (2001) popisuje, že jedním z doposud nejlépe prostudovaných hyperakumulátorů Cd a Zn (Ni) je **penízek modravý** (*Thlaspi caerulescens* J. & C. Presl), viz Obr. 2. Tato rostlina patří do čeledi brukvovitých (Brassicaceae), která čítá dalším 87 prokázaných nebo potencionálních rodů akumulujících těžké kovy.



Obr. 2 Penízek modravý

Zdroj: BOTANY.CZ [online, 2012]

PAPOYAN et al. (2007) In: JAKL (2011) popsal zajímavé zjištění, že roste-li penízek modravý v prostředí s vysokými koncentracemi Zn, stává se více tolerantní vůči Cd a akumuluje ho s větší intenzitou. Dle autora platí tato relace i opačně,

tedy pokud penízek modravý roste v prostředí s vysokou koncentrací Cd, zvyšuje se i jeho příjem Zn.

ASSUNCAO et al. (2003); MILNER et KOCHIAN (2008) zmiňují existenci ekotypů penízků, které jsou schopné akumulovat 30 000 mg.kg⁻¹ Zn a 10 000 mg.kg⁻¹ Cd do nadzemní biomasy a doplňují, že tato čísla by z penízku činila velmi slibnou rostlinu pro účinnou fytoremediaci kontaminovaných půd, což je však vzhledem k jeho pomalému růstu a celkovému malému vzrůstu poněkud problematické.

Závěrem

Úspěšnost fytoextrakce závisí na vysoké koncentraci cílového prvku v rostlinné biomase, především v její nadzemní části, a na produkci poměrně velkého množství biomasy. V současné době existují dvě základní možnosti fytoextrakční strategie:

1. užití hyperakumulačních rostlin jako penízek modravý *Thlaspi caerulescens*, které mají nízkou produkci biomasy, což však kompenzují značnou koncentrací rizikových prvků v nadzemní biomase, nicméně jsou specifické pro jeden či dva prvky;
2. užití rostlin, které obsahují nízké až střední koncentrace těchto prvků, což však kompenzují značnou biomasou. U těchto rostlin je většinou třeba nejdříve zvýšit přístupnost prvků přidáním chelatačních sloučenin (např. EDTA) (KELLER et al., 2003 In: RICHTROVÁ, 2011).

4.2.1.3 Ovlivnění příjmu kadmia rostlinou

BAKER et al. (1991); CARILLO et CAJUSTE (1992); DAVIES (1992); ERIKSSON (1988); ERIKSSON (1989); HIRSCH et BALIN (1990); SMILDE et al. (1992) In: FAJTL (1993) popisují, že příjem lze ovlivnit okyselením půdy, kdy výsledkem je zvýšená mobilita kadmia, které tak přechází do půdního roztoku, odkud je rostlinou přijímáno.

Z poznatku ovlivnění mobility kadmia okyselením půdy vycházejí též ALLOWAY et JACKSON (1991); KUŽEL et al. (1994); MERRINGTON

et ALLOWAY (1994); TICHÝ et al. (1996) In: FAJTL (1993). I podle těchto autorů lze do půdy aplikovat kyselé komponenty snižující pH.

CÍGLER et al. (1997) k tomuto poznamenává, že pro naše půdy je z hlediska kontaminace kadmíem typické difúzní znečištění, které je charakterizováno relativně nízkou koncentrací polutantu a rozlehlostí kontaminovaných ploch. Proto jsou zde čisticí techniky nepoužitelné a jedinou možností je naopak omezení mobility kadmia v půdním roztoku.

Vliv typu půdy na mobilitu a tím i toxicitu kadmia v půdním roztoku doplňuje též KOLÁŘ (2012). -Všechny naše genetické půdní typy jsou ve většině kambizemě (kyselý půdotvorný substrát), proto u nás převažují fulvokyseliny nad kyselinami huminovými. Oproti tomu např. v Holandsku obsahují půdy huminové kyseliny - z tohoto důvodu se můžeme i u slabě znečištěných půd v ČR (co do obsahu kadmia na kilogram půdy ve srovnání s Holandskem) setkat se zcela jiným důsledkem, tedy přestupem tohoto kovu do pěstované plodiny

JONES et DARVIS (1981) In: CIBULKA et al. (1991) (konstatují, že ačkoliv v některých ohledech chemické chování rizikových prvků může být podobné, neexistuje v tomto směru žádná uniformita. V Tabulce 3 je znázorněna závislost na rostlinném druhu a míře jeho schopnosti akumulovat kadmium.

