

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů**

**Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin**



**Hromadění kadmia v rychle rostoucích dřevinách**

**Diplomová práce**

**Autorka práce: Bc. Kateřina Pokorná**

**Vedoucí práce: Prof. Ing. Pavel Tlustoš, CSc.**

**©2014 ČZU v Praze**

### **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Hromadění kadmia v rychle rostoucích dřevinách" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne

10.4.2014

\_\_\_\_\_

### **Poděkování**

Ráda bych touto cestou poděkovala prof. Ing. Pavlu Tlustošovi, CSc. za odborné vedení a připomínky k práci.

<b>1</b>	<b>ÚVOD</b> .....	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>LITERÁRNÍ PŘEHLED</b> .....	<b>2</b>
2.1	PŮDA.....	2
2.1.1	<i>Kambizemě</i> .....	2
2.2	RIZIKOVÉ PRVKY.....	3
2.2.1	<i>Kadmium</i> .....	5
2.2.1.1	Zdroje kadmia v půdě.....	6
2.2.1.2	Kadmium v půdě.....	7
2.2.1.3	Kadmium v rostlinách.....	8
2.2.1.4	Interakce kadmia s ostatními prvky.....	10
2.2.1.5	Vliv kadmia na lidský organismus.....	11
2.3	FYTOREMEDIACE.....	12
2.3.1	<i>Fytoextrakce</i> .....	13
2.3.2	<i>Fytostabilizace</i> .....	15
2.4	ROSTLINY VHODNÉ K FYTOREMEDIACI.....	15
2.4.1	<i>Rychle rostoucí dřeviny</i> .....	17
2.4.1.1	Rod <i>Salix</i> spp. ....	18
2.4.1.2	Rod <i>Alnus</i> spp. ....	20
2.4.1.3	Rod <i>Populus</i> spp. ....	21
<b>3</b>	<b>EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST</b> .....	<b>23</b>
3.1	MATERIÁL A METODIKA.....	23
3.1.1	<i>Popis nádobového pokusu</i> .....	23
3.1.2	<i>Analýza půdních vzorků</i> .....	24
3.1.3	<i>Analýza nadzemních částí rostlin</i> .....	25
3.1.4	<i>Analýza podzemních částí rostlin</i> .....	25
3.1.5	<i>Odběr půdního roztoku</i> .....	25
3.1.6	<i>Vyhodnocení výsledků experimentu</i> .....	26
3.2	VÝSLEDKY.....	27
3.2.1	<i>Výnos biomasy</i> .....	27
3.2.2	<i>Obsah kadmia v biomase</i> .....	33
3.2.3	<i>Odběr kadmia rostlinou</i> .....	37
3.2.4	<i>Remediační faktor kadmia</i> .....	40
3.2.5	<i>Obsah kadmia v půdním roztoku</i> .....	41
3.2.6	<i>Obsah kadmia v půdních vzorcích</i> .....	49
<b>4</b>	<b>DISKUZE</b> .....	<b>51</b>
<b>5</b>	<b>ZÁVĚR</b> .....	<b>55</b>
<b>6</b>	<b>SEZNAM LITERATURY</b> .....	<b>57</b>

# 1 Úvod

Životní prostředí je v současnosti znečišťováno celou řadou různých cizorodých látek, tzv. xenobiotik. Hlavně v důsledku antropogenní činnosti dochází ke kontaminaci všech jeho složek tj. vzduchu, vody i půdy. Xenobiotika se stávají součástí abiotických složek ekosystému a do organismu se mohou postupně dostávat dýcháním nebo prostřednictvím potravního řetězce.

Díky vzrůstajícímu širokému uplatnění kovů a jejich sloučenin v průmyslu vzrůstá i jejich hromadění v půdě a to především proto, že tvoří nedegradovatelný odpad.

Velkou zátěž z minulých let představuje okolí hutních závodů a místa těžby kovových rud způsobující rozsáhlou a často nevratnou degradaci životního prostředí.

V ČR je nejvíce postiženým místem okolí Příbrami, kde kontaminaci způsobila hlavně atmosférická depozice při zpracování olovených rud. Důsledkem důlní a hutní činnosti, ale i geogenním zatížením z podloží jsou zde v půdě vysoké koncentrace rizikových prvků, jako jsou arsen, olovo, kadmium a zinek.

Dalším nezanedbatelným problémem může být šíření těchto rizikových prvků do podzemních vod, kontaminace potravního řetězce a akumulace v živých organismech.

Kadmium je neesenciálním těžkým kovem vysoce toxickým pro živočichy i rostliny. Zvýšený výskyt v životním prostředí díky antropogenní činnosti tak může představovat velké riziko.

Ekologický a hospodárný nástroj k zmírnění kontaminace životního prostředí představuje fytoremediace, která využívá schopnosti rostlin k sanaci půdy přímo v místě kontaminace (in-situ) (Wenzel et al., 1999).

Využití vybraných druhů rychle rostoucích dřevin k fytoextrakci, popřípadě k fytostabilizaci kontaminované půdy, by mohlo představovat nadějně řešení problému půd kontaminovaných rizikovými prvky.

## 2 Literární přehled

### 2.1 Půda

Půda představuje velmi významnou složku životního prostředí, která plní mnoho důležitých funkcí jako je např. filtrační a akumulací prostředí pro vodu, stanoviště a prostředí pro rostliny, zprostředkovává výměnu energie a plynů. Půda hraje významnou roli ve stabilitě celého ekosystému a její přítomnost je jednou ze základních podmínek života na Zemi. Jedná se o omezený a neobnovitelný přírodní zdroj produkce potravin, který je třeba chránit jako součást přírodního bohatství.

Půda je dynamický systém podléhající krátkodobým výkyvům, jako jsou změny vlhkosti, pH a redoxních podmínek, dále také postupně probíhajícím změnám v závislostech na změnách faktorů životního prostředí. Tyto změny půdních vlastností by mohly mít vliv na formu a biologickou dostupnost kovů. (Alloway, 1995).

Půda je tvořena pevnou, kapalnou a plynnou fází a její vlastnosti závisí na výsledné fyzikální a chemické rovnováze těchto tří fází (Kabata-Pendias, 2001).

Stavba, složení a vlastnosti půdy jsou celosvětově značně rozdílné a závisí na velkém množství různých faktorů, zejména na charakteru a složení matečné horniny a na klimatických podmínkách (Kabata-Pendias, 2001).

#### 2.1.1 Kambizemě

Náš nejrozšířenější půdní typ (vyskytuje se na 45 % zemědělského půdního fondu) kambizem je představitelem referenční třídy kambisolů. Pro tuto referenční třídu jsou typické dva půdotvorné procesy, které charakterizují do ní patřící půdy. V těchto půdách dochází jednak k silnému vnitřnímu zvětrávání, kdy se primární minerály v půdě mění na minerály sekundární a půda je obohacena o velké množství jílu. Druhým určujícím půdotvorným procesem pro tuto referenční třídu je braunifikace (Hladký, 2012). Braunifikace vzniká uvolňováním železa z primárních minerálů a jeho disperzí, tento proces je spojený s oxidací a hydratací sloučenin železa a zbarvení půdního horizontu. Půdy s kambickým hnědým (braunifikovaným) horizontem, vyvinutém převážně v hlavním souvrství svahovin magmatických, metamorfických a sedimentárních hornin, ale i jim odpovídajících souvrstvích,

např. v nezpevněných lehčích až středně těžkých sedimentech. I výrazněji vyvinuté pedy v kambickém horizontu postrádají jílové povlaky – argilany.

Půdy se vytvářejí hlavně ve svažitých podmínkách pahorkatin, vrchovin a hornatin, v menší míře (sykové substráty) v rovinatém reliéfu. Vznik těchto půd z tak pestrého spektra substrátů podmiňuje jejich velkou rozmanitost z hlediska trofismu, zrnitosti a skeletovitosti, při uplatnění více či méně výrazného profilového zvrstvení zrnitosti, skeletovitosti, jakož i chemických (biogenní prvky, stopové potenciálně rizikové prvky) a fyzikálních vlastností (ulehlost bazálního souvrství, ovlivňující laterální pohyb vody v krajině). V hlavním souvrství dochází obecně k posunu zrnitostního složení do střední kategorie v relaci k bazálnímu souvrství, k čemuž přispívá i jejich obohacení prachem (Němeček et al., 2001).

## **2.2 Rizikové prvky**

Rizikové prvky jsou skupinou prvků, které jsou potenciálně nebezpečné. Buď tím, že sloučeniny těchto prvků jsou toxické nebo vyvolávají zhoubné bujení (jsou karcinogenní) či jinak ohrožují zdraví člověka (Beneš, 1994).

Rizikové prvky se v půdě vyskytují přirozeně v důsledku jejich uvolňování zvětráváním matečních hornin (Adriano, 2001).

Rizikové prvky se vyskytují v půdách v různých formách, které se liší svou pohyblivostí a přístupností pro rostliny. Největší nebezpečí představují ty formy, které jsou v půdě nejvíce pohyblivé a nejméně přijatelné (Lombi et al., 2000).

Zařazení prvků mezi toxické má však pouze omezenou platnost, neboť z hlediska vztahu dávka – účinek a délky expozice považujeme za toxické všechny prvky, jsou-li přijímány v dostatečně vysoké dávce a po dostatečně dlouhou dobu. V životním prostředí, ale i ve vnitřním prostředí organismu jsou prvky v neustálé vzájemné interakci i v interakci s organickými látkami (Cibulka et al., 1991).

V některých regionech jako jsou například průmyslové oblasti jsou rizikové prvky přítomné v mnohem vyšších koncentracích, a proto způsobují potenciální zdravotní rizika. Z mnoha toxických látek přítomných v těchto oblastech způsobují nejzávažnější ohrožení života kontaminanty složené z  $Cd^{2+}$ ,  $Hg^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$  (Volesky a Holan, 1995).

Za významnou skupinu rizikových prvků jsou považovány těžké kovy. Termín těžké

kovy obvykle definuje prvky se specifickou hmotností větší než  $5 \text{ g.cm}^{-3}$ . Vyčleňuje jak kovy, tak polokovy, které jsou spojeny se znečištěním životního prostředí a s toxicitou (Adriano, 2001).

Těžké kovy je termín pro velkou skupinu prvků, které jsou průmyslově nebo biologicky významné. Charakteristika chemických prvků, které jsou součástí biologických a biotických systémů je velmi složitá. Je pro ně možno používat další synonyma, jako stopové prvky, stopové kovy, těžké kovy, mikroživiny, mikroelementy, také vedlejší prvky (Zrůst et al., 2002).

Existují různé zdroje těžkých kovů v životním prostředí jako jsou přírodní zdroje, zemědělství, průmysl, odpadní vody, atmosferické zdroje a ostatní zdroje (Nagayjoti et al., 2010).

Vzhledem k tomu, že těžké kovy provázejí lidstvo již od nepaměti, lze předpokládat, že patří mezi nejstarší známé toxické látky. V přírodě se těžké kovy v nízkých koncentracích přirozeně vyskytují jako součást zemské kůry. Lokálně se pak mohou vyskytovat v mnohonásobně vyšších koncentracích, obvykle jde o ložiska příslušné rudy. Vzhledem k mnohostrannému využití nejrůznějších sloučenin těžkých kovů však vedle přirozeného výskytu dochází navíc k antropogennímu znečišťování všech složek životního prostředí. Sloučeniny těžkých kovů se pak účastní nejen přirozených geochemických a biologických cyklů, ale i cyklů antropogenního původu, kterými přecházejí do živých organismů, kde se pak tyto látky kumulují (Kafka a Punčochářová, 2002).

Herawati et al. (2000) poukazuje na to, že antropogenními zdroji jako je těžba, hutní činnost a zemědělství byly kontaminované těžkými kovy (Cd, Cu, Zn) rozsáhlé oblasti světa, jako např. Japonsko, Indonésie a Čína.

Toxické účinky těžkých kovů způsobují poškození DNA a jejich karcinogenní účinky jsou pravděpodobně způsobeny jejich mutagenními účinky (Baudouin et al., 2002).

Značné množství těžkých kovů přítomných v prostředí se ukládá v půdě, zejména v povrchové vrstvě humózního horizontu. Akumulace těžkých kovů v půdě není trvalá, závisí na vlastnostech půdy, zejména na hodnotě pH půdy, množství půdní organické hmoty a zastoupení jílovité frakce (Kabata-Pendias, 2001).



### 2.2.1 Kadmium

Kadmium (Cd) je kov chemicky příbuzný zinku. Přirozeně se vyskytuje spolu se zinkem a olovem a v rudách obsahujících sulfidy těchto kovů. Má atomovou hmotnost 112,4, atomové číslo 48, bod tání 320 °C a bod varu 765 °C (Bencko et al., 1995).

Kadmium má osm stabilních izotopů. Tak jako Zn a Hg je Cd přechodný kov II.B skupiny periodické tabulky, ale liší se od rtuti v tom, že rtuť tvoří zvláště silné Hg - C vazby. V přírodě se nejběžněji vyskytuje jako sloučenina CdS. Dále tvoří hydroxidy a komplexní ionty se čpavkem a kyanidem. Také vytváří různé druhy komplexních organických aminů, sírných komplexů, chloro - komplexů a chelátů. Kadmnaté ionty tvoří nerozpustné, obvykle hydratované bílé sloučeniny s uhličitany, arseničnany, fosfáty, oxaláty a kyanoželeznatany. V přírodě se nenachází v čistém stavu. Kadmium je dobře rozpustné v kyselině dusičné a málo rozpustné v chlorovodíkové a sírové kyselině (Adriano, 2001).

Podle Švejarové (2003) je obsah kadmia v zemské kůře asi 0,16 mg/kg. Nachází se v menším množství v minerálu greenockitu (CdS), ale hlavní výskyt je v zinkových rudách s obsahem 0,2 až 0,4 % Cd, ze kterých se získává pro průmyslové použití.

Kadmium se vyskytuje v řadě anorganických i organických sloučenin jako dvojmocný kation. S organickými sloučeninami (např. thiokarbamáty) tvoří Cd komplexy. Tato vlastnost Cd je základem pro některé analytické metody jeho stanovení (Bencko et al. 1995).

Kadmium je považováno za neesenciální toxický těžký kov, jež je vysoce mobilní v biologickém systému a představuje tak potenciální riziko při ohrožení lidského zdraví (Dickinson at Pulford, 2004).

Kadmium se do organismu živočichů dostává inhalací spolu s prachovými částicemi nebo trávící soustavou. Hlavním zdrojem kontaminace živočichů je akumulace kadmia v rostlinných pletivech a jejich následné požití. Bioobohacování potravního řetězce kadmiiem je vyšší než u jiných toxických kovů díky jeho vyšší toxicitě, vyšší mobilitě v prostředí a delší době zadržení v organismu (Gil et al., 1995).

Jeho fyziotoxicita spočívá v tom, že dokáže vytěsnit biogenní zinek z různých enzymatických reakcí a narušit tak celé biochemické kaskády. Příkladem je odvápnění s řídnutím kostí narušením metabolismu vápníku a nadbytek cukru zablokováním cyklu inzulínu (Bencko, 2002).

Kadmium, stejně tak jako ostatní těžké kovy na rozdíl od různých organických polutantů, nemůže být degradováno, proto představuje dlouhodobou hrozbu pro životní prostředí (Cibulka et al., 1991).

### **2.2.1.1 Zdroje kadmia v půdě**

Kadmium se uvolňuje do půdy přirozeným způsobem, což je prezentováno jako fyzikální a chemické zvětrávání matečných hornin v půdě (Zhang et al., 2011).

Alloway (1995) kromě již zmiňovaného zvětrávání hornin uvádí jako další významné přirozené zdroje kadmia vulkanickou činnost a lesní požáry. Do ovzduší se také uvolňují z mořské tříště a rozptýlených půdních částic.

Největší lokální koncentrace kadmia byly naměřeny v místech, kde se provádí těžba zinečnatých a olověných rud (Zhang et al., 2011).

Adriano (2001) uvádí jako nejvýznamnější zdroj Cd v zemědělských půdách atmosférický spad a používání fosforečných hnojiv. Podle Beneše (1994) může být dalším zdrojem znečištění i aplikace kalů z čistíren odpadních vod a zamoření v okolí skládek.

Typickými zdroji Cd vedoucími ke kontaminaci půd jsou zemědělské operace a likvidace odpadů obsahujících kadmium, jako jsou Ni – Cd baterie, kadmiem potahovaná ocel nebo prach z oboukrových pecí (Adriano, 2001).

Pro své vlastnosti chránit železo před korozi je používáno při výrobě plechů, zejména v automobilovém průmyslu. Je také přidáváno jako stabilizátor plastů a sulfid kademnatý je součástí barevných pigmentů přidávaných do plastů a barviv (Bencko, 1995).

Do ovzduší Cd uniká hlavně ve formě stabilního CdO, který se absorbuje na pevné částičky sazí a prachu, zvláště při spalování fosilních paliv, domovních odpadů a odpadních kalů, dále tavením některých kovů s obsahem Cd (Cu, Pb, Zn) (Švejcarová, 2003).

Podle Nriagu (1989) je předpokládána roční světová emise Cd do atmosféry z antropogenních (např. tavení, rafinace, těžba, energetický průmysl, výrobní procesy, zemědělské účely a spalování odpadů) a přírodních zdrojů 9000 Mg.

Z ovzduší se kadmium dostává suchou nebo mokrou depozicí do půdy a na povrch rostlin (Švejcarová, 2003).

### 2.2.1.2 Kadmium v půdě

Jak uvádí Kabata – Pendias a Pendias (2001) průměrný obsah kadmia se v nekontaminovaných půdách pohybuje na úrovni 0,06 – 1,0 mg.kg<sup>-1</sup>, množství vyšší než 1 mg Cd.kg<sup>-1</sup> půdy označuje jako rizikový. Podle Beneše a Pabianové (1987) se obsah kadmia v půdách ČR pohybuje v rozmezí 0,01 – 15 mg.kg<sup>-1</sup>. Přirozený obsah Cd ve velké míře závisí na mateřské hornině, intenzitě zvětrávání a následném transportu (Cibulka et al.,1991).

Kadmium snadněji migruje půdním profilem ve srovnání s ostatními kovy (Borůvka et al., 2005). Kadmium je považováno za nejpohyblivější z těžkých kovů v různých typech půd (Kabata - Pendias, 2001). Kadmium je poměrně rozpustné a spolu se Zn, na rozdíl od Pb a Cu, je slabě poutané na povrchu půdních částic (Borůvka et al., 2005).

V půdách je příjem kadmia rostlinami snižován vápněním, tedy zvyšováním pH. Vysoké koncentrace Cd v půdním roztoku nepříznivě a nevratně ovlivňují schopnost půdních mikroorganismů rozkládat organickou hmotu a organické polutanty. Tato inhibice je důsledkem zúžení spektra bakterií a částečně též vyhubení populací bakterií. Maximální koncentrace kadmia, při které nebyl pozorován toxický efekt, je udávána zhruba 6 mg.kg<sup>-1</sup> půdy. O chování Cd v půdách rozhoduje výrazným způsobem jeho adsorpce. Kadmium má zcela odlišnou sorpci za velmi nízkých koncentrací a velmi malou mobilitu. Na chování Cd v půdě má vliv i přítomnost dalších prvků v půdním roztoku. Přídavek Pb k roztoku Cd výrazně snižuje rozsah adsorpce kadmia. Vyšší koncentrace tzv. konkurenčních iontů vedou ke snížení adsorpce ostatních sledovaných rizikových prvků a i adsorpce Cd je tímto způsobem snadno ovlivnitelná. V důsledku to vede ke zvýšení mobility Cd v půdě, a tím i k jeho snazší přijatelnosti rostlinami (Cibulka et al., 1991).