Tabulka 3: Obsah kadmia v rostlinných produktech v sušině rostlinné hmoty v $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (WEIGERT et al., 1984)

Produkt	Aritmetický průměr
Kořenová zelenina	0,675
Ostatní ovoce	0,080
Pšenice	0,056
Listová zelenina (kromě špenátu)	0,052
Brambory	0,047
Plodová zelenina	0,040
Rýže	0,025
Naťová zelenina	0,015
Žito	0,015
Jádrové ovoce	0,011
Citrusy	0,009
Peckoviny	0,008
Bobuloviny	0,008

KUBOI et al. (1987) rozděluje rostliny do tří skupin, v závislosti na jejich schopnosti přijímat kadmium z půdy:

1. S nízkou akumulací: Leguminózy (Fabaceae)
2. Se střední akumulací: Grammae, Liliaceae, Cucurbitaceae
3. S vysokou akumulací: Chenopodiaceae, Solanaceae

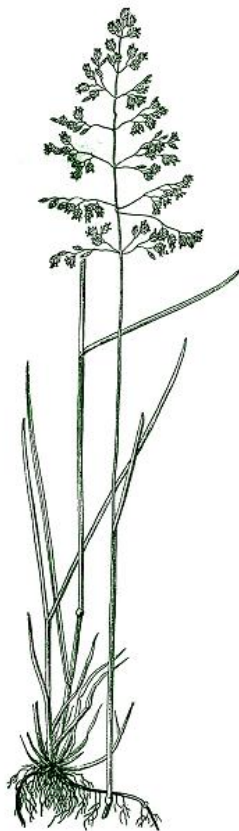
4.2.2 Fytostabilizace

Fytostabilizací označují BERTI et CUNNINGHAM In: ŠPERL (1999) redukcí přístupnosti kovů a maximalizací růstu rostlin, přičemž jde o lacinou in-situ metodu. Rostliny za přídavku hnojiv, vápence, organického materiálu či vedlejších průmyslových produktů působí jako prevence proti vyplavování kovů z půdy nebo ho redukuje. Půdní organický potenciál může snížit přístupnost kovů a tvořit s nimi takové sloučeniny, u kterých nehrozí vyplavování. Nejdůležitější funkcí rostlinného pokryvu je minimalizace erozního působení na půdu a redukce kolísání hladiny spodní vody v půdě. LÁBUSOVÁ (2010) k otázce fytostabilizace doplňuje, že se jedná o způsob využívající určité rostlinné druhy k imobilizaci kovů v půdě a vodě. Kov tedy nadále zůstává v půdě, ale jeho škodlivý vliv na prostředí je redukován. Zmiňuje dále, že rostliny využívané ve fytostabilizaci by měly být vysoce tolerantní k vysokým hladinám kovu v prostředí. Uplatnění zde nacházejí trávy, které mají svazčité kořeny vhodné pro kontrolu eroze. Příkladem může být **košťava červená** (*Festuca rubra*), viz Obr. 3 nebo **psineček tenký** (*Agrostis tenuis*), viz. Obr. 4. Dále se využívají hojně **topoly** (*Populus spp.*) díky jejich vysoké toleranci ke kovům (EPA, 2000).



Obr. 3 Kostřava červená

Zdroj: BIOLIB [online, 2012]



Obr. 4 Psineček tenký

Zdroj: RECEPTÁŘ [online, 2012]

Fytostabilizace je vhodná metoda pro dekontaminaci velkých ploch s relativně imobilními kovy. Lepší výsledky jsou u půd s hrubší texturou a vyšším obsahem organického materiálu. Je to velmi levná a šetrná metoda remediacce. Využívá se zejména k finální úpravě ploch, kde byly k odstranění znečištění použity jiné sanační metody (CUNNINGHAM et al., 1996 In: LÁBUSOVÁ, 2010).

4.2.3 Fytovolatilizace

Fytovolatilizaci popisuje SALT et al. (1998) jako metodu založenou na schopnosti některých rostlin přeměnit kov do těkavé formy, která může být méně nebo i více toxická. Tyto těkavé formy kovu následně rostliny v procesu transpirace uvolní do atmosféry. Zatím není mnoho známo o tom, jak rostliny přeměňují kovy na těkavou formu, ale velmi pravděpodobně zde hrají nezastupitelnou roli bakterie a houby, asociované s kořeny rostlin. Autor dále zmiňuje, že touto metodou může být odstraněn arsen, rtuť nebo selen, které existují právě i jako těkavé hydridy nebo methyl deriváty. Při fytovolatilizaci se nemusí rostlinný materiál sklízet a není potřeba rostlin s velkou biomasou. Další výhodou je minimální narušení ekosystému kontaminované plochy.

Použití je nicméně kontroverzní, protože nedochází k odstranění kontaminace, ale pouze k přesunu kontaminace z půdy do ovzduší (SALT et al., 1998).

ZAYED et al. (2000) jmenuje z rostlin, využívaných k fytovolatilizaci kozinec blanitý (*Astragalus racemosus*), dále vojtěšku setou (*Medicago sativa*), brukev sítinovitou (*Brassica juncea*) a brukev řepka olejku (*Brassica napus*). /Pozn.: uvedené rostliny volatilizují selen/

4.2.4 Rhizofiltrace

Rhizofiltrace využívá adsorpci a absorpci kořenového systému k vyčištění povrchových i podzemních znečištěných vod. Na rozdíl od fytoextrakce jsou cílovou částí akumulace kontaminantu kořeny. Metoda je zejména vhodná k odstranění nízkých koncentrací kovů z velkých objemů vody (LÁBUSOVÁ, 2010).

DUSCHENKOV et al. (1995) zmiňuje, že rostliny pro rhizofiltraci by měly mít rozsáhlý kořenový systém a měly by být schopné akumulovat kov především v kořenech. Nejúčinnějšími rostlinami pro rhizofiltraci se ukázaly být **slunečnice roční** (*Helianthus annuus*), viz. Obr. 5, a **brukev sítinovitá** (*Brassica juncea*), viz. Obr. 6, pro svůj bohatý kořenový systém a vysokou rychlost růstu. Podle autora nacházejí využití i vodní rostliny, ale jejich nevýhodou je malý vzrůst. Nicméně,

uplatňuje se **vodní hyacint** (*Eichhornia crassipes*), **okřehek menší** (*Lemna minor*), **stolístek klasnatý** (*Myriophyllum spicatum*) či **vodní** (*Myriophyllum aquaticum*).



Obr. 5 Slunečnice roční

Zdroj:BIOLIB [online, 2012]



Obr. 6 Brukev sítinovitá

Zdroj:BIOLIB [online, 2012]

4.2.5 Likvidace biomasy

Je třeba dobře uvážit, co udělat dále se sklizenými rostlinami. Nejčastěji se sklizené rostliny spalují, přičemž vznikne malé množství popela, který se pak kontrolovaným způsobem ukládá. Spalování musí probíhat za přísných podmínek, aby se škodliviny nedostaly zpět do prostředí. Dnes je velmi populární myšlenka využití rostlin při získávání kovů zejména vzácných prvků. Této metodě se říká fytofíming (fytodobývání) (CUNNINGHAM et al., 1996 b In: LÁBUSOVÁ, 2010).

KOLÁŘ (2012) poznamenává, že při spalování biomasy dochází k uvolnění kadmia ve formě aerosolu. Při spalovací teplotě kadmium vytváří páry, které se rozptylují do velice nebezpečné formy, kterou je tzv. "vdechovatelný podíl popílku". Tato forma jsou v podstatě natolik nepatrné částičky, že ve vzduchu nikdy nesedimentují (gravitační síla je není schopna stáhnout k zemi). Z tohoto důvodu je nutno biomasu spalovat ve speciální spalovně (taková zařízení jsou v České republice tři). Zmíněné spalovny jsou vybaveny tzv. mokrým praním.

Jinak řeší situaci japonští vědci. -Ti plánují v okolí jaderné elektrárny Fukušima 1, kde došlo k masivnímu úniku radioaktivity, vysázet lán slunečnic (v tomto případě se však jedná o akumulování cesia). Spálením slunečnic by se však cesium dostalo zpět do ovzduší. Květiny proto budou rozloženy hypertermofilními bakteriemi na méně nebezpečný kompost, který bude obsahovat jen jedno procento původní hmoty květin. Tím by se mělo redukovat i množství radioaktivní látky v rostlinách (NOVINKY.CZ, 2011 [online, 2012]).

5 Závěr

Aby fytoextrakce mohla být označena za účinný způsob dekontaminace, muselo by se odstranit 200 - 1000g kovu z 1 ha kontaminované půdy za rok v dvacetileté periodě. Finanční náklady fytoextrakce jsou velice variabilní, záleží na typu kovu, půdních vlastnostech a množství materiálu, který je odstraňován (CUNNINGHAM et al., 1996 b In: LÁBUSOVÁ, 1996).

Fytoremediace je populární, neboť lze předpokládat, že při praktických aplikacích bude mnohem cenově přístupnější než ostatní postupy. Má také velkou výhodu v tom, že esteticky obohacuje případně zdevastovanou krajinu. Za hlavní nevýhodu můžeme označit relativně dlouhou dobu potřebnou pro vyčištění kontaminované oblasti. Vzhledem k vysokým cenám spojeným s využitím klasických fyzikálních či chemických metod se biologické metody již zařadily mezi přijaté postupy (MACKOVÁ, 2005).

MACEK et MACKOVÁ (2005) uvádějí výhody a nevýhody fytoremediace.

1. **Výhody:**

- dochází až k mineralizaci organických sloučenin
- je vhodná pro různé typy kontaminantů
- nízké náklady
- energie je získávána ze slunečního záření
- minimálně poškozuje okolí
- estetický přínos
- je dobře přijímána veřejností

2. **Nevýhody:**

- je pomalejší než běžné fyzikálně-chemické metody
- je možné negativní ovlivnění průběhu dekontaminace změnou životních podmínek (voda, živiny)
- u biologických metod nedochází ke 100% odstranění polutantů

Nevýhodou hyperakumulujících rostlin, která v řadě případů téměř vylučuje jejich použití při fytoremediaci, je malá schopnost růstu a tvorby biomasy (např. *Thlaspi rotundifolium* akumulující 8200mg Pb/kg sušiny má velmi nízký

přírůstek 50mg sušiny za pět měsíců). Další nevýhodou hyperakumulujících rostlin je pak specifická schopnost akumulace pouze určitého prvku (BANUELOS et al., 2002).