Rozpustnost kadmia je vysoce závislá na pH. V půdách s pH vyšším než 7,5 je kadmium značně imobilní, naopak nejvíce mobilní je v kyselých půdách v rozmezí pH od 4,5 až 5,5 (Kabata - Pendias, 2001).

Kadmium se kumuluje sorpcí organickými látkami, jílovými minerály, oxidy Fe a Mn a karbonáty. Významný vliv na mobilitu a přístupnost Cd má množství a kvalita organické hmoty. Vazba mezi Cd a organickou hmotou v půdě je relativně silná, což souvisí s chelatizační účinností půdní organické hmoty. Nemalou roli v chování Cd v půdě hraje i půdní mikrobiologická aktivita. Bylo pozorováno poutání a následné uvolnění Cd působením půdních mikroorganismů (Kabata - Pendias, 2001).

V silně oxidačních podmínkách je Cd schopno tvořit minerály ( $\text{CdO}$ ,  $\text{CdCO}_3$ ) a hromadit se též ve fosfátech a biogenních usazeninách (Kabata - Pendias, 2001). Při zvětrávání hornin Cd snadno přechází do roztoku a vyskytuje se jako kation  $\text{Cd}^{2+}$  (Kabata - Pendias, 2001).

V půdním roztoku se vyskytuje v oxidačních podmínkách u kyselých půd ve formě  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{CdCl}^+$ ,  $\text{CdSO}_4$ ,  $\text{CdHCO}_3^+$ , u alkalických jako  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{CdCl}^+$ ,  $\text{CdSO}_4$  (Alloway, 1990).

Převládající forma kadmia v půdním roztoku rozhoduje o jeho mobilitě a dostupnosti pro rostliny (Angelova et al., 2004).

Wu et al. (1998) zjistili, že na dostupnost kadmia pro rostliny může mít vliv i převládající forma dusíku v půdním roztoku. Ověřili, že dostupnost kadmia pro rostliny byla snižována přidávkem  $\text{NO}_3^-$ , zatímco se prudce zvyšovala v přítomnosti  $\text{NH}_4^+$ .

Vysoké koncentrace Cd v půdním roztoku nepříznivě ovlivňují schopnost půdní mikroflóry rozkládat organickou hmotu a organické polutanty. Je to důsledek snížení spektra a celkového počtu půdní mikroflóry (Cibulka et al., 1991).

Athar a Ahmad (2002) uvádí, že přítomnost kadmia v substrátu významně snižuje aktivitu půdní *Azotobacter chroococcum*.

### **2.2.1.3 Kadmium v rostlinách**

Jak uvádí Kabata – Pendias (2001) kadmium je neesenciální prvek a je považován za pro rostliny toxický. Jednotlivé druhy rostlin jsou různě citlivé na obsah Cd ve své biomase.

Zároveň bylo prokázáno, že přítomnost Cd podporuje syntézu cysteinu a methioninu v sóje, přičemž intenzita tvorby závisí na citlivosti rostlin k tomuto prvku (Kabata - Pendias, 2001).

Symptomy toxicity Cd se projevují omezeným růstem, poškozením kořenů nebo červenohnědým zbarvením listů, které následně chlorotizují (Kabata - Pendias, 2001).

Jednou z příčin toxického působení Cd může být uzavření průduchů nebo vzrůstající odpor průduchů listového mezofylu při příjmu  $\text{CO}_2$ . Pokusy s izolovanými chloroplasty ukazují, že Cd přímo ovlivňuje fotosyntetické reakce, zejména v důsledku změn v obsahu a složení fotosyntetických pigmentů, inhibice aktivit fotosystémů, inhibice fosforylace a rozpojování elektronového transportního toku (Cibulka et al., 1991).

Absorpce kořeny je hlavní cestou vstupů těžkých kovů do rostlinného organismu, ale i ostatní rostlinná pletiva mohou hrát při příjmu těžkých kovů významnou roli. Na příjmu těžkých kovů se kromě rozdílů mezi rostlinnými druhy podílejí také půdní faktory: pH, redox

potenciál (Eh), vodní režim, obsah jílových minerálů, množství organické hmoty, KVK, rovnováha živin a koncentrace jiných stopových prvků, ale také klimatické podmínky, především vyšší okolní teplota způsobuje zvýšení příjmu těžkých kovů. Schopnost rostlin přijímat prvky z okolí je vyjádřena jako poměr koncentrace prvku v rostlině a koncentrace prvku v půdě (či jiném médiu) a nazývá se biologický absorpční koeficient nebo také transfer faktor (Kabata - Pendias a Pendias, 2001).

Podle Adriana (2001) má na celkový příjem vliv také druh rostliny a její genotyp, dále také množství Cd v půdě (Adriano, 2001).

Kabata – Pendias (2001) uvádí, že za normálních podmínek přijímá rostlina z půdy pouze malé množství kadmia. Na půdách s vyšším obsahem Cd se ovšem tento příjem zvyšuje. Obvykle můžeme nalézt lineární vztah mezi obsahem kadmia v rostlině a jeho obsahem v půdě.

Mechanismus akumulace Cd není dosud objasněn. Je možné, že jeho příjem se uskutečňuje systémem transportu jiného esenciálního dvojmocného mikronutrientu, zřejmě  $Zn^{2+}$ . Kadmium je chemický analog zinku a rostliny nejsou schopny rozlišovat mezi těmito dvěma ionty (Lasat, 2000). Příjem iontů kadmia uskutečňovaný v kompetici s některými transmembránovými přenašeči prvků jako je draslík, vápník, hořčík, železo, mangan, měď, nikl, či již zmiňovaný zinek předpokládají i další autoři (Toppi a Gabbrielli, 1999; Basic et al., 2006).

Kadmium přijímá rostlina převážně jako kationt  $Cd^{2+}$  a  $(CdOH)^+$ , a to buď z půdy, nebo z atmosféry (Zrůst, 2002).

Pohyb kadmia ke kořenům se děje difuzí a hromadným tokem. V bezprostřední blízkosti kořenů dochází k chelataci kovu organickými kyselinami vylučovanými rostlinou, zvyšuje se difúzní gradient a urychluje příjem prvku (Mullins a Sommers, 1986).

Příjem kadmia a jiných kovů rostlinami může být ovlivněn také mykorrhizou. Ektomykorrhizní symbióza může hrát rozhodující roli v ochraně kořenů rostlin před vlivem toxických kovů. Byla zjištěna velká druhová specifika i velká specifika vůči jednotlivým kovům (Hall, 2002).

Mechanismus, který využívají houby na buněčné úrovni k toleranci vůči kovům, je patrně podobný mechanismům, které používají vyšší rostliny. Jde především o zabudování kovů do extracelulárních sloučenin nebo vakuolární kompartmentaci. Rozdíly v mechanismech exkluze mezi jednotlivými druhy hub jsou zřejmě dány významnými rozdíly mezi specifickými interakcemi houba/rostlina. Měcháč písečný (*Pisolithus tinctorius*),

tolerující Cu a Zn, akumuluje tyto kovy v extrahyfovém slizu, zatímco čechratka podvinutá (*Paxillus involutus*) Cd akumuluje v buněčných stěnách a ve vakuole (Hall, 2002).

Zrůst (2002) rovněž zmiňuje mimokořenový příjem kadmia rostlinami, který do značné míry závisí na druhu rostliny, patrný zejména v okolí frekventovaných komunikací. Kabata - Pendias a Pendias (2001) však uvádějí, že pokud prvky ulpívají na povrchu rostlin, stačí ke snížení jejich koncentrace omytí.

Harrisson a Chirgawi (1989) se zabývali transportem kadmia do zeleniny v polních podmínkách. Prokázali, že 69 - 94 % kadmia se do rostlin dostává z půdy, zbytek spadem atmosférických nečistot. Při použití aerosolu  $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$  bylo prokázáno, že dochází k transportu kadmia do orgánů a částí rostlin, které nebyly kontaminovány aerosolem (kořen mrkve, vnitřní listy salátu), což dokazuje mimokořenový příjem kadmia a jeho následnou translokaci. Nízký příjem toxických kovů z ovzduší mají především obiloviny a luskoviny, zatímco vysoký příjem je u trav a jetelovin.

Podle Wagnera (1993) má Cd ve srovnání s jinými toxickými kovy nebo metaloidy (např. As) vyšší sklon hromadit se v jiných tkáních, než jsou kořeny. I přesto je obvykle více Cd obsaženo v kořenech než v listech a nejmenší obsah Cd můžeme nalézt u plodů a semen.

Adriano (2001) uvádí, že při pokusech na obilninách se více Cd v nadzemní biomase hromadí ve stoncích a listech než v dalších částech jako jsou např. klasy, zrna, slupky nebo vlákna. Zároveň Adriano (2001) poukazuje na omezenou pohyblivost a koncentraci Cd v listech rostliny související s postavením listu na stonku a jeho stářím. Na základě pokusu s rostlinami tabáku byla zjištěna nižší koncentrace kadmia u výše položených listů.

Kořenová a listová zelenina tak může představovat zdroje vstupu kadmia do organismu prostřednictvím potravinového řetězce (McLaughlin et al., 1999).

To potvrzuje i Beneš (1994), který uvádí, že nejvíce kadmia akumuluji listové zeleniny, hlavně špenát a salát a to až desítky  $\text{mg Cd.kg}^{-1}$ .

Také tendence rostlin tabáku přemístit efektivně Cd do listů, jak uvádí Lugan – Moulin et al. (2004), přispívá skutečnosti, že tabákový kouř je důležitým zdrojem vstupu Cd do organismu kuřáků.

#### **2.2.1.4 Interakce kadmia s ostatními prvky**

Kadmium může interferovat s nezbytnými základními živinami například kompeticí v příjmu, a tím narušovat výživu rostlin (Brune a Dietz, 1995).

Vysoké koncentrace kadmia (0,3 a 1,0 mg.dm<sup>-3</sup>) v živném roztoku způsobily u rostlin bobu obecného (*Faba vulgaris*) a hrachu setého (*Pisum sativum*) snížení obsahu K, u rostlin rýže seté (*Oryza sativa*) a kukuřice seté (*Zea mays*) snížení obsahu Mg. V kořenech pokusných rostlin byl vlivem kadmia zvýšen obsah Cu a Mo (Obata a Umebayashi, 1997).

Kim et al. (2003) zjistili změny v obsahu jednotlivých prvků i u dřevin. Například zvýšený obsah kadmia v lesních půdách (100 mg.kg<sup>-1</sup>) snížil u klíčnicích rostlin borovice lesní (*Pinus sylvestris*) obsah K v jehlicích a Ca ve stonku.

Příjem kovů rostlinami může být ovlivněn rovněž prostřednictvím interakce s některými mikroelementy. Řada prací se věnuje studiu interakce kadmia a zinku, a to zejména vzhledem k jejich chemické příbuznosti. Výsledky prokázaly, že přidáním zinku do živného media se snižuje příjem kadmia rostlinami (Hart et al., 2002; Hart et al., 2005), ale vyskytují se i názory, že mechanismy příjmu kadmia a zinku jsou vzájemně nezávislé. Při nízkých koncentracích obou prvků se předpokládá, že interakce Cd a Zn je založena na jevu kompetitivní inhibice, kdy kadmium a zinek zápasí nejen o vazebná místa v půdě, ale i o podobná aktivní centra přenašečů; ionty obou kovů mají podobnou elektronegativitu, liší se však iontovým poloměrem (Zn<sup>2+</sup> = 0,074 nm, Cd<sup>2+</sup> = 0,097 nm), což by mohl být jeden z důvodů, proč se rostliny vyznačují selektivitou pro zinek (Abdel-Sabour et al., 1988).

Pokud koncentrace jednoho prvku překročí kritickou hranici toxicity je převažující synergismus, i když koncentrace jednoho prvku je netoxická (Sharma et al., 1999; Sharma a Agrawal, 2006).

Aplikace nízkých dávek zinku redukovala akumulaci kadmia v nadzemních částech rostlin sojového bobu (*Glycine max*) o 40 - 50 %, oproti rostlinám, které byly vystaveny pouze působení kadmia. Při aplikaci vysokých dávek zinku do půd, které byly kontaminovány kadmiiem, byl prokázán zvýšený příjem a akumulace kadmia v nadzemních částech až o 42 %. U těchto rostlin bylo prokázáno snížení obsahu zinku cca o 35 %. Nízká koncentrace kadmia neovlivnila akumulaci zinku v pletivech testovaných rostlin (Shute et Macfie, 2006).

### **2.2.1.5 Vliv kadmia na lidský organismus**

Toxicita kadmia spočívá především v inhibici sulfohydrolyzových enzymů a v jeho konkurenci s vápníkem, železem, zinkem a mědí. Kadmium zasahuje do metabolismu cukrů, tlumí sekreci inzulínu a vede ke zvýšení hladiny cukrů v krvi a k vylučování glukózy močí. Při větším působení kadmia je pravidelným nálezem poškození

ledvin. Poškozené ledvinové kanálky znemožňují vstřebávání vápníku a fosfátů. Výsledný nedostatek minerálů způsobuje měknutí kostí, doprovázené silnými bolestmi (Mihaljevič a Šebek, 1995).

Kadmium je snadno přijímáno rostlinami a díky tomu vstupuje do lidského organismu prostřednictvím potravinového řetězce, dále se do lidského organismu dostává vdechováním a kouřením. Nebezpečnost tohoto prvku spočívá především v jeho schopnosti akumulace. V lidském organismu se hromadí hlavně v ledvinách, přispívá ke vzniku osteoporózy, má karcinogenní účinky (Alloway, 1995).

### **2.3 Fytoremediace**

Jak uvádějí Kučerová et al. (1999) můžeme fytoremediaci definovat, jako použití zelených rostlin k přesunu, akumulaci nebo odstraňování kontaminantů životního prostředí.

Jak uvádějí Macková et al. (2005) 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 zabrání 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.

Podle Vaňka et al. (2002) se fytoremediace dělí dle charakteru znečištěného prostředí, kontaminantu a jeho koncentrace na metody fytodekontaminanční a fytostabilizační. Mezi fytodekontaminanční technologie patří fytoextrakce, rhizofiltrace, fytodegradace a fytovolatilizace, ke stabilizačním řadíme fytostabilizaci a fytoimobilizaci (Vaněk et al., 2002).

Vhodné rostliny pro fytoremediaci se vybírají podle charakteru stanoviště, druhu škodlivé látky a principu, jakým je fytoremediace uplatňována. S poměrně dobrými výsledky byly odzkoušeny některé tradiční zemědělské plodiny, např. slunečnice, vojtěška, kukuřice, hořčice, chmel a jiné (Váňa, 2005).

Odstranění samotné toxické sloučeniny není jediným důležitým úkolem bioremediace, je třeba vědět jaké produkty vznikají, jaká je jejich toxicita pro rostliny, živočichy i člověka, a jak jsou tyto látky dále metabolizovány např. půdními mikroorganismy (Macek et al., 2002, Ryšlavá et al., 2003).

Podle Bizily et al. (1999) patří mezi největší výhody fytoremediace využívání agronomických vlastností rostlin a výhod jako jsou velká tvorba biomasy, rozsáhlý kořenový



system a schopnost odolávat stresu životního prostředí. Další výhody spatřuje v estetičnosti procesu, šetrnosti k životnímu prostředí a finanční nenáročnosti, protože je využívána pouze solární energie, tudíž není nutné žádných umělých zdrojů energie k pohonu procesu fytořemediace.

Rostlinná vegetace na kontaminovaných plochách redukuje míru vodní a větrné eroze (Moffat, 1995).

Naopak jako nevýhody fytořemediace uvádí Sykes et al. (1999) pomalost procesu, kdy rostlinám může trvat několik desítek vegetačních období než vyčistí kontaminovanou plochu díky pomalému růstu, který může být zapříčiněn klimatickými omezeními nebo druhovými odchylkami. Dále autor poukazuje na to, že rostliny s mělkým kořenovým systémem mohou vyčistit půdu nebo podzemní vodu pouze v blízkosti povrchu místa kontaminace, ale nemůžou remediovat hlubší vrstvy podzemních vod bez dalších projekčních prací. Fytořemediace má menší účinek u hydrofobních kontaminantů, které se pevně vážou na půdní částice (Bizily et al., 1999).

Jako velmi problematické vidí Gratao et al. (2005) následné zpracování rostlin využitých pro fytořemediaci, jejich biodegradace nebo recyklace může navracet kontaminat částečně nebo úplně zpět do půdy.

### 2.3.1 Fytoextrakce

Fytoextrakce neboli fytoakumulace využívá příjmu a translokace kovových kontaminantů obsažených v půdě pomocí kořenů do nadzemních částí rostlin (Padmavathiamma a Li, 2007). Smrček (2003) poukazuje i na vhodné využití metody pro organické sloučeniny. V polním pokusu na půdě kontaminované PCB, a PAU zjišťovali Kacálková a Tlustoš (2010) obsahy v biomase rostlin kukuřice (*Zea mays L.*), slunečnice (*Helianthus annuus*), topolu (*Populus nigra x P. maximowiczii*) a vrby (*Salix x smithiana*). Výsledky ukázaly, že nejvíce PCB půdy odebraly kořeny kukuřice (*Zea mays*) a slunečnice (*Helianthus annuus*). Největší koncentrace PAU byla nalezena v nadzemní biomase slunečnice a kořenech kukuřice. (Kacálková a Tlustoš, 2010).

Rostliny jsou poté sklizeny a uloženy na bezpečné úložiště, nebo dále zpracovány termálně či chemicky (Kučerová et al., 1999).

Rozlišujeme dva základní druhy fytoextrakce a to fytoextrakci s přidavkem chelatačních činidel, kterou nazýváme indukovanou, a dále přirozenou dlouhodobou kontinuální (Huang et al., 1997; Lasat et al., 1998).

Přidání chelatačních činidel způsobuje tvorbu komplexů, které brání precipitaci a sorpci kovů na složky půdy a tím se zvyšuje biologická dostupnost těžkých kovů pro kořeny (Macková et al. 2005).

Neugschwandtner et al. (2007) ve svých výzkumech zjistili, že přidáním chelatačního činidla EDTA se zvýšila mobilita těžkých kovů v půdním roztoku, zároveň se ale snížila produkce biomasy vlivem fytotoxického působení na rostliny.

Hlavní výhodou indukované fytoextrakce je skutečnost, že aplikace chelátů indukuje přenos kovu do právě se tvořící rostlinné biomasy, čímž odstraňuje nutnost tolerance rostliny k danému kovu a umožňuje využití širokého spektra plodin (Dercová et al., 2005).

Fytoextrakce pomocí chelatačních činidel je aplikovatelná za předpokladu, že prvotní přístupnost těžkých kovů v půdě je nízká, tudíž nepůsobí fytotoxicky a umožní rostlinám vytvořit hodně biomasy před tím, než se chelatační činidla aplikují do půdy. V případě, že ještě před aplikací chelátů se v půdě nachází přístupné kovy jako Cu, Zn a Cd a působí fytotoxicky na rostlinný růst, není remediace za použití chelatačních činidel úspěšná (McGrath a kol., 2001).

Přirozená fytoextrakce je založena na využívání přírodních hyperakumulujících rostlin s mimořádnou kapacitou akumulovat kovy. Předpokládá se, že schopnost hyperakumulovat neesenciální kovové sloučeniny si některé rostliny vyvinuly na svoji obranu před býložravými predátory, na které jejich požití mělo toxické účinky (Pollard a Baker, 1997).

Podle Grigy et al. (2003) je optimální rostlinou pro uplatnění fytoextrakce takový druh, který nejen toleruje a akumuluje vysoké koncentrace kovů v částech, které lze sklídit, ale současně i rychle roste a produkuje vyšší množství biomasy. Thangavel a Subharam (2004) ještě uvádí vysokou odolnost vůči chorobám a škůdcům a dále neatraktivnost pro živočichy kvůli možnému riziku přenosu rizikových látek do potravního řetězce.

Čas potřebný k remediaci, jak uvádí Blaylock a Huang (2000), závisí na typu a rozsahu kontaminace, délce vegetačního období a účinnosti odstraňování těžkých kovů rostlinou, obvykle se pohybuje v rozmezí od 1 do 20 let. Dále zmiňují, že fytoextrakce je metodou použitelnou pouze v oblastech s nízkou nebo střední úrovní kontaminace těžkými kovy.

### 2.3.2 Fytostabilizace

Fytostabilizaci lze použít při zajištění a přípravě kontaminované oblasti před dekontaminací nebo při regulaci průtoku kontaminované podzemní vody půdním sedimentem a při jejím zadržování v problémové oblasti (Kučerová et al., 1999).

Metoda se využívá i jako závěrečný krok úpravy ploch sanovaných jinými technologiemi (Vaněk et al., 2002).

Principem fytostabilizace je využití rostlin tolerantních k polutantům pro mechanickou stabilizaci znečištěných půd a prevenci vodní a větrné eroze (Tlustoš et al., 2004).

Proces fytostabilizace redukuje pohyblivost kontaminantů a brání tak jejich migraci do podzemních vod nebo ovzduší (Tordoff et al., 2000). Jedním ze způsobů jak tuto imobilizaci usnadnit, je změna fyzikálně - chemických vlastností komplexu mezi kovem a půdními částicemi přidáním víceúčelového anionu, jako je např. fosfát, který zvyšuje adsorpci kovu pomocí indukovaného záporného náboje a kovových sraženin (Bolan et al., 2003).

Řada autorů se shoduje na tom, že největší výhodou fytostabilizace oproti ostatním technikám spočívá v její nenákladnosti, jednoduchosti provedení a relativní estetičnosti (Berti a Cunningham, 2002; Schnoor, 2000).

### 2.4 Rostliny vhodné k fytoremediaci

K fytoremediaci se využívají druhy, které mají dobré předpoklady pro růst a detoxikaci kontaminovaného prostředí. Jedná se o specifickou kořenovou strategii a vysoký podíl příjmu plynoucí z existence Cd-specifických transportních kanálů nebo přenašečů v membránách kořenových buněk (Schwartz et al., 2003).

U vyšších rostlin existují dvě základní strategie ve vztahu k toxickým kovům. Rostliny typu „metal excluders“ účinně zabraňují vstupu kovů do kořenů a nadzemních částí a rostliny typu „metal accumulators“ hromadí kovy v nadzemních částech. Do druhé skupiny patří indikátory (obsah kovu v půdě je ekvivalentní obsahu kovu v rostlině) a hyperakumulátory (hromadí v nadzemních částech vyšší koncentrace kovu než jaké jsou v půdě) (Tlustoš et al., 2006).

Hyperakumulátory jsou rostlinné druhy, které mají mimořádnou schopnost akumulovat kovy, a to až v koncentracích větších než  $1 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$  sušiny. Koncentrace těžkých kovů v těchto rostlinách překračují o jeden až dva řády koncentraci těžkých kovů v běžných

roślinách (Dercová et al., 2005). Baker a Brooks (1989) uvádějí pro hyperakumulátory vyšší hodnoty koncentrace kovů v listech a stoncích, a to hodnoty vyšší než 100 mg.kg<sup>-1</sup> pro kademnaté ionty, 1000 mg.kg<sup>-1</sup> pro nikelnaté, měďnaté, kobaltnaté a olovnaté ionty, a 10 000 mg.kg<sup>-1</sup> pro ionty zinku a manganu a přitom tyto rostliny nejeví známky toxicity. Také Reeves et al. (1999) uvádějí, že hyperakumulátory jsou rostliny, které jsou schopné hromadit těžké kovy v množství 100x – 1000x vyšším, než jsou schopné akumulovat ostatní rostliny, aniž by se projeví nežádoucí účinky na jejich růstu. Podle Kafky et al. (2003) se většinou jedná o rostliny přirozeně rostoucí na půdách bohatých na dané kovy.

Rozšíření hyperakumulátorů je velmi rozmanité. Jedná se většinou o endemity závislé na geologickém podloží a rostoucí výhradně na půdách s vysokou koncentrací kovů. Velmi zajímavým příkladem endemického výskytu hyperakumulátorů je oblast Nové Kaledonie, kde bylo nalezeno více jak 46 hyperakumulátorů z 6 čeledí a většinou se jedná právě o endemické druhy. Byl zde identifikován i největší akumulátor kovů *Sebertia acuminata* (Sapotaceae). Modrozelený latex tohoto stromu může obsahovat sušiny biomasy až 25 % niklu (Brooks et al., 1976). Další pozoruhodností je, že hyperakumulátory nikdy nebyly nalezeny v oblastech předchozího zalednění, zřejmě proto, že 10 000 let není dostatečně dlouhá doba pro vývoj vlastností hyperakumulace (Brooks, 1998).

Do dneška bylo popsáno okolo 450 rostlinných druhů hyperakumulátorů z více než 45 čeledí. Nejvíce druhů akumuluje nikl, méně druhů pak akumuluje měď, kobalt, zinek a selen, a ještě méně již mangan a kadmium (Brooks, 1998a). Jak uvádějí Lasat et al. (2000) asi nejvíce známým a prozkoumaným hyperakumulujícím druhem je peníze modravý (*Thalapsi caerulescens*), který dokáže v sušiny hromadit až 3 % zinku, dále také kadmium a olovo, aniž by vykazoval známky poškození. Podle Zehnáka et al. (2010) je v posledních letech zkoumán fytoextrační potenciál i u některých plodin jako je např. rod *Brassica* (*B. nigra* (L.) Koch, *B. carinata* A. Braun, *B. oleracea* L., *B. campestris* L., *B. napus* L.). Z dalších plodin je využívána *Helianthus annuus* L., která má schopnost akumulovat Cd, Pb a Zn, a *Zea mays* L., jenž byla úspěšně experimentálně aplikována jako fytoextraktor kademnatých, nikelnatých, měďnatých, olovnatých a zinečnatých iontů. Masarovičová et al. (2002) mezi hyperakumulátory zařazuje víceleté trávy s hlubokým kořenovým systémem nebo dřeviny rodu vrba (*Salix*) a topol (*Populus*). Perspektivní mohou být i rostliny produkující sekundární metabolity, například třezalka tečkovaná (*Hypericum perforatum*) nebo heřmánek pravý (*Chamomilla recutita*) (Masarovičová et al., 2002).

Frančová et al. (2001) však jako nevýhodu hyperakumulátorů uvádí často se vyskytující nízký výnos nadzemní biomasy a tím i malý odběr rizikových prvků. Také Cunningham et al. (1996) zmiňuje, že většina hyperakumulujících rostlin roste pomalu a produkuje málo biomasy, jako další nevýhodu hyperakumulujících rostlin uvádí schopnost akumulace pouze určitého kovu. Jen málo rostlin je schopno akumulovat více jak dva druhy kovů, nejvíce kovů akumuluje již zmíněný penízek modravý (*Thlaspi caerulescens*), který dokáže hyperakumulovat zinek, kadmium a olovo. Hyperakumulátory tedy nenachází velké využití ve fytoremediaci (Cunningham et al., 1996).

Vhodnou alternativou je pěstování rostlin dosahujících mírně nadprůměrných obsahů kovů v biomase, které ovšem vyrovnávají vysokým výnosem biomasy. U půd kontaminovaných až do hlubších vrstev se osvědčují druhy čeledi Salicaceae (Prasad, 1999). Huiyi et al. (1991) již dříve dokázali, že některé druhy dřevin včetně topolu, mohou být použity pro odstranění Cd ze znečištěných půd. Také Pulford a Dickinson (2005) poukazují na fakt, že některé druhy rychle rostoucích dřevin mohou být vhodné k fytoremediaci kontaminovaných ploch, protože produkují hodně biomasy, mají rozsáhlý kořenový systém a rychle rostou. Bylo prokázáno, že některé druhy rodu *Salix* a *Populus* akumulují ve své biomase zvýšené koncentrace těžkých kovů, především kadmia a zinku.

#### **2.4.1 Rychle rostoucí dřeviny**

Velká pozornost je věnována možnosti využití rychle rostoucích dřevin (*Salix* spp., *Populus* spp.) pro fytoextrakci rizikových prvků. Stále přibývá studií, které dokazují možnost využití těchto dřevin pro čištění půd kontaminovaných kadmiiem (Landberg a Greger, 1996, Dickinson a Pulford, 2005).

Největší význam při fytoremediacích mají zejména vrby a dále se uplatňují také některé druhy topolů. Využití vrb (*Salix* spp.) se zaměřuje hlavně na fytoextrakce těžkých kovů, při kterých dochází k odběru kovů z půdy a jejich hromadění v rostlinách. Topoly (*Populus* spp.) se využívají zejména pro dekontaminaci půd znečištěných organickými polutanty, podporují půdní prosakování a snižují migraci polutantů (Kučerová et al., 1999).

### 2.4.1.1 Rod *Salix* spp.

Taxonomicky lze rod *Salix* spp. zařadit do čeledi Salicaceae (vrbovité), řádu Salicales (vrbokvěté).

Vrby patří mezi dvoudomé rostliny. Jejich listy jsou střídavé, jednoduché, celokrajné nebo pilovité, většinou řapíkaté. Květenství vzpřímené, ojediněle ohnuté jehnědy. Květy jsou jednopohlavné, v paždí celokrajných listenů. Plody jsou tobolky, které se otevírají 2 chloupky se 2 – 32 semeny (Koblížek, 2000).

Rod *Salix* zahrnuje téměř 400 druhů a více než 200 hybridů, je rozšířen po celé planetě kromě Austrálie, Nového Zélandu, přičemž většina druhů roste v mokřadních nížinách. Velká druhová diverzita je předpokladem rozsáhlé genetické variability uvnitř druhu, tudíž se vyskytuje ve formách dvoudomých opadavých keřů i stromů (Hejtný a Slavík, 1990).

Podle Šimíčka (1992) jsou vrby (*Salix* spp.) z ekologického hlediska nenáročnými dřevinami snášející různá půdní prostředí. Jsou dobře přizpůsobitelné změnám vodního režimu, některé druhy dokonce snášejí dlouhodobé zaplavení. Dále autor uvádí, že všechny druhy vrb (*Salix* spp.) jsou světlomilné, pouze některé z nich snese mírné zastínění (Šimíček, 1992). Vrby snášejí i živinově chudší půdy a vyžadují a tolerují více vody než topoly (Heinsoo et al., 2008).

V klimatických podmínkách České republiky mohou vrby dosahovat výnosu až 10 tun sušiny/ha za rok (Weger a Havlíčková, 2002).

Domácí stromové druhy vrb, vrba bílá (*Salix alba*) a vrba křehká (*Salix fragilis*), i jejich kříženec vrba načervenalá (*Salix x rubens*) preferují spíše těžší a hluboké půdy dobře zásobené živinami. Na skeletovitých a vysýchavých půdách je jejich růst omezený. Optimální růst vykazují v nadmořských výškách do 400 m n.m. Vrba košíkářská (*Salix viminalis*) a její hybridy patří k produkčně nejzdatnějším rychle rostoucím dřevinám. Vyžadují teplejší oblasti (nadmořská výška do 500 m n.m.) a nemají vyhraněné nároky na stanoviště, i když na sušších lokalitách zaostávají v růstu. Vrba lýkocová (*Salix daphnoides*) se vyskytuje i ve vyšších nadmořských výškách a vyžaduje propustné, minerálně bohatší půdy. Snáší krátkodobé přisušky (Čížek, 2007).

Pro horizontální rozvoj kořenů vrb obvykle dostačuje cca 30 cm hloubky půdního profilu, i když vzrostlé stromy mohou kořenit více než do metrové hloubky (Paulson et al. 2003).

Vrby (*Salix* spp.) vytvářejí rychle rostoucí křovinné porosty, takže se nabízejí jako vhodné dřeviny pro remediace kontaminovaných lokalit (atmosférický spad, výsyvky elektráren, odkaliště) (Maxted et al., 2007).

Vrby (*Salix* spp.) vykazují vysokou akumulaci schopnost kadmia a zinku, včetně jejich transportu do nadzemní biomasy. To je většinou dáno tím, že kadmium a zinek jsou v půdě snadněji rozpustné nebo uvolnitelné než např. olovo nebo arsen. Z experimentů se potvrdilo, že v nejvyšším podílu lze vrby z půdy odstranit kadmium, tedy že extrakční účinnost vrb je nejvyšší pro tento prvek (Vysloužilová et al., 2003).

Jednotlivé druhy i klony vrb se v toleranci vůči těžkým kovům značně odlišují a byla u nich prokázána buď obecná vysoká tolerance k těžkým kovům nebo specifická tolerance k určitému kovu. Rovněž v příjmu a translokaci kovů do nadzemní biomasy byla zjištěna vysoká klonární variabilita (Vysloužilová et al., 2003).

Výzkum Punshona a Dickinsona (1997) ukázal, že vrby díky svojí snadné přizpůsobivosti prostředí, se mohou postupně aklimatizovat na vysoké úrovni Cd.

Díky vysoké produkci biomasy v kombinaci s vysokým příjmem kadmia je vrba vhodná jako fytoextraktor i jako komerčně využitelný producent biomasy (Klang – Westin a Eriksson, 2003). Pulford a Watson (2003) uvádějí jako značnou výhodou vrb možnost častých sklizní, vysoký výnos biomasy, dobré regenerační schopnosti, efektivní příjem živin, vysokou intenzitu a specifickou kapacitu jednotlivých druhů, hybridů a klonů absorbovat těžké kovy.

Landberg a Greger (1996) prokázali, že *Salix* je schopná hromadit více kadmia než většina jiných zemědělských plodin, hlavně některé klony. To potvrzují i výzkumy Berndese et al. (2004) a Meerse et al. (2007).

Eriksson a Ledin (1999) uvádějí, že pěstování *Salix* spp. snižuje v půdách množství rostlinám přístupného kadmia.

Podle výsledků pokusů, které provedli Roselli et al. (2003) vrby hromadí velké množství kadmia v nadzemní biomase, a proto nejsou vhodnými rostlinami k fytostabilizaci.

Mills et al. (2000) uvádí, že klony rodu *Salix* v jejich experimentu dosahovaly znatelně vyšších obsahů kadmia v sušině nadzemní biomasy oproti klonům z rodu *Populus* a to až 167 mg/kg na různě kontaminovaných půdách (0,6 – 60,6 mg/kg).

Greger et al. (1997) diskutovali o potenciálu rodu *Salix* spp. k dekontaminaci kadmiiem kontaminovaných půd, uvádějí, že by bylo potřeba 12 let k odstranění kadmia nahromaděného za minulé století v půdách ve Švédsku. Naopak Felix et al. (1997) vypočítali, že hybridy vrb

jsou schopné odstranit z půdy 0,222 kg kadmia z hektaru za rok na půdách obsahujících 6,6 µg/g. Podle jejich výpočtu by bylo potřeba 77 let, aby se hodnota snížila na 0,8 µg/g.

Rog a Isebrands (2000) uvádí že celkové výsledky jejich experimentů naznačují, že některé klony topolů a vrb mají velký potenciál pro úspěšnou rekultivaci a asanaci devastovaných ploch skládek.

### **2.4.1.2 Rod *Alnus* spp.**

Rod *Alnus* (olše) patří mezi krytosemenné dvojděložné rostliny, řádu Betulaceae. Olše (*Alnus*) jsou opadavé stromy nebo keře patřící do čeledi Betulaceae. Rychle rostou, ale málokdy dosahují velké výšky. Areál původního rozšíření tohoto druhu zahrnuje celé mírné a sumeridionální pásmo Evropy až po jižní Skandinávii a jižní Finsko, dále pak mírné pásmo západní Sibíře. Na jih zasahuje tento areál až části Středomoří a Kavkaz, v Americe zasahují na jih až do Argentiny. V Česku je rozšířena po celém území s výjimkou nejvyšších horských hřebenů a nejsušších oblastí (Hejný a Slavík, 1990).

Listy jsou opadavé, střídavé, jednoduché a pilovité. Květem jsou jehnědy, samčí jsou protáhlé, samičí dřevnatí a připomínají malé šištice jehličnatých stromů. Oba typy jehněd se vyskytují na jedné rostlině, často se objevují brzy z jara, ještě před vyrašením listů. Jsou hlavně větrosnubné, ale opylují je i včely. Olše jsou medonosné rostliny a jejich pyl nesený větrem může působit problémy alergikům (Hejný a Slavík, 1990).

Nejznámější olší je olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), strom rostoucí i v ČR; olše lepkavá roste po celé Evropě a byla introdukována i jinde. Má velmi přizpůsobivý srdčitý kořenový systém, ale též s 1 - 2 m hlubokým kořenem křovitým. Prostřednictvím kořenových hlízek s nitrogenními bakteriemi obohacuje půdu vázaným dusíkem. U olše se neprojevuje kořenová výmladnost, zato výmladnost pařezová je velmi silná. V prvním roce rostou olše velmi pomalu, v následujících letech rychle. Dospělosti dosahuje v zápoji ve 40 letech, jako solitér ve 12 - 20 letech (Kremer, 1995).

Olše je náročná na vysokou půdní vlhkost, snáší i zamokřené půdy se stagnující vodou významnou dřevinou přípravnou a meliorační. Kořenový systém je bohatý panohový s množstvím jemných kořenů, zpevňuje půdu, břehy potoků a hrází, na mělkých půdách tvoří bohatý povrchový kořenový systém. Schopnost poutat vzdušný dusík pomocí mykorhizních bakterií na kořenovém systému. Mezi ostatní vlastnosti patří významná pařezová výmladnost,



snáší záplavy, odolná proti mrazům, vhodná přípravná a krycí dřevina v mrazových polohách, významná meliorační dřevina, rychle rostoucí, velmi dobře půdu stíní a opadem zlepšuje. (Kovář et al, 2013)

Olše můžeme zařadit mezi tzv. čističe (excluders). Vyznačují se mechanismy zabraňujícími příjmu těžkých kovů jejich stabilizací v rhizosféře (Tlustoš et al., 2006b).

Olši jako vhodnou dřevinu k fytostabilizaci zabraňující vyplavování těžkých kovů do podzemních vod označují i Neuman et al. (2012), kteří ve svém výzkumu potvrdili, že kadmium zůstává v podzemních částech tkání dřeviny. Tento jev přisuzují biochemické imobilizaci a fyzikální stabilizaci kořeny. Rosselli et al. (2003) ve svém pokusu zjistili, že olše (*Alnus* spp.) rostoucí na kontaminované půdě hromadily v nadzemní biomase jen nízké koncentrace kovů, označují však olše (*Alnus* spp.) za dřevinu vhodnou k využití k fytostabilizaci kovu v rhizosféře nebo v kořenovém systému.

### **2.4.1.3 Rod *Populus* spp.**

Rod *Populus* patří společně s vrbami do čeledi Salicaceae (vrbovité) řádu Salicales (vrbokvěté).

Velké množství rodu *Populus* se vyskytuje na severní polokouli naší planety, zhruba zahrnují 110 druhů, ale kvůli snadné vegetativní reprodukci jsou v ekosystému rozšířeny stovky různých druhů kříženců *Populus* a mutací jako kultivary v silvikulturách, které rostou v boreálním až subtropické pásmu. Druhy a kultivary *Populus* mají velice rozdílné ekologické požadavky, přičemž mají obdobnou širokou genetickou variabilitu, takže rostou ve formě dvoudomých keřovitých tvarů až po vysoké stromy (Hejný a Slavík, 1990).