SALT et al. (1998), In: LÁBUSOVÁ, 2010 odhaduje, že fytoextrakce z jednoho akru půdy do hloubky 50 cm by stála \$ 60.000 - 100.000, ve srovnání odvoz půdy z kontaminované plochy stojí \$ 400.000. Pozn.: takto vytěženou zeminu je třeba odvézt, vyčistit v reaktoru (ex situ), následně přivézt zpět. Taková zemina je už jen minerální matrice, tzn. použitelná již jen jako materiál pro stavbu dálnice, letiště apod. (KUŽEL, 2012).

MACKOVÁ et MACEK, 2005 porovnávají náklady různých remediačních postupů v Tabulce 2 (v případě fytoremediace se jedná o travní porost).

Tabulka 2: Porovnání nákladů různých remediačních postupů (MACKOVÁ et MACEK, 2005)

Použitá metoda	Náklady \$/t
Fytoremediace	10-35
In situ bioremediace	50-150
Venting	20-220
Thermální desorpce	120-300
Vymývání půdy	80-200
Solidifikace, stabilizace	240-340
Extrakce rozpouštědly	360-440
Incineration	200-1500

Velikou nákladnost standardních technik, používaných pro odstranění kadmia z půdy, zmiňuje též FAJTL (1993). Podle něj jsou standardní techniky navíc složité a jedná se o extrémní podmínky, jako přídavek vysoce molárních minerálních kyselin nebo vysokou teplotu. Proto shrnuje, že tyto techniky nemohou být aplikovány na velké kontaminované půdní celky.

5.1 Použité zdroje

ADRIANO, D. C.: Trace elements in Terrestrial Environments. Biochemistry, bioavailability and risks of metals. ISBN: 978-0387986782, 2001

ALLOWAY, B. J.: Heavy Metals in Soils. Blackie and Son Ltd., Glasgow in London, 1990

ALLOWAY, B. J., JACKSON, A. P.: The behaviour of heavy metals in sewage sludge-amended soils, 1991

ASSUNCAO, A. G. L., L. SCHAT, H., AARTS, M. G. M.: *Thlaspi caerulescens*, an attractive model species to study heavy metal hyperaccumulation in plants. New Phytologist, 2003, roč. 159

BAKER, A. J. M., REEVES, R. D., McGRATH, S. P.: In situ decontamination of heavy metal polluted soils using crops of metal-accumulating plants-A feasibility study. In Situ Bioremediation, R. E. Hinchee, R. F. Offenbach (eds.), Butterworth-Heinemann, Boston, 1991

BAKER, A. J. M., McGRATH, S. P., SIDOLI, C. REEVES, R. D.: The potential for the use of metal-accumulating plants for the in situ decontamination of metal-polluted soils. Proc. Int. Symp 'Soil decontamination Using Biological Processes', 1992

BANUELOS, G. S., CARDON, G. E. PHENE, C. J. WU, L., AKOHOUE, S.: Soil boron and selenium removal by 3 plant species. Plant and Soil, 1993

BANUELOS, G. S., LIN Z. G., TERRY, N.: Phytoremediation of selenium-contaminated soils and waters: Fundamentals and future prospects, 2002

BAUEROVÁ, J. 2002: Těžké kovy v životním prostředí a jejich vliv na lidský organismus [citováno 9. 2. 2012]. Dostupné z WWW: <<http://hygiena.gastronews.cz/tezke-kovy-v-zivotnim-prostredi-a-jejich-vliv-na-lidsky-organismus>>

BERTHELSEN, B. O., ARDAL, L., STEINNES, E., ABRAHAMSEN, G., STUANES, A. O.: Mobility of heavy metals in pine forest soils influenced by experimental acidification, 1994

BENCKO, V., CIKRT, M., LENERT, J.: Toxické kovy v životním prostředí a pracovním prostředí člověka. 2. přepracované a doplněné vydání, Praha 1995

BENEŠ, S.: Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí, Praha, Agrospoj, 1993

BENEŠ, S.: Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí II. část, Praha, Ministerstvo zemědělství České republiky, 1994

BENEŠ, S., PABIANOVÁ J., Přirozené obsahy, distribuce a klasifikace prvků v půdách, Vysoká škola zemědělská, Fakulta agronomická, katedra půdoznalství, Praha 1986

BERTI, W. R., CUNNINGHAM, S. D.: Remediating soil lead with green plants, by Du Pont Co., USA

BORŮVKA, L., DRÁBEK, O.: Rozdělení těžkých kovů mezi frakcemi humusu v silně kontaminované půdě. Sborník přednášek "Mikroelementy 2002", Nová Rabyň 2002