Listy topolů jsou střídavé, jednoduché, celistvé nebo členěné, dlouze řapíkaté, se záhy opadavými palisty. Květy jsou jednopohlavní, bezobalné, v převislých jehnědách, v paždí zubatých listenů. Plody jsou tobolky, které se otevírají 2 – 4 chloupky s drobnými semeny (Koblížek, 2000).

Topoly jsou převážně světlomilné dřeviny. Daří se jim v živných, hlubokých, čerstvě vlhkých půdách (Koblížek, 2000). Topoly nesnesou ulehle, špatně provzdušněné a podmáčené půdy se stagnující vodou a s oglejeným horizontem. Na takových stanovištích mají malý přírůstek, trpí chorobami a hynou (Čížek, 2007).

Z topolů, které byly dosud ověřovány v přírodních podmínkách České republiky, jsou nejnáročnější na pěstování černé topoly a jejich hybridy. Mají nejvyšší nároky na délku vegetační doby a teplotu během vegetace. Nejlépe rostou v nivních polohách s hlubokými, především náplavovými půdami, které mohou obsahovat i určitý podíl jemného štěrku. V našich podmínkách jsou to stanoviště lužních lesů nebo zemědělské oblasti podél dolních toků řek, popř. v údolních nivách podél menších toků až do nadmořské výšky 400 m, někdy i poněkud výše (600 m). Skupina těchto topolů snáší nejlépe ze všech i těžší půdy (Čížek, 2007).

Pro remediační účely se využívají zejména hybridní druhy topolů. Jejich hlavními výhodami jsou velká druhová rozmanitost, rychlý růst (3 – 5 m/rok), dlouhá životnost (25 – 50 let) a vysoká míra transpirace (Kučerová et al., 1999).

Topoly se také vyznačují schopností odebírat vodu ze značných hloubek. Kořeny některých hybridních topolů (např. *Populus deltoides nigra*) prorůstají až do hloubky 1,7 metru, mohou tedy dosáhnout až k hladině spodní vody, a tvoří hustou kořenovou síť, která zajišťuje velký odběr vody (Kučerová et al., 1999).

Topoly se uplatňují také při fytostabilizaci kontaminovaných ploch (Kučerová et al., 1999). Rog a Isebrands (2000) zjistili při pokusech pěstování klonů topolů na skládkové zemině zalévané kontaminovanou vodou, že rostliny dobře prospívaly i na silně kontaminovaných zeminách.

Robinson et al. (2000) ve svých pokusech zjistili, že topoly pěstované na kadmíem silně kontaminované půdě (až 60,6  $\mu\text{g/g}$ ) obsahovaly v listech až 200  $\mu\text{g/g}$  Cd.

Vollenweider et al. (2011) při svých experimentech zjistili, že obsah kadmia v listech topolu *Populus tremula* dosahovala až 13,3 mg/kg na silně kontaminované půdě.

Mills et. al (2000) uvádějí, že klony topolu obsahovaly v sušině nadzemní biomasy 6 až 75 mg/kg na různě kontaminovaných půdách (0,6 – 60,6 mg/kg).

## 3 Experimentální část

### 3.1 Materiál a metodika

#### 3.1.1 Popis nádobového pokusu

V experimentu byla sledována po 7 let akumulace kadmia ve vybraných druzích rychle rostoucích dřevin (*Populus nigra*, *Salix smithiana*, *Alnus glutinosa*) na lehce (A), středně (B) a těžce (C) kontaminované půdě, kambizemi odebrané v okolí kovohuti Příbram.

Pokus byl založen v roce 2006 v plastových nádobách o obsahu 6 dm<sup>3</sup>, do kterých bylo naváženo 5kg homogenizované a předem přesáté suché zeminy a zasazen jeden řízek (v případě olše semenáček) vybraných druhů rostlin. Do každé z nádob byla aplikovaná půdní sonda sloužící k odběru půdního roztoku. Každá z nádob byla na začátku experimentu hnojena NPK a to v množství 0,5 g N v 10 ml vodného roztoku dusičnanu amonného (odpovídá 1,43 g NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> na nádobu) a 0,89 g K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub> v 10 ml vodného roztoku (odpovídá 0,16 g P a 0,4 g K na nádobu). Pro každou úroveň kontaminace zeminy byla provedena 4 opakování podle schématu uvedeného v tabulce 1.

Tabulka 1 - Schéma pokusu

Varianta	Číslo nádob	Zemina	Rostlinný druh
I.	1, 2, 3, 4	A	<i>Salix smithiana</i>
II.	5, 6, 7, 8	A	<i>Populus nigra</i>
III.	9, 10, 11, 12	A	<i>Alnus glutinosa</i>
IV.	13, 14, 15, 16	A	kontrola bez rostlin
V.	17, 18, 19, 20	B	<i>Salix smithiana</i>
VI.	21, 22, 23, 24	B	<i>Populus nigra</i>
VII.	25, 27, 28	B	<i>Alnus glutinosa</i>
VIII.	29, 30, 31, 32	B	kontrola bez rostlin
IX.	33, 34, 35, 36	C	<i>Salix smithiana</i>
X.	37, 38, 39, 40	C	<i>Populus nigra</i>
XI.	41, 42, 43, 44	C	<i>Alnus glutinosa</i>
XII.	45, 46, 47, 48	C	kontrola bez rostlin

Rostliny byly po celou dobu experimentu zavlažovány demineralizovanou vodou, přihnojovány živným roztokem, ošetřovány proti škůdcům, chorobám, průběžně odplevelovány a každoročně probíhala sklizeň nadzemní biomasy a její následná analýza. Pokus probíhal ve skleníku katedry Agroenvironmentální chemie a výživy rostlin FAPPZ ČZU. V posledním roce pokusu (2012) proběhla sklizeň a vyhodnocení i podzemních částí rostlin.

### 3.1.2 Analýza půdních vzorků

Celkový obsah kadmia v jednotlivých vzorcích půdy byl stanoven před začátkem experimentu v mineralizátech získaných dvoustupňovým rozkladem podle následujícího postupu: 0,5 g vzorku půdy se spálí v mineralizačním zařízení Apion (Tessek, ČR), popel se poté rozloží ve směsi  $\text{HNO}_3 + \text{HF}$  při  $160^\circ\text{C}$ , odpaří se do sucha a zbytek se rozpustí ve zředěné lučavce královské. Všechny vzorky byly analyzovány metodou optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plasmatem (ICP-OES, Varian Vista Pro, Varian, Austrálie). Obsah Kadmia v jednotlivých vzorcích je uveden v tabulce č. 2.

Tabulka 2 – Obsah Cd ve vzorcích kontaminovaných půd (mg/kg)

Půda	Obsah Cd	
	x	s
<b>A</b>	0,978	0,109
<b>B</b>	2,23	0,26
<b>C</b>	3,33	0,18

Pro stanovení přístupných a vyměnitelných obsahů kadmia byl po ukončení pokusu z každé nádoby odebrán vzorek půdy. Půda byla následně usušena, podrcena v keramickém hmoždíři a přesáta přes 2,5 mm síto. Pro stanovení přístupných obsahů byl z každého vzorku navážen 1 g, zalit 0,11 M kyselinou octovou a třepán 10 hodin. Následně byly vzorky centrifugovány (Hettich Universal, Německo) při 3000 otáčkách po dobu deseti minut a analyzovány pomocí metody emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem. Pro stanovení obsahu potenciálně mobilizovatelných forem kadmia byly naváženy 2 g zeminy, zality 2 M kyselinou dusičnou a třepány 6 hodin. Následný postup byl shodný se stanovením přístupných obsahů kadmia.

### **3.1.3 Analýza nadzemních částí rostlin**

Každý rok na konci vegetačního období byla provedena sklizeň nadzemních částí rostlin. Poté byly odděleny zvlášť větve a zvlášť listy a u obou skupin byla stanovena hmotnost biomasy v čerstvém stavu. Následovně byly rostlinné části nastříhány na menší části a sušeny v sušárně při teplotě 65°C. Po vysušení byly rostliny opět zváženy pro zjištění hmotnosti sušiny a dále byly jednotlivé vzorky rozemlety na jemný prášek umožňující další analýzy k stanovení obsahu kadmia v rostlinném materiálu.

Vzorky rostlinného materiálu (1g suchého vzorku) byly rozloženy na suché cestě v mineralizátoru Apion (Tessek, ČR). Jedná se o elektricky vyhřívaný duralový horký blok, ve kterém rozklad probíhá v prostředí superoxidační směsi plynů (O<sub>2</sub> + O<sub>3</sub> + NO<sub>x</sub>) při teplotě 400°C po dobu 10 hodin (Száková et al., 2005). Popel byl rozpuštěn ve 20 ml 1,5% HNO<sub>3</sub>. Stanovení kadmia bylo provedeno emisní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem.

### **3.1.4 Analýza podzemních částí rostlin**

Na konci vegetačního období v posledním roce pokusu tj. 2012 proběhla i sklizeň podzemních částí rostlin. Z nádob byly vyjmuty pařezy společně s kořenovými baly rostlin a zároveň odebrány vzorky půdy. Kořenové baly byly promývány proudem demineralizované vody nad sítím s velikostí ok 2 mm, tím došlo k odstranění většiny zeminy a rostliny bylo možné oddělit na pařez a kořenovou část. Kořenová část byla dále rozdělena do 2 samostatných skupin a to na část dřevnatých kořenů a na část jemných kořenů s průměrem do 2 mm. Kořeny byly následně ručně očištěny od zbývajících nečistot a znovu promyty demineralizovanou vodou a nechány 24 hodin oschnout. Po 24 hodinách byla zvážena jejich hmotnost v čerstvém stavu a následně vysušeny při teplotě 65°C do konstantní hmotnosti a dále stanoveny shodně jako nadzemní části rostlin.

### **3.1.5 Odběr půdního roztoku**

Vzorky půdního roztoku byly odebírány vždy 2x během vegetačního období a to zpravidla v červnu a září. 24 hodin před odběrem roztoku byly nádoby nasyceny demineralizovanou vodou a poté z každé nádoby bylo injekční stříkačkou odebráno 10 ml

pomocí půdních sond zavedených při zakládání experimentu. Jedná se o velmi pomalý proces, zabírající i několik dní.

### 3.1.6 Vyhodnocení výsledků experimentu

Vyhodnocování výsledků pokusu byla použita analýza rozptylu jednoduchého třídění na 95 % hladině významnosti a to pro každý rok a skupinu zvlášť (listy, větve, pařezy, kořeny dřevité a kořeny drobné. K vyhodnocení výsledků byl použit statistický program STATISTIKA 12.0 a program MS Excel.

Pro výpočet odběru kadmia rostlinou byl použit vzorec:

$$O = R \cdot S [\mu\text{g}]$$

**O** vyjadřuje odběr prvku sklizenou biomasou z definovaného objemu půdy [ $\mu\text{g}$ ], **S** je výnos suché hmoty rostlin [g] a **R** vyjadřuje celkový obsah prvku v biomase rostlin [ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ].

Výpočet remediačního faktoru byl proveden podle následujícího vzorce:

$$R_f = O / (R \cdot \text{MnP}) \cdot 100$$

**Rf** = remediační faktor (%)

**O** = odběr prvků biomasou sklizenou z daného objemu půdy (mg)

**R** = celkový obsah prvku v půdě (mg/kg)

**MnP** = množství půdy (kg)

## 3.2 Výsledky

### 3.2.1 Výnos biomasy

Vyhodnocení nadzemní biomasy na srovnávaných půdách bylo provedeno každý rok zvlášť pro biomasu větví a listů. Jednotlivé druhy vykázaly rozdílné množství vyprodukované biomasy. Množství vyprodukované biomasy v suchém stavu jednotlivých druhů dřevin pro všechny 3 druhy kontaminované půdy mezi roky 2006 a 2012 zobrazuje tabulka č. 3.

Tab 3 výnos suché nadzemní biomasy (g. nádoba<sup>-1</sup>) v jednotlivých letech (2006 – 2012)

a) vrby – *Salix smithiana*

Půda	Rok	Listy		Větve	
		x	s	x	s
A	2006	6,68	1,70	13,68	2,96
	2007	17,35	3,20	23,73	1,49
	2008	13,03	8,71	24,83	3,16
	2009	19,78	2,05	24,25	2,89
	2010	11,51	0,78	8,95	1,38
	2011	11,78	1,35	10,88	1,33
	2012	14,38	2,24	21,98	1,77
	<b>průměr</b>	<b>13,50</b>	<b>3,94</b>	<b>18,33</b>	<b>6,38</b>
B	2006	13,58	1,00	27,10	1,52
	2007	21,90	1,51	30,80	3,94
	2008	16,85	2,94	22,70	4,53
	2009	24,48	2,73	29,50	5,63
	2010	11,16	1,71	6,58	1,49
	2011	11,28	0,61	10,65	1,59
	2012	15,80	2,00	20,38	4,31
	<b>průměr</b>	<b>16,43</b>	<b>4,75</b>	<b>21,10</b>	<b>8,65</b>
C	2006	8,48	1,36	21,03	3,55
	2007	19,38	4,39	24,40	2,72
	2008	11,87	0,60	27,50	1,53
	2009	19,83	1,79	18,33	5,01
	2010	8,82	2,07	5,95	1,92
	2011	9,30	0,67	7,98	0,97
	2012	12,70	0,71	16,68	3,51
	<b>průměr</b>	<b>12,91</b>	<b>4,47</b>	<b>17,41</b>	<b>7,42</b>

b) topoly – *Populus nigra*

Půda	Rok	Listy		Větve	
		x	s	x	s
A	2006	4,13	1,26	1,43c	0,33
	2007	15,35	5,00	23,75	2,34
	2008	24,10	7,78	28,13	4,76
	2009	38,40	3,72	33,50	1,13
	2010	12,69	4,44	14,58	0,95
	2011	13,00	3,96	9,35	2,48
	2012	26,23	3,90	23,20	5,15
	<b>průměr</b>	<b>19,13</b>	<b>10,45</b>	<b>19,13</b>	<b>10,39</b>
B	2006	20,80	4,91	20,88	1,76
	2007	25,60	1,79	28,90	1,49
	2008	34,48	5,10	28,33	3,11
	2009	39,53	4,23	28,58	6,00
	2010	15,97	3,60	8,83	2,96
	2011	14,53	0,48	9,50	0,89
	2012	27,33	2,37	18,60	3,88
	<b>průměr</b>	<b>25,46</b>	<b>8,57</b>	<b>20,51</b>	<b>8,09</b>
C	2006	19,78	5,62	13,95	3,63
	2007	26,25	2,73	22,25	1,37
	2008	28,10	2,55	25,20	2,78
	2009	38,35	2,18	28,63	4,89
	2010	12,32	2,95	7,70	3,07
	2011	13,85	2,07	9,30	2,23
	2012	26,53	2,55	19,65	1,98
	<b>průměr</b>	<b>23,60</b>	<b>8,37</b>	<b>18,10</b>	<b>7,40</b>

c) olše – *Alnus glutinosa*

Půda	Rok	Listy		Větve	
		x	s	x	s
A	2006	3,28	3,15	2,83	1,86
	2007	20,03	3,80	29,70	1,10
	2008	18,90	10,25	34,08	5,75
	2009	46,23	15,02	47,60	11,44
	2010	23,08	9,92	22,30	6,83
	2011	33,73	4,23	33,43	9,09
	2012	30,70	6,48	28,83	3,30
	<b>průměr</b>	<b>25,13</b>	<b>12,52</b>	<b>28,40</b>	<b>12,65</b>
B	2006	20,03	2,16	25,23	2,86



	<b>2007</b>	28,87	6,41	49,90	3,34
	<b>2008</b>	34,03	0,97	41,00	2,05
	<b>2009</b>	64,15	6,45	52,00	4,73
	<b>2010</b>	33,05	10,30	28,47	4,09
	<b>2011</b>	42,41	2,65	44,17	8,00
	<b>2012</b>	48,20	9,55	54,03	7,17
	<b>průměr</b>	<b>38,68</b>	<b>13,37</b>	<b>42,11</b>	<b>10,54</b>
<b>C</b>	<b>2006</b>	16,28	6,36	14,70	3,98
	<b>2007</b>	27,80	4,81	34,60	4,77
	<b>2008</b>	18,20	9,48	24,18	4,89
	<b>2009</b>	50,75	19,48	41,05	5,06
	<b>2010</b>	28,27	3,61	19,07	2,56
	<b>2011</b>	29,19	1,47	22,60	2,43
	<b>2012</b>	36,07	8,16	35,73	7,62
	<b>průměr</b>	<b>29,51</b>	<b>10,70</b>	<b>27,42</b>	<b>9,04</b>

Během 7 let trvání pokusu byla stanovena nejvyšší produkce nadzemní biomasy u listů olše (*Alnus glutinosa*) v roce 2009, která rostla na středně kontaminované zemině B (64,15 g.nádoba<sup>-1</sup>). Topoly dosáhly nejvyššího výnosu také u listů v roce 2009 na středně kontaminované půdě B a to 39,53 g.nádoba<sup>-1</sup>. V případě vrby (*Salix smithiana*) bylo nejvíce nadzemní biomasy vyprodukováno větvemi v roce 2007 a to 30,8 g.nádoba<sup>-1</sup> na středně kontaminované půdě.

Nejnižší produkce nadzemní biomasy byla u větví topolů (*Populus nigra*) v roce 2006, tedy v prvním roce pěstování na lehce kontaminované půdě A a to 1,43 g.nádoba<sup>-1</sup>. U olší (*Alnus glutinosa*) byla nejnižší produkce biomasy u větví (2,83 g.nádoba<sup>-1</sup>) na lehce kontaminované půdě A, taktéž v prvním roce pěstování. Vrby dosáhly nejnižšího výnosu v roce 2010 na silně kontaminované půdě C u větví, kde průměrná produkce biomasy činila 5,95 g.nádoba<sup>-1</sup>.

Vrby (*Salix smithiana*) produkovaly více biomasy u větví než u listů na všech třech úrovních kontaminovaných půd. Výjimkou byly pouze roky 2010 a 2011 kdy byl větší výnos u listů. Největšího výnosu větví dosáhly vrby v druhém roce pěstování v roce 2007 na středně kontaminované půdě 30,8 g.nádoba<sup>-1</sup>, naopak nejmenšího výnosu větví bylo vyprodukováno v roce 2010 na silně kontaminované půdě (5,95 g.nádoba<sup>-1</sup>). U listů byla největší produkce biomasy v roce 2009 na středně kontaminované půdě B, průměrný výnos zde byl 24,48

g.nádoba<sup>-1</sup>. Nejmenšího výnosu listů vrby *Salix smithiana* dosáhly v roce 2006 a to 6, 68 g.nádoba<sup>-1</sup> na lehce kontaminované půdě.

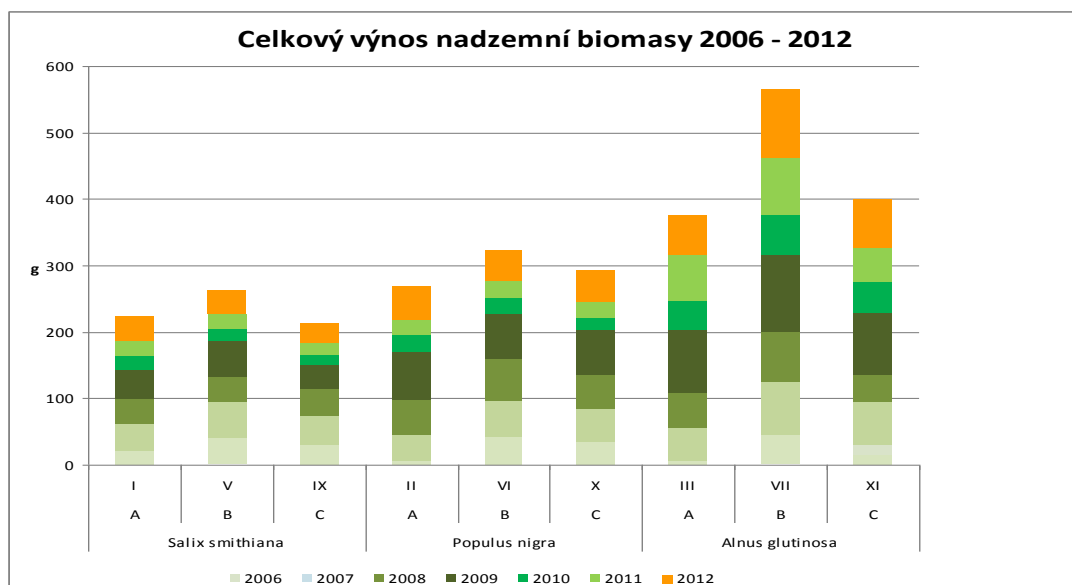
Topoly *Populus nigra* vyprodukovaly největší výnos biomasy u listů v roce 2009 na středně kontaminované půdě B a to 39,53 g.nádoba<sup>-1</sup>, nejméně listové hmoty bylo zaznamenáno v prvním roce pěstování na lehce kontaminované půdě 4, 13 g.nádoba<sup>-1</sup>. Výnos větví byl největší v roce 2009 na lehce kontaminované půdě 33,5 g.nádoba<sup>-1</sup>, nejnižší produkce větví byla zjištěna taktéž na lehce kontaminované půdě v roce 2006 (1,43 g.nádoba<sup>-1</sup>). Poměr mezi produkcí listů a větví velmi kolísal a to jak mezi jednotlivými roky tak i mezi úrovněmi kontaminace půdy.

Produkce nadzemní biomasy se u olše *Alnus glutinosa* stejně jako v případě topolu *populus nigra* velmi lišila. Největšího výnosu listů bylo dosaženo v roce 2009 na středně kontaminované půdě 64,15 g.nádoba<sup>-1</sup>. Nejméně listové hmoty olše vyprodukovaly v roce 2006 na lehce kontaminované půdě (3,28 g.nádoba<sup>-1</sup>). Nejnižší výnos větví byl zaznamenán také v prvním roce na lehce kontaminované půdě (2,83 g.nádoba<sup>-1</sup>). Nejvíce biomasy větví dosáhly olše v posledním roce pěstování na půdě se střední úrovní kontaminace (54,03 g.nádoba<sup>-1</sup>).

Podle celkového výnosu nadzemní biomasy za 7 let trvání pokusu byla největší produkce suché biomasy u všech tří druhů dřevin na středně kontaminované půdě B. Nejvyšších výnosů suché biomasy za 7 let pěstování dosahovaly olše *Alnus glutinosa* a to na všech úrovních kontaminace zemin. Nejnižších výnosů suché biomasy dosahovaly ze všech tří dřevin vrby *Salix smithiana*, a to přibližně polovičních oproti výnosům olší *Alnus glutinosa*. Nejnižšího výnosu bylo dosaženo u vrby *Salix smithiana* na silně kontaminované půdě. Topoly *Populus nigra* dosahovaly průměrně 1,5x vyšších výnosů než vrby *Salix smithiana*.

Celková produkce suché nadzemní biomasy u jednotlivých dřevin je znázorněna v grafu 1.

Graf č. 1 - Celkový výnos suché nadzemní biomasy v letech 2006 – 2012 (g.nádoba<sup>-1</sup>)



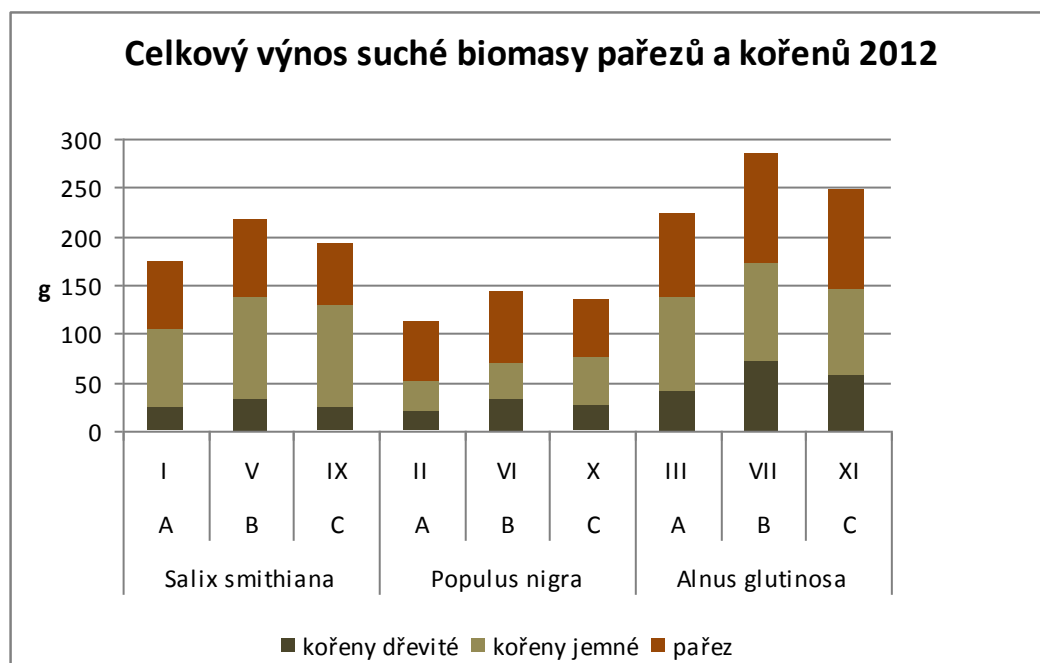
V posledním roce pokusu bylo provedeno srovnání výnosu kořenů a to zvláště pro kořeny jemné (do 2mm), kořeny dřevité a pařezy. Stejně jako u nadzemní biomasy byla i u kořenů a pařezů největší produkce na středně kontaminované půdě a to u všech tří druhů sledovaných rychle rostoucích dřevin. Ve všech případech byla větší produkce jemných kořenů oproti kořenům dřevitým. Nejvíce biomasy kořenů a pařezů vyprodukovala olše *Alnus glutinosa* na středně kontaminované půdě B. V případě kořenů to bylo v průměru 172, 1 g.nádoba<sup>-1</sup> a v případě biomasy pařezů činil průměrný výnos 112,93 g.nádoba<sup>-1</sup>.

Nejméně biomasy kořenů a pařezů vyprodukovaly topoly *Populus nigra*, kořeny měly nejmenší výnos na lehce kontaminované půdě A (52,35 g.nádoba<sup>-1</sup>), pařezy na půdě silně kontaminované C a to 60,15 g.nádoba<sup>-1</sup>. Průměrný výnos kořenů a pařezů pro jednotlivé rychle rostoucí dřeviny a úrovně kontaminace jsou uvedeny v následující tabulce č. 4, grafu 2 pro kořeny a pro pařezy.

Tab. č. 4 – Výnos suché biomasy pařezů a kořenů po skončení pokusu v r. 2012  
(g.nádoba<sup>-1</sup>)

Rostlinný druh	Půda	Kořeny jemné		Kořeny dřevité		Pařez	
		x	s	x	s	x	s
<i>Salix smithiana</i>	A	81,40	9,99	23,88	1,63	68,80	4,11
	B	105,35	5,24	32,70	5,63	79,70	3,55
	C	104,78	15,53	25,38	4,86	63,48	4,60
<i>Populus nigra</i>	A	31,65	6,45	20,70	0,63	60,53	2,93
	B	35,70	9,33	33,75	5,20	74,30	4,47
	C	48,20	11,43	27,58	3,63	60,15	2,08
<i>Alnus glutinosa</i>	A	96,20	24,37	41,67	9,37	85,13	3,93
	B	100,83	21,64	71,27	4,86	112,93	10,99
	C	89,20	5,45	56,73	8,38	103,63	9,51

Graf. č. 2 – Výnos suché biomasy pařezů a kořenů po skončení pokusu v r. 2012 (g.nádoba<sup>-1</sup>)



### 3.2.2 Obsah kadmia v biomase

Srovnání obsahu kadmia v jednotlivých variantách půd bylo provedeno zvlášť mezi biomasou listů a větví a v posledním roce pokusu i pařezů, dřevitých a drobných kořenů. Obsahy kadmia se odlišují u srovnávaných variant a jsou uvedeny v tabulce č. 5

Tabulka č. 5 - Obsah kadmia v nadzemní biomase (mg/kg)

a) vrby – *Salix smithiana*

Půda	rok	listy		větvě	
		x	s	x	s
A	2006	2,07	0,28	2,86	0,58
	2007	13,19	2,05	5,02	0,56
	2008	2,51	0,46	1,16	0,12
	2009	4,55	1,85	0,97	0,14
	2010	4,36	0,93	2,75	0,11
	2011	5,19	1,17	3,43	0,56
	2012	0,75	0,11	1,02	0,82
	<b>průměr</b>	<b>4,66</b>	<b>0,98</b>	<b>2,46</b>	<b>0,41</b>
B	2006	13,3	0,96	10,93	1,36
	2007	43,78	7,68	14,19	1,09
	2008	8,69	1,11	3,69	0,29
	2009	9,91	5,31	1,33	0,26
	2010	19,84	4,49	10,27	3,8
	2011	24,2	12,9	19,27	5,63
	2012	4,74	0,97	3,63	0,78
	<b>průměr</b>	<b>17,78</b>	<b>4,77</b>	<b>9,04</b>	<b>1,89</b>
C	2006	23,33	1,92	16,55	1,44
	2007	38,98	12,74	17,29	1,82
	2008	10,41	3,36	4,6	0,84
	2009	5,75	3,21	5,12	1,86
	2010	15,59	3,49	10,24	3,08
	2011	21,74	6,99	16,17	2,68
	2012	3,52	0,68	3,63	1,22
	<b>průměr</b>	<b>17,05</b>	<b>4,63</b>	<b>10,51</b>	<b>1,85</b>

b) topoly – *Populus nigra*

Půda	rok	listy		větvě	
		x	s	x	s
A	2006	0,74	0,15	0,72	0,06
	2007	6,84	2,34	3,78	0,68
	2008	1,68	0,24	0,93	0,11
	2009	2,19	0,38	0,65	0,17
	2010	2,98	1,35	2,27	0,41
	2011	2,12	0,43	2,39	0,73
	2012	0,45	0,1	0,56	0,1
	<b>průměr</b>	<b>2,43</b>	<b>0,71</b>	<b>1,61</b>	<b>0,32</b>
B	2006	5,5	0,91	7,24	0,6
	2007	20,73	1,84	11,96	2
	2008	5,23	1	9,19	0,28
	2009	0,13	0,02	1,41	0,15
	2010	7,13	3,05	5,5	1,96
	2011	9,27	4,06	7,33	1,58
	2012	1,91	0,46	2,27	0,56
	<b>průměr</b>	<b>7,13</b>	<b>1,62</b>	<b>6,41</b>	<b>1,02</b>
C	2006	13,49	4,94	15,44	1,61
	2007	21,78	3,33	13,03	5,05
	2008	3,78	0,55	2,4	0,23
	2009	0,39	0,14	1,19	0,3
	2010	7,36	1,42	6,17	0,73
	2011	12,78	1,84	8,69	2,05
	2012	1,82	1,16	1,66	0,75
	<b>průměr</b>	<b>8,77</b>	<b>1,91</b>	<b>6,94</b>	<b>1,53</b>

c) olše – *Alnus glutinosa*

Půda	rok	listy		větvě	
		x	s	x	s
A	2006	0,14	0,1	2,17	1,79
	2007	1,03	0,84	1,61	0,38
	2008	0,11	0,06	0,18	0,07
	2009	0,26	0,12	0,38	0,14
	2010	0,24	0,09	0,97	0,26
	2011	0,39	0,12	2,08	0,3
	2012	0,09	0,03	2,28	1,4
	<b>průměr</b>	<b>0,32</b>	<b>0,19</b>	<b>1,38</b>	<b>0,62</b>
B	2006	0,29	0,36	0,31	0,17
	2007	0,57	0,22	0,9	0,12

	<b>2008</b>	0,1	0,04	0,38	0,11
	<b>2009</b>	0,18	0,05	0,62	0,22
	<b>2010</b>	0,54	0,21	3,07	0,58
	<b>2011</b>	0,94	0,45	4,09	0,65
	<b>2012</b>	0,33	0,12	1,28	0,36
	<b>průměr</b>	<b>0,42</b>	<b>0,21</b>	<b>1,52</b>	<b>0,32</b>
<b>C</b>	<b>2006</b>	0,13	0,03	0,38	0,1
	<b>2007</b>	1,05	0,63	2,18	0,78
	<b>2008</b>	0,18	0,03	0,55	0,19
	<b>2009</b>	0,07	0,03	0,46	0,15
	<b>2010</b>	1,14	0,29	3,69	0,84
	<b>2011</b>	1,92	0,88	8,27	3,09
	<b>2012</b>	0,45	0,17	1,72	0,32
	<b>průměr</b>	<b>0,71</b>	<b>0,29</b>	<b>2,46</b>	<b>0,78</b>

Množství kadmia v analyzované biomase listů a větví v jednotlivých letech velmi kolísalo. Obecně lze říci, že největší obsahy kadmia v listech byly u všech dřevin naměřeny v druhém roce pěstování, až na olši *Alnus glutinosa*, na středně a silně kontaminované půdě, kde byl nejvyšší obsah kadmia v listech naměřen v roce 2011. Množství kadmia v biomase listů byl u vrby *Salix smithiana* a topolů *Populus nigra* ve většině případech vyšší než obsah kadmia v biomase větví. Naopak u olši *Alnus glutinosa* obsah kadmia ve větvích převyšoval ve všech případech jeho obsah v listech a to přibližně 3 – 4x.

Podle naměřených průměrných obsahů hromadila nejvíce kadmia v nadzemní biomase vrba *Salix smithiana*, průměrné obsahy tohoto prvku byly nejvyšší ze všech tří sledovaných dřevin a to v listech i ve větvích. Zjištěné průměrné obsahy kadmia v biomase *Salix smithiana* byly přibližně dvojnásobné oproti průměrným obsahům v nadzemní biomase topolu *Populus nigra*. V případě olše *Alnus glutinosa* jsou naměřené průměrné koncentrace kadmia v nadzemní biomase oproti vrbě *Salix smithiana* nižší v řádu desetinásobků v případě listů a průměrně 1,8 – 6x nižší v biomase větví.

Vrby *Salix smithiana* během 7 let trvání pokusu akumulovaly nejvíce kadmia v listech v roce 2007 na středně kontaminované půdě a to 43,78 mg/kg. Nejnižší obsah byl u vrby naměřen v roce posledním roce pěstování (2012) taktéž u listů (0,75 mg/kg). Podle celkového průměrného obsahu kadmia v nadzemní biomase byl obsah kadmia na jednotlivých variantách kontaminace půd v listech i ve větvích v následujícím pořadí C > B > A.

Topoly *Populus nigra* vykazovaly podobné vlastnosti jako vrby *Salix smithiana*. Obsahy kadmia v listech většinou převyšovaly obsahy ve větvích a celkový průměrný obsah

kadmia za 7 let u nich byl stejně jako u vrb podle úrovně kontaminace C > B > A. Nejvyšší akumulace kadmia u nich byla zjištěna také v druhém roce pěstování v biomase listů, ale na rozdíl od vrb to bylo na silně kontaminované půdě C. Nejnižší obsah kadmia byl naměřen v listech v roce 2009 na středně kontaminované půdě (0,13 mg/kg).

Olše *Alnus glutinosa* vykazovaly oproti vrbám *Salix smithiana* a topolům *Populus nigra* až na výjimky mnohem nižší obsahy kadmia v nadzemní biomase. Ve všech letech trvání pokusu u nich převažovala akumulace kadmia ve větvích nad akumulací v listech. Nejvyšší obsah kadmia byl u olší zaznamenán ve větvích na silně kontaminované půdě v druhém roce pěstování (2,18 mg/kg) a nejnižší v listech na silně kontaminované půdě v roce 2009 (0,07 mg/kg).

Srovnání obsahu kadmia v biomase kořenů jednotlivých variant bylo provedeno v posledním roce pokusu samostatně pro kořeny jemné, dřevité a pařezy. Rozdíly u jednotlivých variant jsou uvedeny v tabulce 6.

Tab. č. 6 – Obsah kadmia v biomase kořenů 2012 (mg/kg)

Rostlinný druh	Varianta	Obsah Cd					
		kořeny jemné		kořeny dřevité		Pařezy	
		x	s	x	s	x	s
<i>Salix smithiana</i>	A	1,27	1,09	0,56	0,13	1,04	0,16
	B	2,13	0,41	3,44	0,47	4,78	0,58
	C	2,85	0,31	3,39	1,06	4,94	0,35
<i>Populus nigra</i>	A	0,60	0,11	0,41	0,05	0,68	0,10
	B	1,67	0,40	1,93	0,40	2,84	0,42
	C	2,85	0,48	1,77	0,24	2,86	0,50
<i>Alnus glutinosa</i>	A	0,95	0,18	0,66	0,15	0,42	0,09
	B	4,77	1,62	1,67	0,34	1,21	0,57
	C	4,85	0,79	3,20	0,24	1,61	0,10

Z předchozí tabulky je patrné, že u olše *Alnus glutinosa* je u všech tří úrovní kontaminace půd největší akumulace kadmia v jemných kořenech a nejmenší v pařezech této rychle rostoucí dřeviny. Opačný průběh akumulace kadmia byl pozorován u vrby *Salix smithiana* a u topolů *Populus nigra* na středně a vysoce kontaminované půdě. Naměřené koncentrace kadmia u jemných kořenů a pařezů rostly společně s rostoucí koncentrací v půdě. U dřevitých kořenů byly u Vrb *Salix smithiana* a topolů *Populus nigra* koncentrace nejvyšší na středně kontaminované půdě.



Nejnižší obsah kadmia byl naměřen u dřevitých kořenů topolu *Populus nigra* na lehce kontaminované půdě (0,41 mg/kg). Nejvyšší akumulace kadmia byla zjištěna v pařezech vrby *Salix smithiana* na silně kontaminované půdě (4,94 mg/kg).

### 3.2.3 Odběr kadmia rostlinou

Odběr prvků rostlinou vyjadřuje schopnost rostliny odebírat prvek z půdy a akumulovat ho v biomase. Obsah je dán součinem obsahu daného prvku v rostlině a hmotností vyprodukované biomasy v suchém stavu.

Zjištěné hodnoty obsahu kadmia v jednotlivých částech dřevin na testovaných variantách půd jsou uvedeny v následující tabulce č. 7. V grafu 5 jsou zaznamenány hodnoty celkového odběru nadzemních částí rostlin, který rostliny odebraly z půdy za 7 let trvání nádobového pokusu.