BIOLIB [citováno 8. 4. 2012]. Dostupné z WWW: <http://www.google.cz/imgres?q=kost%C5%99ava+%C4%8Derven%C3%A1&um=1&hl=cs&client=firefox-a&sa=N&rls=org.mozilla:cs:official&biw=1366&bih=638&tbm=isch&tbnid=wLBN OXqy8yUFHM:&imgrefurl=http://www.biolib.cz/cz/image/id31779/&docid=oLL1NszaFAKMXM&imgurl=http://www.biolib.cz/IMG/GAL/31779.jpg&w=357&h=499&ei=_6uET_vWHs3MtAbGp73uBg&zoom=1&iact=hc&vpx=312&vpy=153&dur=153&hovh=266&hovw=190&tx=116&ty=157&sig=117915278709021562306&page=1&tbnh=141&tbnw=100&start=0&ndsp=23&ved=1t:429,r:1,s:0,i:82>

BOTANY.CZ [citováno 5. 4. 2012]. Dostupné z WWW: <<http://botany.cz/cs/thlaspi-caerulescens/>>

- BRADL, H. B.: Heavy metals in the environment, London, 2005
- BROOKS, R. R.: Plants that hyperaccumulate heavy metals. ISBN: 978-0851992365, 1998
- BRUMMER, G. W.; GERTH, J.; HERMS, U.: Heavy metal species, mobility and availability in soils, 1986
- CANARUTTO, S.: Decontamination of heavy metal-contaminated soil by the growth of medicago sativa L.: Laboratory trials, 1993
- CARILLO, R. G., CAJUSTE, L. J.: Heavy metals in soils and Oalfaalfa (Medicago sativa L.) irrigated with three sources of wastewater. J. environ. Sci. Health, 1992
- CIBULKA, J.; DOMAŽLICKÁ, E.; KOZÁK, J.; KUBIZŇÁKOVÁ, J.; MADER, P.; MACHÁLEK, E.; MAŇKOVSKÁ, B.; MUSIL, J.; PAŘÍZEK, J.; PÍŠA, J.; POHUNKOVÁ, H.; REISNEROVÁ.; SVOBODOVÁ, Z.: Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře, Praha 1991
- CÍGLER, P., KUŽEL, S., KOLÁŘ, L., LEDVINA, R.: Sorbent s inkorporovanou sulfidickou sírou pro imobilizaci kadmia v roztoku. Rostlinná výroba, 1997
- CLARKE, B. B., BRENNAN, E.: Differential cadmium accumulation and phytotoxicity in sixteen tobacco cultivars, 1989
- CUNNINGHAM, S. D., BERTI W. R., HUANG, J. W.: Phytoremediation of contaminated soils. TIBTECH, 1995
- CUNNINGHAM, S. D., DAVID, W. O.: Promises and Prospect of Phytoremediation, Plant Phisiol., 1996
- CUNNINGHAM, S. D., HUANG, J. W., CHEN, J., BERTI, W. R.: Phytoremediation of contaminated soils: Process and promise. Abstract of Papers of the American Chemical Society, 1996, b
- CUNNINGHAM, S. D., OW, D. W.: Promises and prospects of phytoremediation. Plant Physiol, 1996

ČERNÁ, A., LAMSER, Z., NOVÝ, O.: Co stojí péče o životní prostředí. Nakladatelství Svoboda, Edice ekonomie a společnost, Praha 1987

DAVIES, B. E.: Inter-relationship between soil properties and the uptake of cadmium, copper, lead and zinc from contaminated soils by radish (*Raphanus sativus* L. *Wat. Air Soil Pollut.*, 1992

DIEZ, Th., KRAUSS, M.: Příjem těžkých kovů plodinami z různě kontaminovaných půd, 1995

DADÁKOVÁ, E., ŘÍHA, V.: Vliv kyselých srážek a těžkých kovů na mikrobiální aktivity v prostředí. Konference ČSVTS, Těžké kovy v životním prostředí, České Budějovice, 1990

DOONELY, P. K., FLETCHER, J. S.: Potential use of mycorrhizal fungi as bioremediation agents. In: Anderson, T. A., COATS, J. R., eds, *Bioremediation Through Rhizosphere Technology*, ASC Symposium Series No. 563, American Chemical Society, 1994

DOS SANTOZ UTMAZIAN, M. N., WIESHAMMER, G., VEGA, R., WENZEL, W. W.: Hydroponic screening for metal resistance and accumulation of cadmium and zinc in twenty clones of willows and poplars. *Environmental Pollution*, 2007, roč. 148

DUSCHENKOV, V., KUMAR, P., MOTTO, H., RASKIN, I.: Rhizofiltration - the use of plants to remove heavy-metals from aqueous streams. *Environmental Science &*, 1995

EPA (The Environmental Protection Agency): *Introduction to Phytoremediation*. The U.S. Environmental Protection, 2000

ERIKSSON, J. E.: The effects of clay, organic matter and time on adsorption and plant uptake of cadmium added to the soil, 1988

ERIKSSON, J. E.: The influence of pH, soil type and time on adsorption and uptake by plants of Cd added to the soil, 1989

ERNST, W. H. O.: Decontamination of consolidation of metal-contaminated soils by biological means SETAC, Int. Workshop, Liblice, Czechoslovakia, 1992

FAJTL, J.: Fytoremediae půd znečištěných kadmíem, Diplomová práce. Zemědělská fakulta v Českých Budějovicích, 1993.

GREENWOOD, N. N., EARNSHAW, A.: Chemie prvků Sv. 2, Informatorium Praha, 1993

GUPTA, S. K., STADELMANN, F. X., HANI, H., RUDAZ, A.: Interrelation of Cd - ion Concentrations and the Growth and Toxicol. Environm., 1984

GRILL, E., LOFFLER, S., WINNACKER, E. L., ZENK, M. H.: Phytochelatins, the heavy-metal-binding peptides of plants, are synthesised from glutathione by a specific γ -glutamylcysteine dipeptidyl transpeptidase (phytocheatin synthase). Proc Nat Acad Sci USA, 1989

HAASE, E.: Pflanzen reinigen Schwermetallböden, 1998

HAGHIRI, F.: Cadmium uptake by plants. J. Env. Quality 2, 1973

HERČÍK, M., LAPČÍK, V., OBROUČKA, K. Ochrana životního prostředí pro inženýrské studium. Ostrava: Vysoká škola báňská, 1995

HOVMAND, F., TJELL, J. C., MOSBAEK, H.: Plan uptake of airborne cadmium, 1983

HIRSCH, D., BANIN, A.: Cadmium speciation in soil solutions, 1990

HNILÍČKOVÁ, P., Kadmium v půdě a jeho vztah k chemizmu půdního prostředí (Diplomová práce), Katedra Obecné produkce rostlinné, Zemědělská fakulta JU, Č. Budějovice, 1995

CHRISTENSEN, T. H.: Cadmium soil sorption at low concentrations. Reversibility, effect of changes solute composition and effect of soil aging, 1984

CHRISTENSEN, T. H.: Cadmium soil sorption at low concentrations. Water Air Soil Pollut., 1989

ISKANDAR, I. K., ANDIANO, D. C.: Remediation of soils contaminated with metals. Science reviews, Northwood, ISBN: 9780905927947, 1997

JAKL, M.: Vliv rostlinných exudátů na mobilitu těžkých kovů v půdě. Disertační práce. ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, 2011

JANOUSHKOVÁ, M. 1997: Vliv abruskulární mykorrhizy na příjem těžkých kovů, AV v Praze 6 [citováno 15. 2. 2012]. Dostupné z WWW: <http://www.phytopsanitary.org/projekty/2003/vvf-09-03.pdf>

JONES, L. M. P., JARVIS, S. C.: The Fate of Heavy metals. In: The Chemistry of Soil Processes. Greenland, D.J. and Hayes, M.M.B. (Eds.), John Wiley and Sons, Ltd., New York, 1981

JOHN, M. K. Cadmium adsorption maxima of soil as measured by the Langmuir isotherm. Can.J.Soil Sci., 1972

KABATA-PENDIAS, A., PENDIAS, H.: Trace elements in soils and plants, Florida, 1984

KABATA-PENDIAS, A., PENDIAS, H.: Trace Elements in Soils and Plants. 3. ed., CRC Press, USA, 2001

KAFKA, Z., PUNČOCHÁŘOVÁ, J.: Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. Chemické listy 96, 2002

KELLER, C., HAMMER, D., KAYSER, A., RICHNER, W., BRODBECK, M., SEEHAUSER, .: Comparison of different plant species in the field. Plant and Soil, 2003

KOLÁŘ, L., Prof. - rozhovor na půdě JČU ZF, Katedra rostlinných biotechnologií, České Budějovice, 23. 1. 2012

KOLÁŘOVÁ, I.: Transport vybraných kovů z půdy do rostlin. Bakalářská práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, 2009

- KRÄMER, U.: Phytoremediation: novel approaches to cleaning up polluted soils. Current opinion in biotechnology, 2005
- KUBOI, I., NOGUCHI, A., YAZAKI, J.: Relationship between tolerance and accumulation characteristics of cadmium in higher plants, 1987
- KUŽEL, S., KOLÁŘ, L., NÝVLT, V., TICHÝ, R.: Spatial variability of cadmium, pH, organic matter on 29 and 1-ha scales, 1994
- KUŽEL, S., Prof. - rozhovor na půdě JČU ZF, Katedra rostlinných biotechnologií, České Budějovice, 2. 3. 2012
- LÁBUSOVÁ, J.: Fytoremediace: biochemické charakteristiky rostlin hyperakumulujících těžké kovy. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, 2010
- LEYVAL, C., TURNAK, K., HASELWANDTER, K.: Effect of heavy metal pollution on mycorrhizal colonization and function: physiological, ecological and applied aspects, 1997
- MACKOVÁ, M., MACEK, T.: Využití rostlin k eliminaci xenobiotik z životního prostředí. Vědecký výbor fytosanitární a životního prostředí, Výzkumný ústav rostlinné výroby, Praha6 - Ruzyně, 2005
- MAKOVNÍKOVÁ, P. et al.: Chemické formy rtuti ve vodních ekosystémech - vlastnosti, úrovně, koloběh a stanovení. Chemické listy 100, 2006
- MALIŠOVÁ, K., MESTEK, O. 2009: Speciální analýza stopových prvků v listech vrby, Chemické listy 103 [citováno 9. 2. 2012]. Dostupné z WWW: <http://www.chemicke-listy.cz/docs/full/2009_14_s180_-s184.pdf>
- MC CUTCHEON, SC, SCHNOOR, JL: Phytoremediation. Transformation and Control of Contaminants, John Wiley & Sons, Inc. Publication Hoboken, New Jersey, 2003
- McGRATH, S. P., ZHAO, F. J., LOMBI, E.: Plant and rhizosphere processes involved in phytoremediation of metal-contaminated soils, 2001