Tabulka č. 7 - Odběr kadmia nadzemní biomasou v letech 2006 – 2012 ( $\mu\text{g}/\text{nádoba}$ )

a) vrby - *Salix smithiana*

Půda	rok	listy		větvě	
		x	s	x	s
A	2006	13,74	3,43	38,22	7,67
	2007	230,7	68,51	119,11	14,37
	2008	33,71	23,87	28,49	3,65
	2009	93,73	47,5	23,2	2,12
	2010	49,91	9,91	24,4	4,82
	2011	60,73	14,01	37,51	8,38
	2012	10,66	1,7	22,17	17,63
	průměr	<b>70,45</b>	<b>24,13</b>	<b>41,87</b>	<b>8,38</b>
B	2006	180,17	14,67	297,34	47,4
	2007	951,91	142,28	434,88	48,07
	2008	143,4	10,36	83,99	19,22
	2009	304,43	33,76	38,89	8,47
	2010	222,99	63,66	62,6	11,65
	2011	274,85	154,51	204,21	69,33
	2012	75,58	20,9	74,69	24,61
	průměr	<b>307,62</b>	<b>62,88</b>	<b>170,94</b>	<b>32,68</b>
C	2006	197,44	35,71	346,28	57,04
	2007	768,35	374,42	418,48	33,94
	2008	124,91	45,33	125,37	17,74
	2009	116,56	67,69	102,43	65,4

	<b>2010</b>	135,44	37,96	65,28	35,57
	<b>2011</b>	201,71	62,49	129,74	32,69
	<b>2012</b>	44,45	8,06	63,45	26,59
	<b>průměr</b>	<b>226,98</b>	<b>90,24</b>	<b>178,72</b>	<b>38,42</b>

b) topoly - *Populus nigra*

Půda	rok	listy		větvě	
		x	s	x	s
A	<b>2006</b>	3,04	1,12	1,04	0,31
	<b>2007</b>	107,21	50,83	88,25	7,82
	<b>2008</b>	31,88	5,82	25,57	2,31
	<b>2009</b>	83,87	15,2	21,69	5,96
	<b>2010</b>	36,6	17,76	33,02	6,08
	<b>2011</b>	27,26	8,75	22,91	11,01
	<b>2012</b>	11,97	4,25	13,38	4,48
	<b>průměr</b>	<b>43,12</b>	<b>14,82</b>	<b>29,41</b>	<b>5,42</b>
B	<b>2006</b>	113,77	29,19	137,58	1,01
	<b>2007</b>	528,74	37,77	346,75	92,26
	<b>2008</b>	164,69	27,72	90,08	26,57
	<b>2009</b>	5,31	1,29	39,88	24,17
	<b>2010</b>	103,95	18,34	53,19	28,69
	<b>2011</b>	134,43	59,56	70,57	22,14
	<b>2012</b>	52,28	14,25	40,77	8,78
	<b>průměr</b>	<b>157,60</b>	<b>26,87</b>	<b>111,26</b>	<b>29,09</b>
C	<b>2006</b>	252,23	89,13	218,82	68,68
	<b>2007</b>	566,38	69,98	285,15	92,25
	<b>2008</b>	105,34	11,29	60,17	5,12
	<b>2009</b>	15,07	5,67	33,74	8,49
	<b>2010</b>	91,28	31,31	48,78	23,14
	<b>2011</b>	179,34	44,51	83,4	34,61
	<b>2012</b>	49,32	33,00	33,61	17,25
	<b>průměr</b>	<b>179,85</b>	<b>40,70</b>	<b>109,10</b>	<b>35,65</b>

c) olše - *Alnus glutinosa*

Půda	rok	listy		větvě	
		x	s	x	s
A	<b>2006</b>	0,33	0,25	3,69	0,73
	<b>2007</b>	27,74	23,78	46,04	10,69
	<b>2008</b>	2,48	1,66	6,66	1,8
	<b>2009</b>	16,49	5,69	18,92	9,85
	<b>2010</b>	5,58	2,5	24,87	6,78
	<b>2011</b>	12,72	3,4	67,28	12,28
	<b>2012</b>	2,62	0,87	69,77	43,63
	<b>průměr</b>	<b>9,71</b>	<b>5,45</b>	<b>33,89</b>	<b>12,25</b>
B	<b>2006</b>	5,43	6,2	7,31	3,27
	<b>2007</b>	15,23	2,88	44,66	3,98
	<b>2008</b>	3,4	1,41	15,62	4,85
	<b>2009</b>	11,4	2,64	31,84	11,55
	<b>2010</b>	19,1	12,22	85,1	7,06

	<b>2011</b>	40,14	19,87	177,03	24,32
	<b>2012</b>	15,58	5,34	66,99	14,54
	<b>průměr</b>	<b>15,75</b>	<b>7,22</b>	<b>61,22</b>	<b>9,94</b>
<b>C</b>	<b>2006</b>	2,75	0,35	5,88	1,85
	<b>2007</b>	22,86	10,9	87,08	27,09
	<b>2008</b>	4,31	0,58	14,66	4,63
	<b>2009</b>	5,05	2,06	22,1	7,31
	<b>2010</b>	32,12	8,97	69,79	17,79
	<b>2011</b>	57,01	29,1	184,98	65,33
	<b>2012</b>	15,85	4,84	63,76	24,29
	<b>průměr</b>	<b>19,99</b>	<b>8,11</b>	<b>64,04</b>	<b>21,18</b>

Odběr kadmia rostlinou byl v jednotlivých letech pokusu odlišný jak mezi testovanými druhy rychle rostoucích dřevin tak i mezi půdami s rozdílnou úrovní kontaminace. Podle hodnot průměrných odběrů kadmia rostlinami, nejvíce kadmia z půdy odebíraly vrby *Salix smithiana*, naměřené hodnoty u topolů *Populus nigra* byly oproti vrbám přibližně o 25 – 50% nižší jak u listů tak u odběru větvemi na všech úrovních kontaminace půd. Hodnoty průměrných odběrů u olše *Alnus glutinosa* jsou mnohonásobně nižší u odběru listů než průměrné odběry u vrb *Salix smithiana* a topolů *Populus nigra* a to u všech tří úrovní kontaminace. U všech tří druhů dřevin se odběr kadmia nadzemní biomasou zvyšoval se zvyšujícím se obsahem kadmia v půdě, pouze v listech vrby *Salix smithiana* byly nejvyšší průměrné hodnoty u odběru kadmia listy zjištěny na středně kontaminované půdě a u topolu *Populus nigra* byly průměrné hodnoty odběru kadmia větvemi na silně kontaminované půdě přibližně stejné jako hodnoty u středně kontaminované půdy.

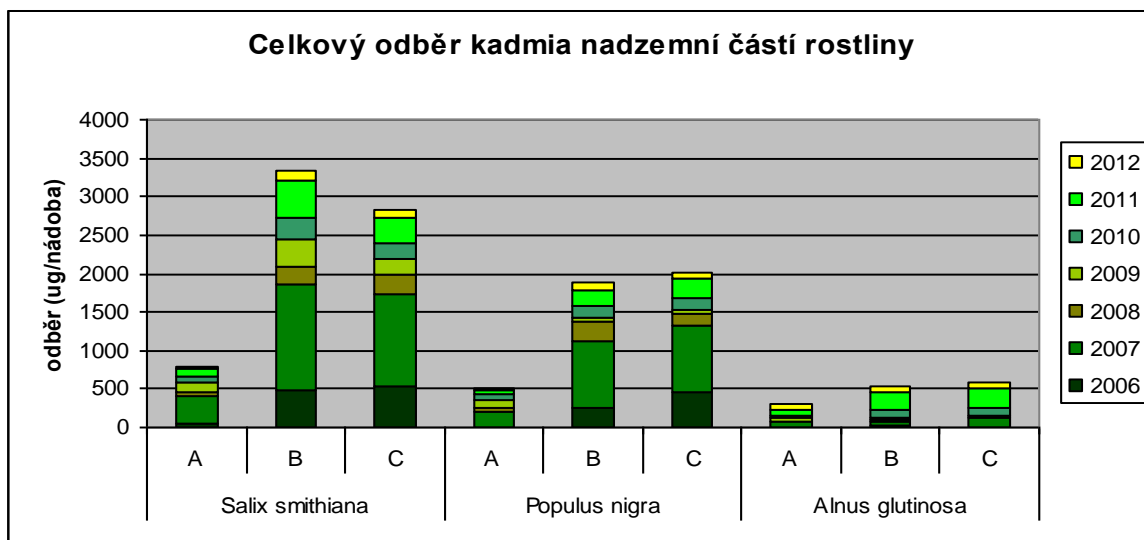
Nejvíce kadmia odebraly listy vrby *Salix smithiana* na středně kontaminované půdě ve druhém roce pěstování (951,91 µg), odběr větvemi byl v tomto roce na stejné půdě také nadprůměrný v porovnání s ostatními roky (434,88 µg). Nejmenší odběr byl u vrby *Salix smithiana* zaznamenán na lehce kontaminované půdě v posledním roce pěstování (10,66 µg).

Topoly *Populus nigra* odebraly nejvíce kadmia biomasou listů v roce 2007 na silně kontaminované půdě a to 566,38 µg. Jak už bylo zmíněno dříve v tomto roce dosáhly největších hodnot odběrů kadmia i vrby *Salix smithiana*. Nejnižšího odběru dosáhly větve topolu *Populus nigra* na lehce kontaminované půdě v roce 2006, tedy v prvním roce pěstování (1,04 µg).

Olše *Alnus glutinosa* obecně odebíraly méně kadmia než vrby *Salix smithiana* a topoly *Alnus glutinosa*. Větší hodnoty odběru kadmia zde byly u biomasy větví oproti listům. Největší hodnoty odběru kadmia dosáhly olše *Alnus glutinosa* větvemi v roce 2011 na silně kontaminované půdě 184,98 µg. Nejmenší odběr byl zaznamenán u biomasy listů v prvním

roce pěstování (0,33 µg), jedná se o vůbec nejmenší naměřenou hodnotu ze všech výsledků u tří testovaných rychle rostoucích dřevin.

Graf 3 – Celkový odběr kadmia rostlinou v letech 2006 -2012 (µg/nádoba)



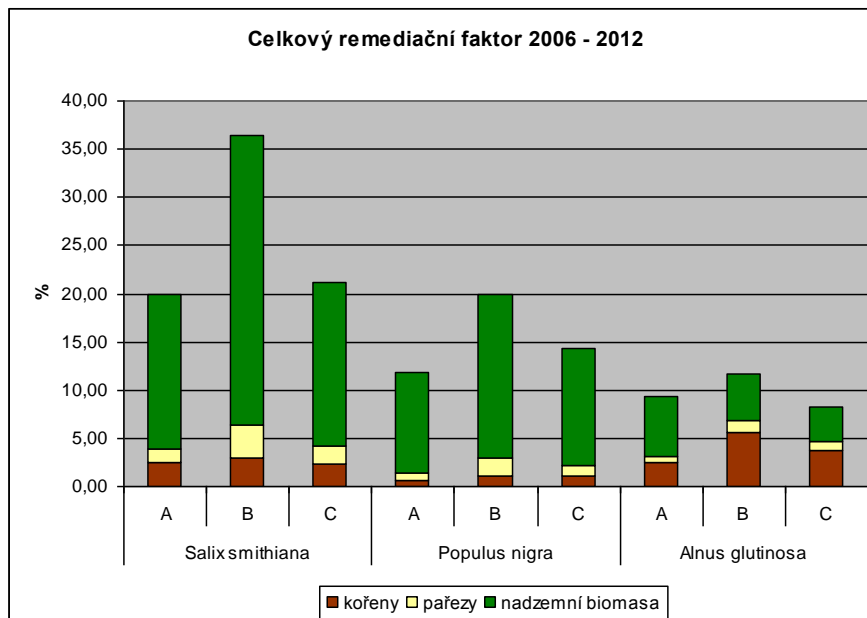
V grafu č. 3 je znázorněn celkový odběr kadmia nadzemní biomasou za 7 let trvání nádobového pokusu. Z grafu je patrné, že nejvíce kadmia odebraly vrby *Salix smithiana* na středně kontaminované půdě, celkově se jednalo o 3350 µg. Nejmenší odběr kadmia nadzemní biomasou byl zaznamenán u olší *Alnus glutinosa* na lehce kontaminované půdě (305 µg). Největší odběr kadmia byl zjištěn u olší *Alnus glutinosa* na silně kontaminované půdě (588 µg), ale i tak se jedná o nízký odběr. Topoly *Populus nigra* odebíraly nejvíce kadmia nadzemní biomasou na silně kontaminované půdě, celkově bylo odebráno 2023 µg. Největší odběr kadmia byl u vrb *Salix smithiana* a topolů *Populus nigra* změřen v druhém roce pěstování v roce 2007, u olší byl nejsilnější pro odběr kadmia rok 2011.

### 3.2.4 Remediační faktor kadmia

Porovnání remediačního faktoru, který udává podíl obsahu prvku odebraného rostlinou z celkového množství prvku obsaženého v půdě na daném stanovišti a popisuje tak možnost uplatnění rostlin při dekontaminaci půd a stanovení pravděpodobného časového rozmezí pro odstranění prvku z půdy, bylo u testovaných rychle rostoucích dřevin provedeno souhrnně v roce 2012 po skončení sedmiletého pokusu. Remediační faktor byl počítán zvlášť pro nadzemní biomasu (větve + listy), pařezy a kořeny (jemné + dřevité). Zjištěné hodnoty

remediačního faktoru pro kadmium u testovaných dřevin na jednotlivých půdách po 7 letech nádobového pokusu uvádí následující graf č. 4

Graf č. 4 - Celkový remediační faktor pro kadmium u vybraných rychle rostoucích dřevin (%)



Z grafu lze vyčíst, že nejvyšších hodnot remediačního faktoru dosahovaly vrby *Salix smithiana*, a to hlavně v nadzemních částech biomasy. Nejvyšší celkový remediační faktor byl u vrby *Salix smithiana* dosažen na středně kontaminované půdě, kdy jeho hodnota po 7 letech pěstování představuje 36,46 %.

U topolů *Populus nigra* byl největší remediační faktor taktéž zaznamenán na středně kontaminované půdě (19,88 %) a stejně jako v případě vrb i zde představovala největší podíl remediačního faktoru nadzemní část biomasy.

Olše *Alnus glutinosa* dosáhly nejvyššího remediačního faktoru také na středně kontaminované půdě (11,69 %), ale měly nižší hodnotu remediačního faktoru než vrby *Salix smithiana* a topoly *Populus nigra*. U olší představovala největší část remediačního faktoru biomasa kořenů a to u všech tří úrovní kontaminace půdy.

### 3.2.5 Obsah kadmia v půdním roztoku

V každém roce pěstování byly dvakrát za vegetační období odebírány pomocí půdních sond vzorky půdního roztoku. První odběr byl prováděn v červnu a druhý odběr v září. Následně byl stanovován obsah kadmia v půdním roztoku. V následující tabulce č. 8 jsou

zaznamenány obsahy kadmia v půdním roztoku při pěstování rychle rostoucích dřevin v letech 2006 – 2012.

Tab č. 8 - Obsahy kadmia v půdním roztoku v letech 2006 – 2012 (μg/l)

a) vrby - *Salix smithiana*

Půda	rok	1. odběr		2. odběr	
		x	s	x	s
A	2006	1,42	0,35	0,86	0,48
	2007	3,38	2,00	1,46	0,96
	2008	0,44	0,23	0,52	0,23
	2009	0,59	0,10	0,67	0,53
	2010	3,06	4,44	0,60	0,21
	2011	2,35	0,66	0,48	0,66
	2012	1,61	0,36	1,90	0,97
	<b>průměr</b>	<b>1,84</b>	<b>1,16</b>	<b>0,93</b>	<b>0,58</b>
B	2006	3,26	1,92	5,49	3,29
	2007	1,19	0,42	1,28	0,37
	2008	0,44	0,19	0,51	0,12
	2009	0,34	0,07	0,33	0,33
	2010	2,79	2,26	0,76	0,25
	2011	3,63	0,77	0,63	1,03
	2012	3,46	2,22	2,75	1,32
	<b>průměr</b>	<b>2,16</b>	<b>1,12</b>	<b>1,68</b>	<b>0,96</b>
C	2006	4,86	2,69	3,74	2,54
	2007	2,89	2,25	1,75	0,42
	2008	0,72	0,32	0,78	0,32
	2009	1,82	1,51	1,33	0,48
	2010	12,34	2,48	15,58	11,09
	2011	6,11	1,64	6,23	5,12
	2012	6,74	2,35	12,74	4,32
	<b>průměr</b>	<b>5,07</b>	<b>1,89</b>	<b>6,02</b>	<b>3,47</b>

b) topoly - *Populus nigra*

Půda	rok	1. odběr		2. odběr	
		x	s	x	s

A	2006	1,95	0,57	2,78	0,64
	2007	1,80	0,49	0,91	0,34
	2008	0,40	0,14	0,53	0,41
	2009	0,62	0,22	0,71	0,30
	2010	12,09	4,51	0,87	0,54
	2011	2,63	0,48	2,36	0,48
	2012	3,08	2,06	3,14	1,65
	<b>průměr</b>	<b>3,22</b>	<b>1,21</b>	<b>1,61</b>	<b>0,62</b>
B	2006	3,62	1,98	4,70	1,89
	2007	1,57	0,32	1,36	0,22
	2008	0,24	0,18	0,65	0,45
	2009	0,65	0,31	0,72	0,26
	2010	7,82	1,30	18,07	29,91
	2011	2,35	0,64	1,91	2,85
	2012	0,54	0,08	3,37	0,21
	<b>průměr</b>	<b>2,40</b>	<b>0,69</b>	<b>4,40</b>	<b>5,11</b>
C	2006	8,04	2,65	7,89	0,82
	2007	2,65	1,72	1,56	0,83
	2008	1,09	0,98	1,26	0,43
	2009	2,18	1,67	5,96	2,91
	2010	27,01	14,28	32,10	28,90
	2011	6,00	6,01	10,10	8,98
	2012	8,29	3,42	12,89	2,75
	<b>průměr</b>	<b>7,89</b>	<b>4,39</b>	<b>10,25</b>	<b>6,52</b>

c) olše - *Alnus glutinosa*

Půda	rok	1. odběr		2. odběr	
		x	s	x	s
A	2006	1,92	1,35	6,05	2,54
	2007	1,77	0,60	0,94	0,34
	2008	0,28	0,10	0,48	0,37
	2009	0,26	0,18	0,34	0,22
	2010	5,54	7,45	0,56	0,32
	2011	2,50	0,54	1,99	0,73
	2012	1,83	0,31	3,27	0,75
	<b>průměr</b>	<b>2,01</b>	<b>1,51</b>	<b>1,95</b>	<b>0,75</b>

<b>B</b>	<b>2006</b>	2,92	2,26	5,75	1,27
	<b>2007</b>	1,89	0,49	0,95	0,29
	<b>2008</b>	0,38	0,23	0,21	0,09
	<b>2009</b>	0,30	0,02	0,33	0,12
	<b>2010</b>	0,86	0,15	0,50	0,20
	<b>2011</b>	3,91	0,61	3,59	2,04
	<b>2012</b>	7,63	0,00	2,00	1,69
	<b>průměr</b>	<b>2,56</b>	<b>0,54</b>	<b>1,90</b>	<b>0,81</b>
<b>C</b>	<b>2006</b>	4,59	0,89	6,33	2,55
	<b>2007</b>	2,32	1,15	2,10	1,60
	<b>2008</b>	0,77	0,55	0,59	0,30
	<b>2009</b>	1,35	0,39	1,94	0,29
	<b>2010</b>	15,10	10,32	2,39	1,60
	<b>2011</b>	2,09	1,11	11,76	13,15
	<b>2012</b>	2,71	0,00	8,86	6,04
	<b>průměr</b>	<b>4,13</b>	<b>2,06</b>	<b>4,85</b>	<b>3,65</b>

d) kontrola bez rostlin

<b>Půda</b>	<b>rok</b>	<b>1. odběr</b>		<b>2.odběr</b>	
		<b>x</b>	<b>s</b>	<b>x</b>	<b>s</b>
<b>A</b>	<b>2006</b>	5,22	3,55	2,54	1,51
	<b>2007</b>	1,50	0,65	0,60	0,30
	<b>2008</b>	0,42	0,10	1,42	1,64
	<b>2009</b>	0,45	0,15	0,74	0,35
	<b>2010</b>	0,43	0,15	0,08	0,08
	<b>2011</b>	3,17	0,00	0,11	0,12
	<b>2012</b>	1,45	0,12	17,54	28,56
	<b>průměr</b>	<b>1,80</b>	<b>0,67</b>	<b>3,29</b>	<b>4,65</b>
<b>B</b>	<b>2006</b>	2,16	0,24	2,04	1,01
	<b>2007</b>	1,18	0,24	0,69	0,27
	<b>2008</b>	0,26	0,14	0,27	0,14
	<b>2009</b>	0,46	0,04	0,52	0,49
	<b>2010</b>	2,74	4,36	1,00	1,08
	<b>2011</b>	0,48	0,32	0,21	0,08
	<b>2012</b>	1,08	0,15	0,64	0,11
	<b>průměr</b>	<b>1,19</b>	<b>0,78</b>	<b>0,77</b>	<b>0,45</b>
<b>C</b>	<b>2006</b>	7,48	0,63	3,13	3,23
	<b>2007</b>	2,89	0,61	3,35	1,65
	<b>2008</b>	1,52	1,31	0,42	0,11
	<b>2009</b>	1,10	0,54	1,37	0,37
	<b>2010</b>	0,87	0,24	4,21	6,16



	<b>2011</b>	0,58	0,34	0,40	0,46
	<b>2012</b>	0,49	0,12	1,25	0,00
	<b>průměr</b>	<b>2,13</b>	<b>0,54</b>	<b>2,02</b>	<b>1,71</b>

Obsah kadmia v půdním roztoku se velmi lišil v průběhu jednotlivých let a u jednotlivých variant, což lze usuzovat podle vysokých hodnot směrodatných odchylek. V první polovině pokusu lze většinou pozorovat mírně klesající koncentrace kadmia v půdním roztoku. V roce 2010 náhle koncentrace kadmia stoupla u většiny variant.

U vrb *Salix smithiana* průměrná koncentrace kadmia v půdním roztoku byla vyšší při prvním odběru, který probíhal v červnu, než průměrné koncentrace při druhém odběru v září. Koncentrace kadmia v půdním roztoku u vrb *Salix smithiana* vzrůstala s úrovní kontaminace půd ( $C > B > A$ ). U olší *Alnus glutinosa* byly naměřeny přibližně stejné průměrné hodnoty jako u vrb *Salix smithiana*, ale podobný trend byl zjištěn pouze u prvního odběru, kde koncentrace také vzrůstala v pořadí  $C > B > A$ . U druhého odběru v září u *Alnus glutinosa* koncentrace kadmia v půdním roztoku byla nejnižší u středně kontaminované půdy B. V druhém odběru byly koncentrace kadmia v půdním roztoku nižší než v prvním odběru s výjimkou průměrné koncentrace na silně kontaminované půdě, která byla vyšší než v prvním odběru, ale vzhledem k vysoké hodnotě směrodatné odchylky nelze tento údaj považovat za statisticky významný. Topoly *Populus nigra* měly na mírně kontaminované půdě vyšší průměrnou koncentraci kadmia u prvního odběru než u druhého odběru. U variant se středně a silně kontaminovanou půdou byl obsah tohoto prvku vyšší u druhého odběru v září oproti prvnímu odběru, který probíhal v červnu. V půdním roztoku v zemině na které byl pěstován topol *Populus nigra* byly zjištěny u všech úrovní kontaminace vyšší průměrné hodnoty než u vrby *Salix smithiana* a olše *Alnus glutinosa*. U kontrolní varianty (bez rostlin) byla nejnižší průměrná koncentrace u obou odběrů zjištěna u středně kontaminované půdy a všechny naměřené průměrné koncentrace půdního roztoku, s výjimkou druhého odběru na slabě kontaminované půdě, který se ovšem statisticky významně liší, byly nižší než u průměrných koncentrací kadmia v roztoku u variant s rostlinami.

Nejvyšší koncentrace kadmia v půdním roztoku byla naměřena u topolu *Populus nigra* v roce 2010 v druhém odběru na silně kontaminované půdě (32,10  $\mu\text{g/l}$ ) a nejnižší koncentrace taktéž ve druhém odběru v roce 2010, ale u kontrolní varianty bez rostlin na lehce kontaminované půdě (0,08  $\mu\text{g/l}$ ).

U vrby *Salix smithiana* byla nejvyšší koncentrace v půdním roztoku změřena ve druhém odběru na silně kontaminované půdě v roce 2010 (15,58 µg/l). Nejnižší obsah kadmia byl zjištěn v roce 2009 u druhého odběru na středně kontaminované půdě (0,33 µg/l).

Topoly *Populus nigra* vykazovaly nejvyšší obsah kadmia (32,10 µg/l) v roce 2010 v druhém odběru na silně kontaminované půdě. Nejméně kadmia v půdním roztoku bylo zjištěno v roce 2008 při prvním odběru na středně kontaminované půdě (0,24 µg/l).

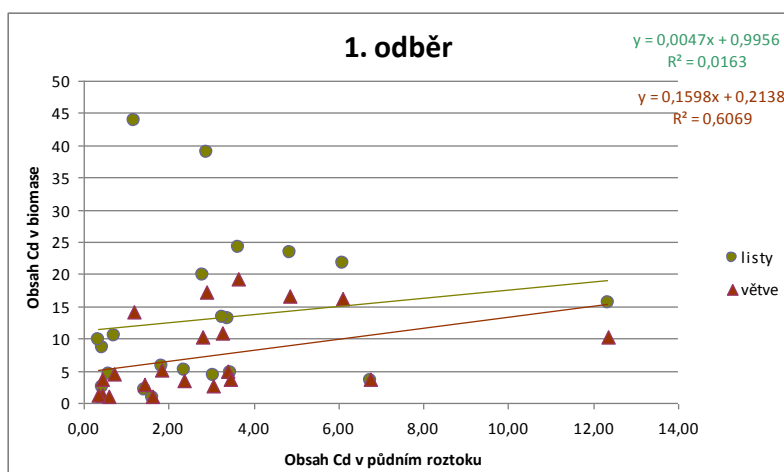
U olše *Alnus glutinosa* byl nejvyšší obsah kadmia v půdním roztoku 15,10 µg/l v roce 2010 na silně kontaminované půdě při prvním odběru, naopak nejnižší odběr byl změřen na středně kontaminované půdě v roce 2008 (0,21 µg/l).

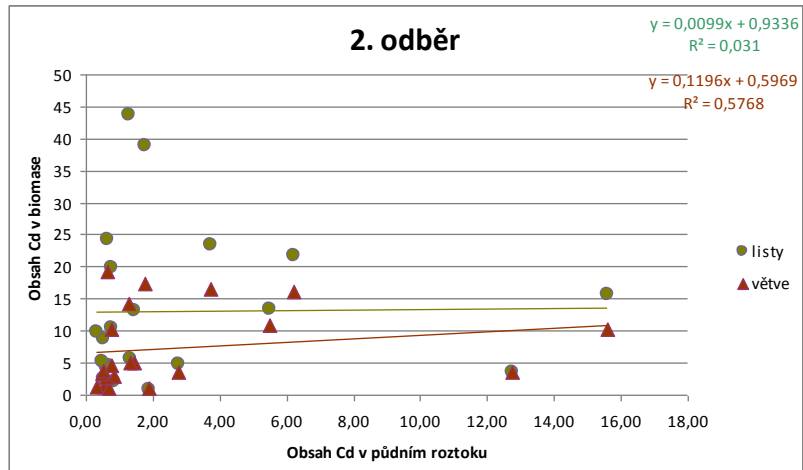
Na kontrolní variantě bez rostlin byla změřena největší koncentrace kadmia v půdním roztoku v posledním roce pokusu na lehce kontaminované půdě (17,54 µg/l), tato varianta se však velmi statisticky liší. Nejnižší koncentrace kadmia byla zjištěna na lehce kontaminované půdě (0,08 µg/l) v roce 2010.

Následující graf č. 5 vyjadřuje lineární regresi závislosti obsahu kadmia v nadzemní biomase pozorovaných rychle rostoucích dřevin na obsahu kadmia v půdním roztoku během let 2006 – 2012. Zvláště jsou vyobrazeny grafy pro první a druhý odběr. S využitím regresní analýzy byl pomocí lineární funkce vyjádřen průběh závislosti.

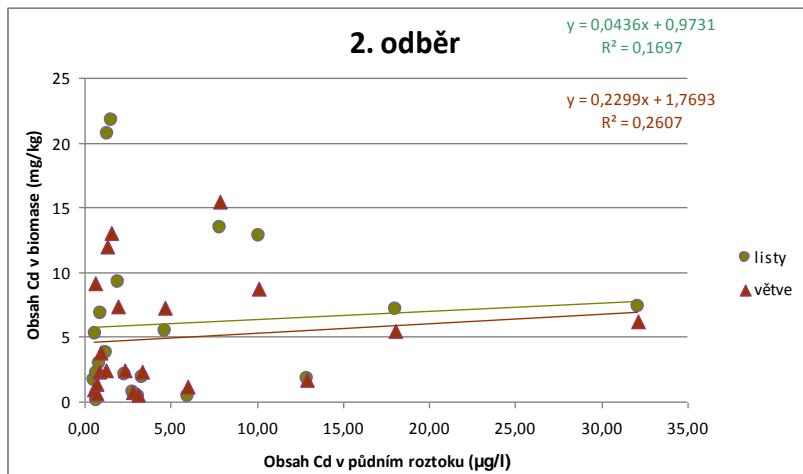
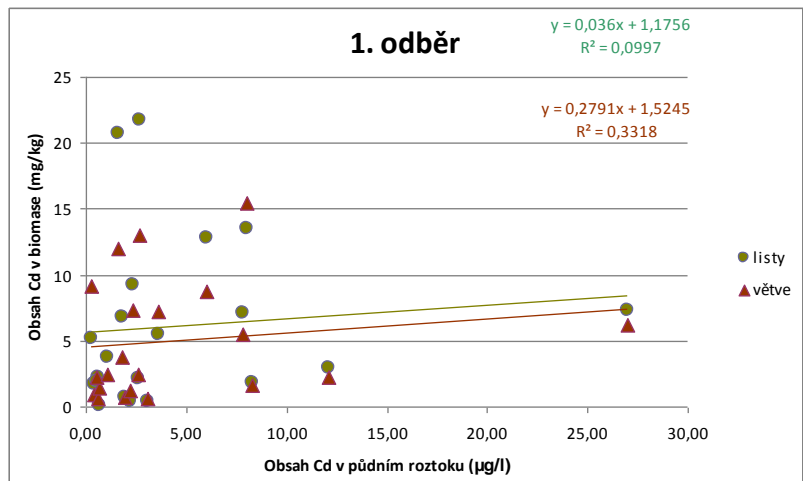
Graf č. 5 – Závislost obsahu kadmia v nadzemní biomase na obsahu kadmia v půdním roztoku

a) vrby - *Salix smithiana*

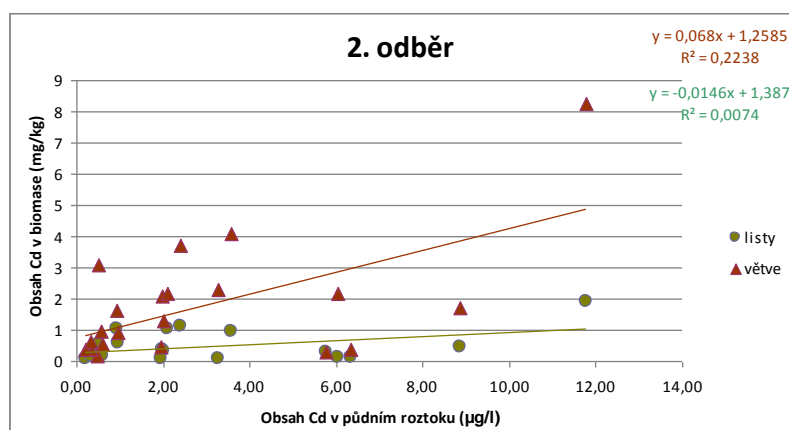
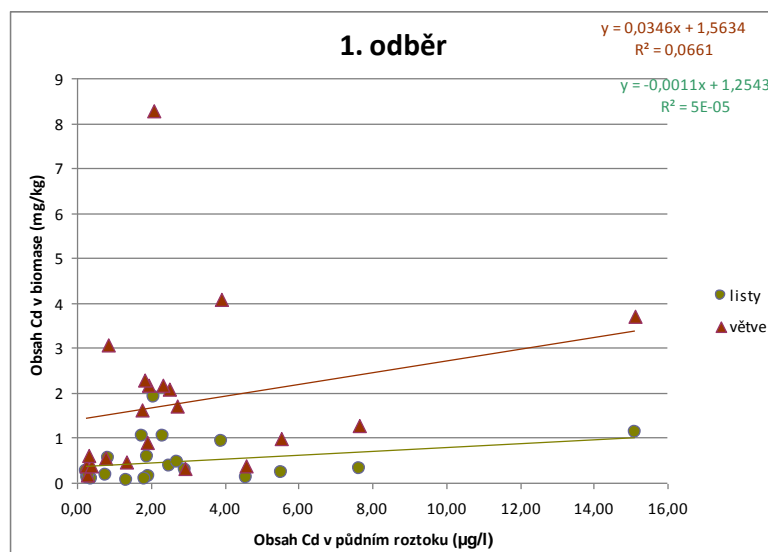




b) topoly - *Populus nigra*



c) olše - *Alnus glutinosa*



Podle grafu 5 mají koncentrace kadmia v nadzemní biomase všech zkoumaných variant rychle rostoucích dřevin vzrůstající charakter. Ve všech grafech lze nalézt body poměrně vzdálené od ostatních. Nejvyšší závislost obsahu kadmia v nadzemní biomase na obsahu v půdním roztoku byla nalezena u větví vrby *Salix smithiana* v prvním odběru (60,69 %). Závislost u listů této dřeviny na obsahu kadmia v půdním roztoku byla podstatně nižší (1,63 %) v prvním odběru i ve druhém odběru (3,1 %).

Korelační koeficienty závislosti u listů topolů *Populus nigra* byly stejně jako u vrb *Salix smithiana* mnohem nižší než závislosti u větví. Hodnoty závislosti u prvního odběru jsou 9,97 % pro listy a 33,18 % pro větve. U druhého odběru je hodnota korelačního koeficientu závislosti pro listy 16,97 % a pro větve 26,07 %.

Závislost obsahu kadmia v nadzemní biomase na obsahu kadmia v půdním roztoku u olší byla velmi nízká u obou měření pro listy, 0,74 % v prvním odběru a ve druhém odběru se  $R^2 = 5 \times 10^{-5}$ , což je vůbec nejnižší zjištěná hodnota závislosti. Korelační koeficient u větvi olší *Alnus glutinosa* byl vyšší než u listů a to 6,61 % v prvním odběru a 22,38 % v odběru druhém. Všechny křivky naměřených závislostí rostly lineárně.

### 3.2.6 Obsah kadmia v půdních vzorcích

Po ukončení sedmiletého pokusu v roce 2012 byly odebrány vzorky půdy a byly stanoveny obsahy rostlinám přístupných forem kadmia pomocí extrakce 0,11 M kyselinou octovou a obsahy potenciálně mobilizovatelných forem kadmia extrakcí 2 M kyselinou dusičnou. Naměřené hodnoty uvádí tabulka 9.

Tabulka 9 - Obsah kadmia v půdním výluhu v mg/kg (2012)

Půda	Rostlinný druh	0,11 M CH <sub>3</sub> COOH		2 M HNO <sub>3</sub>	
		x	s	x	s
A	<i>Salix smithiana</i>	0,20	0,02	0,49	0,12
	<i>Populus nigra</i>	0,30	0,02	0,68	0,03
	<i>Alnus glutinosa</i>	0,45	0,05	0,90	0,05
	kontrola bez rostlin	0,35	0,03	1,01	0,06
B	<i>Salix smithiana</i>	0,82	0,08	2,21	0,06
	<i>Populus nigra</i>	0,98	0,05	2,52	0,14
	<i>Alnus glutinosa</i>	1,98	0,20	3,77	0,16
	kontrola bez rostlin	1,74	0,06	4,37	0,13
C	<i>Salix smithiana</i>	1,68	0,14	2,83	0,30
	<i>Populus nigra</i>	2,28	0,13	3,79	0,13
	<i>Alnus glutinosa</i>	3,08	0,13	4,33	0,18
	kontrola bez rostlin	1,67	0,28	4,03	0,50

Obsah rostlinám přístupných forem kadmia vzrůstal s rostoucí kontaminace půd. Naměřené obsahy byly u všech úrovní kontaminace vyšší než kontrolní varianta bez rostlin pouze v případě olše *Alnus glutinosa*. U vrb *Salix smithiana* a topolu *Populus nigra* byly tyto hodnoty na všech úrovních kontaminace nižší než kontrolní varianta.

Obsah potencionálně mobilizovatelných forem kadmia byl vyšší oproti kontrolní varianty bez rostlin pouze v případě olše *Alnus glutinosa* na silně kontaminované půdě. U

ostatních úrovní kontaminace u všech tří testovaných rychle rostoucích dřevin byly hodnoty potenciálně mobilizovatelných forem kadmia nižší než kontrolní varianta bez rostlin.

## 4 Diskuze

Cílem práce bylo vyhodnocení schopnosti hromadit kadmium v biomase u tří druhů rychle rostoucích dřevin *Salix smithiana*, *Populus nigra* a *Alnus glutinosa* pěstovaných po sedm let v nádobovém pokusu na kontaminovaných zeminách z oblasti Příbrami. Nádobový pokus byl založen v roce 2006 ve skleníku katedry Agroenvironmentální chemie a výživy rostlin na fakultě agrobiologie, přírodních a potravinových zdrojů ČZU. Každý druh dřevin byl pěstován na třech různě kontaminovaných půdách a to vždy ve čtyřech opakováních.

Při založení experimentu byl stanoven celkový obsah kadmia u všech tří testovaných kambizemí za účelem porovnání obsahu tohoto prvku. V půdě A označované jako slabě kontaminovaná byl zjištěn obsah 0,978 mg/kg. Půda B označená jako půda se střední kontaminací obsahovala celkově 2,23 mg/kg Cd a u silně kontaminované půdy C byla celková koncentrace kadmia 3,33 mg/kg. Podle vyhlášky č. 13/1994 Sb., která upravuje maximálně přípustné obsahy rizikových prvků v zemědělských půdách je limitní hodnota kadmia 1 mg/kg. Tato hodnota odpovídá i zjištění, ke kterému dospěli Kabata - Pendias a Pendias (2001), že obsah kadmia na nekontaminovaných půdách se běžně pohybuje v rozmezí 0,06 -1 mg/kg. Lehce kontaminovaná půda A se tedy přibližuje tomuto limitu a varianty B a C ho několikrát násobně překračují, proto tyto půdy nejsou vhodné k zemědělskému využití.