MEJSTŘÍK, V.: Ekotoxikologie ovzduší, vody, půdy a cizorodé látky, VŠZ České Budějovice, 1990

MENDELU (Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Ústav tvorby a ochrany krajiny) [citováno 2. 3. 2012]. Dostupné z WWW: <<http://www.utok.cz/sites/default/files/data/USERS/u22/K%C5%99%C3%ADlatka%20sachalinsk%C3%A1.png>>

MILNER, M. J., KOCHIAN, L. V.: Investigating heavy-metal hyperaccumulation using *Thlaspi caerulescens* as a model system. *Annals of Botany*, 2008, roč. 102, č. 1

MÜHLBACHOVÁ, G., TLUSTOŠ, P.: Effect of liming on the microbial biomass and its activities in soil long-term contaminated by toxic elements, 2006

MULLIGAN, C. N., YONG, R. N., GIBBS, B. F.: Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: an evaluation, 2001

NOVINKY.CZ 2011: Lán slunečnic kolem Fukušimy má zbavit půdu radioaktivity [citováno 8. 3. 2012]. Dostupné z WWW: <<http://www.novinky.cz/zahranicni/svet/231801-lan-slunecnic-kolem-fukusimy-ma-zbavit-pudu-radioaktivity.html>>

PAGE, A. L., BINGHAM, F. T.: Cadmium residues in the environment, 1972

PAPOYAN, A., PIÑEROS, M., KOCHIAN, L. V.: Plant Cd²⁺ and Zn²⁺ status effects on root and shoot heavy metal accumulation in *Thlaspi caerulescens* *New Phytologist*, 2007, roč. 175

PAVLIŠ, M. 2005: Toxické kovy, Pomocný studijní text k předmětu Ekotoxikologie, Praha [citováno 8. 3. 2012]. Dostupné z WWW: <http://ekologie.upol.cz/ku/etxo/toxikologie_kovu.pdf>

PETRANGELI, P. M., MAJONE, M., ROLLE, E.: Kaolinite Sorption of Cd, Ni and Cu from landfill leachates: influence of leachate composition. *Water Sci. Technics.*, 2001

POPL, M., FÄHNRICH, J.: Analytická chemie životního prostředí. 4. přeprac. vyd. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická, 1999. ISBN 80-7080-336-3

RASKIN, I., ENSLEY, B. D.: Phytoremediation of toxic metals: Using plants to clean up the environment, New York, ISBN: 978-0471192541, 2000

RECEPTÁŘ: Základní travní druhy a jejich směsi: recept na ideální trávník [citováno 8. 4. 2012]. Dostupné z WWW: <http://www.ireceptar.cz/zahrada/okrasna-zahrada/zakladni-travni-druhy-a-jejich-smesi-recept-na-idealni-travnik/>

RICHTER, R. 2003: Multimediální učební stránky z výživy rostlin. MZLU v Brně [citováno 12. 3. 2012]. Dostupné z WWW:

<http://af.mendelu.cz/external/relay/agrochem/multitexty/html/agrochemie_pudy/A_index_agrochem-htm>

RICHTER, R. 2004: Těžké kovy v půdě. Ústav agrochemie a výživy rostlin, MZLU v Brně [citováno 12. 3. 2012]. Dostupné z WWW:

<http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/agrochemie_pudy/puda_tk.htm>

RICHTROVÁ, E.: Význam rhizosféry rostlin pro příjem rizikových prvků rostlinami, Doktorská disertační práce, Česká zemědělská univerzita v Praze, 2011

ROBINSON, B., FERNANDEZ, J. E., MEDEJÓN, P., MARANÓN, T., MURILLO, J., GREEN, S., CLOTHIER, B.: Phytoextraction. An assessment of biochemical and economic viability, 2003

ROOT, R. A., MILLER, R. J., KOEPPE, D. E.: Uptake of Cd its toxicity and effect on the iron ratio in hydroponically grown corn, 1975

SANDERMANN, H.: Molecular Ekotoxicology of Plants, Springer Heidelberg, Berlin, 2004

SALT, D. E., SMITH, R. D., RASKIN, I.: Phytoremediation annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology, 1998

SCHACHTSBABEL P., BLUME H., BRÜMMER G., HARTGE K-H, SCHWERMANN U.: Lehrbuch der Bodenkunde, Ferdinand enke Verlag, Stuttgart, 1992

SCHINDELE, R.: Schindeleho minerály (z německého originálu Schindele's Mineralien by Ennsthaer Verlag, Steyr), 2001. ISBN: 80-238-8052-7

SCHNOOR, JL: Phytoremediaton of Soil and Ground-water. GWRT Series, E-Series, 2002

SIMS, R., SORENSEN, D., SIMS, J., McLEAN, J.: Contaminated surface soils in-place treatment techniques. Noyes Publications, 1986

SMILDE, K. W., van LUIT, B., van DRIEL, W.: The extraction by soil and absorpion by plants of applied zinc and cadmium, 1992

SOUDEK, P. et al.: Fytoremediace a možnosti zvýšení jejich účinnosti. Chemické listy 102, 2088

ŠPERL, M.: Fytoremediace půd znečištěných kadmíem, Závěrečná práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 1999

TAYLOR, S. R.: Abundance of chemical elements in the continental crust, 1964

TERRY, N., BANUELOS, G.: Phytoremediation of contaminated soil and water, ISBN: 1566704502, 2000

TICHÝ, R., KUŽE, S., ŘÍHA, V. et al.: A possible use of soil-microorganisms for bioindication of cadmium toxicity to plants. Environmental technology, 1993

TICHÝ, R., FAJTL, J., KUŽEL, S., KOLÁŘ, L.: Use of Elemental Sulphur to Enhance a Cadmium Solubilization and its Vegetative Removal from Contaminated Soil, 1996

TICHÝ, R., NÝDL, V., KUŽEL, S. et al.: Increased cadmium to crops on a sewage-sludge amended soil. WATER AIR AND SOIL POLLUTION, 1997

TLUSTOŠ, P., BALÍK, J., PAVLÍKOVÁ, D., SZÁKOVÁ, J.: The uptake of cadmium, zinc, arsenic and lead by chosen crops. Rostlinná výroba 43. 1997

TLUSTOŠ, P.: Mobilita kadmia, arsenu a zinku v půdách s možností omezení jejich příjmu rostlinami. Habilitační práce ČZU Praha, 1999

TLUSTOŠ, P., SZÁKOVÁ, J., ŠICHOROVÁ, K., PAVLÍKOVÁ, D., BALÍK, J.: Rizika kovů v půdě v agroekosystémech ČR, Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.i.i., Praha 6 - Ruzyně, 2007

(b) TLUSTOŠ, P., SZÁKOVÁ, J., VYSLOUŽILOVÁ, M., PAVLÍKOVÁ, D., WEGER, J., JAVORSKÁ, H.: Variation in the uptake of arsenic, cadmium, lead and zinc by different species of willows *Salix* spp. grown in contaminated soils. Central European Journal of Biology, 2007, roč. 2

TYLER, L. D., Mc BRIDGE, M. B.: Influence of Ca, pH and humic acid on Cd uptake. Plant Soil, 1982

VVFŽP (VĚDECKÝ VÝBOR FYTOSANITÁRNÍ A ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ)

2006: dokument Využití rostlin k eliminaci xenobiotik z životního prostředí

[citováno 13. 2. 2012]. Dostupné z WWW:

<http://www.phytosanitary.org/projekty_04.html>

VERHEUGEN, G. 2006: Rozhodnutí Komise ze dne 24. května 2006 [citováno 14. 4. 2012]. Dostupné z WWW: <<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:150:0017:0023:cs:PDF>>

WENZEL, W. W., LOMBI, E., ADRIANO, D. C.: Biochemical Processes in the Rhizosphere: Role in Phytoremediation of Metal-Polluted Soils. In: Prasad M. N. V., Hagemeyer, J.: Heavy Metal Stress in Plants. Springer-Verlag Berlin, 1999

WHITE, T. A., ROLFE, G. L.: Differing effects of cadmium on varieties of Cottonwood, 1980

WISE, D. L., TRANTOLO, D. J., CICHON, E. J.: Bioremediation of contaminated soils, ISBN: 978-0824703332, 2000

ZAYED, A., PILON-SMITH, E., D'SOUZA, M., LIN, Z., TERRY, N.: Remediation of Selenium-Polluted soils and Waters by Phytovolatilization. Phytoremediation of contaminated soil and water, 2000

ZIMOVÁ, M.: Výsledky průzkumu obsahu Cd v půdě ČSR. Sborník: Průmyslová hnojiva a životní prostředí 2, ČSVTS, Ústí nad Labem, 1988

ZLÁMALÍKOVÁ, V.: Příjmová křivka kadmia rostlinami hořčice bílé, Bakalářská práce, České Budějovice, 1997