Po celou dobu trvání pokusu byl dvakrát ročně během vegetačního období odebrán vzorek půdního roztoku k vyhodnocení přístupnosti kadmia rostlinám. Vzhledem k tomu, že během pokusu nebyly měřeny hodnoty pH nelze bohužel potvrdit ani vyvrátit tvrzení některých autorů např. Adriano (2001) a Matusik et al. (2008), že rozpustnost kadmia v půdním roztoku je závislá na hodnotách pH. Obsah kadmia v půdním roztoku se velmi lišil v průběhu jednotlivých let, druhů dřevin a u jednotlivých variant. V první polovině pokusu lze většinou pozorovat mírně klesající koncentrace kadmia v půdním roztoku. V roce 2010 koncentrace kadmia stoupla u většiny variant. V dalších letech obsah kadmia začal opět klesat. Nejvyšší koncentrace kadmia v půdním roztoku byla naměřena u topolu *Populus nigra* v roce 2010 v druhém odběru na silně kontaminované půdě (32,10 µg/l), což mnohonásobně přesahuje zjištění Kabaty - Pendias a Pendias, kteří uvádějí koncentrace v půdním roztoku 0,2 - 6 µg/l.

Během celého trvání experimentu na všech třech různě kontaminovaných zeminách produkovaly testované druhy dřevin rozdílné množství biomasy bez jakýchkoliv projevů chorob či fyto-toxicity. Toto množství bylo ovlivněno druhem dřeviny a úrovní kontaminace

půdy. Největší průměrné výnosy biomasy byly během testování pozorovány u olše *Alnus glutinosa* a to přibližně dvojnásobné oproti produkci nadzemní biomasy u vrb *Salix smithiana*. Na všech úrovních kontaminované půdy. Topoly *Populus nigra* dosahovaly mírně nižších výnosů biomasy oproti olším *Alnus glutinosa*, ale přibližně 1,5 krát vyšších než byly průměrné výnosy nadzemní biomasy u vrb *Salix smithiana*. Vyšší produkce biomasy topolů *Populus nigra* oproti vrbám *Salix smithiana* uvádí také Kacálková et al. (2009). Během 7 let trvání pokusu byla největší produkce nadzemní biomasy na středně kontaminované půdě B u všech tří testovaných dřevin. *Alnus glutinosa* a *Populus nigra* dosáhly největšího výnosu ve čtvrtém roce pěstování (2009) u biomasy listů. V případě vrb (*Salix smithiana*) bylo nejvíce nadzemní biomasy vyprodukováno větvemi ve druhém roce trvání experimentu (2007). Naopak nejnižších výnosů dosáhly všechny tři druhy dřevin v prvním roce pěstování na mírně kontaminované půdě A.

V analyzované biomase listů a větví prokázaly porovnávané rychle rostoucí dřeviny rozdílnou schopnost akumulace kadmia. Obecně lze říci, že největší obsahy kadmia v listech byly u všech dřevin naměřeny v druhém roce pěstování, až na olši *Alnus glutinosa*, na středně a silně kontaminované půdě, kde byl nejvyšší obsah kadmia v listech naměřen v roce 2011. Množství kadmia v biomase listů byl u vrb *Salix smithiana* a topolů *Populus nigra* ve většině případech vyšší než obsah kadmia v biomase větví, což potvrzují i zjištění Vandecasteele et al., (2005) a Fuksové et al. (2007), kteří prokázali, že se *Salix* spp. při translokaci do nadzemní biomasy kadmium nejvíce ukládá do listů. Naopak u olši *Alnus glutinosa* obsah kadmia ve větvích převyšoval ve všech případech jeho obsah v listech. Ke stejnému výsledku ve svých pokusech došli i Pourrut et al. (2011), kteří uvádějí, že obsah kadmia v listech *Alnus glutinosa* byl přibližně 3 - 4 krát nižší než jeho obsah ve větvích. Olše *Alnus glutinosa* akumulovaly v nadzemní biomase prokazatelně menší množství kadmia oproti vrbám *Salix smithiana* a topolům *Populus nigra*, největší hodnota byla naměřena v biomase větví (2,18 mg/kg) v druhém roce pěstování na silně kontaminované půdě. K podobným výsledkům dospěli i Roselli et al. (2003), kteří uvádějí maximální hodnotu 1,8 mg/kg na všech úrovních kontaminace půd. Také další autoři např. Jing Y et al. (2013) zjistili u pokusů s *Alnus incana* nízkou akumulaci schopnost kadmia nadzemní biomasou. U všech tří druhů rychle rostoucích dřevin lze tvrdit, že akumulace kadmia v nadzemní biomase rostla se zvyšujícím se obsahem kadmia v půdě. Žádná z testovaných dřevin nepřekročila za celou dobu experimentu hyperakumulační limit pro kadmium 100 mg/kg stanovený Bakerem a Brooksem.



V poslením roce trvání pokusu byly analyzovány i obsahy kadmia v kořenech a pařezech rostlin. Bylo zjištěno, že u olše *Alnus glutinosa* byla u všech tří úrovní kontaminace půd největší akumulace kadmia v jemných kořenech a nejmenší v pařezech této rychle rostoucí dřeviny. Obsah kadmia v kořenech v průměru převyšovaly obsah v nadzemní biomase. Nejvyšší průměrná hodnota byla změřena v biomase jemných kořenů na silně kontaminované půdě (4,85 mg/kg), což je více jak dvojnásobek nejvyšší průměrné hodnoty zjištěné v biomase větví (2,18 mg/kg) na půdě se stejnou mírou kontaminace. K podobnému zjištění došli ve svém výzkumu i Jing Y et al. (2013), kteří tvrdí, že kadmium bylo nahromaděné především v kořenech *Alnus nepalensis*, a to zejména na plochách s vysokou úrovní kontaminace. Opačný průběh akumulace kadmia byl pozorován u vrby *Salix smithiana* a u topolů *Populus nigra* na středně a vysoce kontaminované půdě. Naměřené koncentrace kadmia u jemných kořenů a pařezů rostly společně s rostoucí koncentrací v půdě. U dřevitých kořenů byly u vrb *Salix smithiana* a topolů *Populus nigra* koncentrace nejvyšší na středně kontaminované půdě. Brunner et al. (2008) ve svém experimentu zjistili, že koncentrace kadmia u *Populus* je zhruba ve stejném množství poměru v kořenech i v listech, ale při porovnání s koncentrací ve dřevní biomase je 2 krát nižší. Toto tvrzení nelze potvrdit. Mnoho dalších autorů (Adriano, 2001; Greger and Landberg, 1999; Punshon a Dickinson, 1999; Watson et al., 2003) se shoduje, že nejvyšší koncentrace kadmia v rostlinách (včetně vrb) jsou v kořenech. Tento trend se u vrb ani topolů nepotvrdil.

Během experimentu byla zjišťována schopnost rostliny odebírat prvek z půdy a akumulovat ho v nadzemní biomase. Za 7 let pokusu nejvíce kadmia z půdy odebraly vrby *Salix smithiana* na středně kontaminované půdě (celkově se jednalo o 3349,93 µg/nádoba). To potvrzuje i zjištění Vysloužilové et al. (2003), že fytoextrakční potenciál *Salix* spp. byl zjištěn jako nejvýznamější u středně kontaminovaných půd. Naopak Kacálková et al. zjistili nejlepší výsledky akumulace kadmia u *Salix smithiana* mírně znečištěných půdách. Ani množství odebrané topoly *Populus nigra* není zanedbatelné, na středně kontaminované půdě bylo za 7 let odebráno množství 2022,63 µg/nádoba. Mališová et al. (2010) uvádí, že rychle rostoucí dřeviny rodu *Populus* a *Salix* potvrzovaly již z nádobových pokusů vhodnost pro středně kontaminovanou zeminu, kde jsou schopné dekontaminovat kadmium i z hlubších vrstev půdního profilu než běžné hyperakumulátory. Nejvíce kadmia nadzemní biomasou během celé doby trvání pokusu odebíraly dřeviny v následujícím pořadí vrby > topoly > olše.

Remediační faktor udává poměr odběru kadmia rostlinou k jeho celkovému množství v půdě. Nejvyšší hodnoty celkového remediačního faktoru za sedm let trvání experimentu

dosáhly vrby *Salix smithiana* na středně kontaminované půdě B 36,5 % (včetně kořenů). K podobnému výsledku došli i Tlustoš et al. (2004), kteří uvádějí, že vrby mohou odstranit z půdy během 3 let 15 - 35% kadmia. Vysloužilová et al. (2003) uvádějí, že vrby *Salix smithiana* po dvou vegetačních obdobích odebraly na středně kontaminované půdě 21,3 % Cd. Topoly *Populus nigra* nejlépe remediovaly na středně kontaminované půdě, oproti vrbám však dosahovaly nižších hodnot celkového remediačního faktoru (19,9 % včetně kořenů) a stejně jako v případě vrb i zde představovala největší podíl remediačního faktoru nadzemní část biomasy. Olše *Alnus glutinosa* dosáhly nejvyššího remediačního faktoru také na středně kontaminované půdě 11,7 % (z toho 6,9 % tvořily kořeny), ale celkově měly nejnižší hodnotu remediačního faktoru ze všech tří sledovaných dřevin. U olší představovala největší část remediačního faktoru biomasa kořenů a to u všech tří úrovní kontaminace půdy.

Olše *Alnus glutinosa* díky nízkým hodnotám akumulovaného kadmia v nadzemní biomase potvrdily dřívější výzkumy např. Roselli et al. (2003), kteří tento druh doporučují spíše jako rostlinu vhodnou k fytostabilizaci. *Alnus glutinosa* byla doporučena pro fytostabilizaci na silně kontaminovaných půdách i dalšími autory (Baycu et al., 2006; Mertens et al., 2004). K vhodnosti olše pro fytostabilizační účely přispívá i to, že během celé doby pěstování nebyly ve většině případech překročeny evropské maximální přípustné hodnoty kadmia v zelené píci pro býložravce (1,1 mg/kg v sušině listů), které uvádí směrnice 2002/32/ES.

Vrby *Salix smithiana* a *Populus nigra* prokázaly pro kadmium poměrně vysoký akumulační potenciál, (shoduje se s výsledky, ke kterým došli např. Rog a Isebrands (2000)) hlavně na středně kontaminovaných půdách. *Salix smithiana* dosahovaly nižších výnosů biomasy oproti topolům *Populus nigra* na všech úrovních kontaminovaných půd, ale obsahy kadmia v nadzemních částech rostlin byly vyšší. K podobným výsledkům došli i Mills et al. (2000), kteří uvádí, že obsah kadmia v biomase vrb byl znatelně vyšší než u biomasy topolů na všech úrovních kontaminovaných půd. Také Tlustoš a Habart (2009) uvádí, že vrby akumulovaly přibližně dvojnásobné množství kadmia oproti topolům.

## 5 Závěr

Cílem práce bylo sledování výnosů biomasy a hromadění kadmia v jednotlivých druzích (*Salix smithiana*, *Populus nigra*, *Alnus glutinosa*) dřevin a v jednotlivých částech těchto rostlin pěstovaných na dlouhodobě odlišně kontaminované kambizemi.

Podle naměřených průměrných obsahů hromadila nejvíce kadmia v nadzemní biomase vrba *Salix smithiana*, průměrné obsahy tohoto prvku byly nejvyšší ze všech tří sledovaných dřevin a to v listech i ve větvích. Zjištěné průměrné obsahy kadmia v biomase *Salix smithiana* byly přibližně dvojnásobné oproti průměrným obsahům v nadzemní biomase topolu *Populus nigra*. Vrby *Salix smithiana* dosahovaly nejvyšších hodnot koncentrace kadmia v biomase na středně kontaminované půdě B. Obsahy kadmia v listech byly vyšší než ve větvích a kořenech. Nejvyšší průměrná naměřená koncentrace kadmia v listech byla u vrby *Salix smithiana* zjištěna v druhém roce pěstování. Vrba *Salix smithiana* dosáhla za 7 let trvání pokusu celkového remediačního faktoru na středně kontaminované půdě 36,46 % (včetně kořenů 6,42 %) i přesto, že za celou dobu pokusu dosahovala nejnižších výnosů nadzemní biomasy ze všech tří sledovaných druhů dřevin.

Topoly *Populus nigra* vykazovaly podobné vlastnosti jako vrby *Salix smithiana*. Obsahy kadmia v listech většinou převyšovaly obsahy ve větvích a celkový průměrný obsah kadmia za 7 let u nich byl stejně jako u vrb podle úrovně kontaminace  $C > B > A$ . Nejvyšší akumulace kadmia u nich byla zjištěna také v druhém roce pěstování v biomase listů, ale na rozdíl od vrb to bylo na silně kontaminované půdě. Topoly produkovaly mírně vyšší objem nadzemní biomasy oproti vrbám, ze všech tří testovaných dřevin byla u topolu zjištěna nejnižší produkce kořenové biomasy. Stejně jako u vrb byl největší remediační faktor dosažen na středně kontaminované půdě B 19,88 % (včetně kořenů 3 %).

Olše *Alnus glutinosa* produkovaly ze všech tří dřevin největší množství nadzemní biomasy a zároveň v ní akumulovaly nejmenší množství kadmia. Oproti vrbám *Salix smithiana* a topolům *Populus nigra* obsah kadmia ve větvích převyšoval ve všech případech jeho obsah v listech a to přibližně 3 – 4 krát. Produkce biomasy kořenů byla srovnatelná s kořenovou biomasou vrb, ovšem obsah kadmia v kořenech byl oproti vrbám více jak dvojnásobně vyšší v případě středně a silně kontaminované půdy. V případě olše *Alnus glutinosa* jsou naměřené průměrné koncentrace kadmia v nadzemní biomase oproti vrbě *Salix smithiana* nižší v řádu desetinásobků v případě listů a průměrně 1,8 – 6 krát nižší v biomase

větví. Olše dosáhly nejlepších hodnot remediačního faktoru také na středně kontaminované půdě B a to 11,69 % včetně kořenů (6,85 %). U olší představovala největší část remediačního faktoru biomasa kořenů a to u všech tří úrovní kontaminace půdy.

Vzhledem k tomu, že olše *Alnus glutinosa* akumovaly jen nízké hodnoty v nadzemních částech biomasy (max. 2,18 mg/kg) nepotvrdila se u nich vhodnost použití k fytoextrakci. Olše sice akumulovaly dvojnásobné množství kadmia v kořenech, oproti nadzemní biomase, ale i přesto byly hodnoty relativně nízké.

U vrb *Salix smithiana* a topolů *Populus nigra* se prokázala větší schopnost hromadění kadmia než u olší, ale ani u nich se za celé období trvání experimentu neprokázala hyperakumulační schopnost.

## 6 Seznam literatury

Abdel-Sabour M.F., Mortvedt J.J., Kelsoe J.J. 1988. Cadmium-zinc interactions in plants and extractable cadmium and zinc fractions. *Soil Science* 145: 424-431

Adriano D.C. 2001.: Trace elements in terrestrial environments. Springer-Verlag, New York, 866 s.

Alloway B.J., 1990. The Origin of Heavy Metals in Soils. In: *Heavy Metals in Soils*. New York, London: Blackie, Wiley. s. 29 – 39

Angelova V., Ivanov K., Ivanova R. 2004. Effect of chemical forms of lead, kadmium and zinc in polluted soil on their uptake by Tobacco. *Journal of Plant Nutrition* 27: 757- 773

Athar R., Ahmad M. 2002. Heavy metal toxicity: Effect on plant growth and metal uptake by wheat, and on free living Azotobacter. *Water, air and soil pollution* 138: 165- 180

Baker A. J. M., Brooks R. R 1989.: *Biorecovery* 1, 81

Basic N., Keller C., Fontanillas P., Vittoz P., Besnard G., Galland N. 2006. Cadmium hyperaccumulation and reproductive traits in natural *Thlaspi caerulescens* population. *Plant Biology* 8: 64-72

Baudouin, C., Charveron, M., Tarrouse, R., & Gall, Y. 2002. Environmental pollutants and skin cancer. *Cell Biology and Toxikology*, 18, 341 – 348.

Baycu G, Tolunay D, Ozden H, Gunebakan S. 2006. Ecophysiological and seasonal variations in Cd, Pb, Zn, and Ni concentrations in the leaves of urban deciduous trees in Istanbul. *Environ Pollut*;143:545–54.

Bencko, V. et al. 2002.: *Hygiena*. Praha: Karolinum. ISBN 80- 7184 – 551 – 5.

Beneš, S., Pabiánová, J. 1987.: Přírozené obsahy distribuce prvků v půdách, Monografie, VŠZ Praha, , p. 123-149.

Beneš, S. 1994.: Obsahy a bilance prvků ve sférách ŽP – II. část. Praha, Ministerstvo zemědělství ČR,.

Berndes, G., Frederikson, F., Borjesson, P. 2004 Cadmium accumulation and Salix-based phytoextraction on arable land in Sweden. *Agr.Ecosyst. Environ* 103: 207 – 223.

Berti W.R., Cunningham S.D., 2000. Phytostabilization of metals. In I. Raskin & B. D. Ensley, *Phytoremediation of toxic metals: Using plants to clean-up the environment*. New York Wiley, p. 71 – 88

Bizily, S. P., Rugh, C. L., Summers, A. O., Meagher, R .B.: 1999. Phytoremediation of methylmercury pollution. *merB* expression in *Arabidopsis thaliana* confers resistance to organomercurials. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 96: 6808 – 6813

Blaylock, M. J., Juany, J. W. 2000. Phytoextraction of metals. In I. Raskin & B. D. Ensley, *Phytoremediation of toxic metals: Using plants to clean-up the environment*. New York Wiley, p. 53 - 70

Bolan, N. S., Adriano, D. C., & Niadu, R. 2003. Role of phosphorus in (im)mobilization and bioavailability of heavy metals in the soil-plant systém. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 177, 1 – 44

Borůvka, L., Vacek, O., Jehlička, J. 2005: Principal component analysis as a tool to indicate the origin of potentially toxic elements in soils, *Geoderma*, 128, p. 289-300.

Brooks RR, Lee J, Reeves D, Jaffré T. 1977. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimen of indicator plants. *J. Geochemical Exploration* 7: 49-77

- Brooks R. R. 1998a. General Introd.. Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals Ch.1: 1-14
- Brune A., Dietz K.J. 1995. A comparative-analysis of element composition of roots and leaves of barley seedlings grown in the presence of toxic cadmium, molybdenum, nickel, and zinc concentration. *Journal of Plant Nutrition* 18: 853-868
- Brunner, I., Luster, J., Gündthardt-Goerg, M. S., Frey, B. 2008. Heavy metal accumulation nad phytostabilisation potencial of tree fine roots in a contaminated soil. *Environmental Pollution*. 152. 559-568.
- Cibulka, J. a kol. 1991.: Pohyb Cd, Pb a Hg v biosféře. Praha.
- Cunningham SD, Huang JW, Chen J, Berti WR 1996. Phytoremediation of contaminated soils: Progress and promise. *Abstracts of Papers of the American Chemical Society* 212: 87-AGRO
- Čížek, V., 2007. Základní předpoklady pro zakládání plantáží a pěstování rychle rostoucích dřevin v podmínkách ČR. Expertní studie k projektu BRIE – Regionální trh s biomasou 2007, 38 stran. Dostupné na:  
[http://www.regec.cz/\\_data/attachments/1c0d7f7f448776b47c79be94fc688106\\_Zakladni\\_predpoklady\\_RRD1.pdf](http://www.regec.cz/_data/attachments/1c0d7f7f448776b47c79be94fc688106_Zakladni_predpoklady_RRD1.pdf)
- Dercová, K., Makovníková, J., Barančíková, G., Žuffa, J. 2005.: Bioremediácia toxických kovov kontaminujúcich vody a pôdy. *Chemické listy*, vol 99, s. 682 – 693, ISSN 0009-2770
- Dickinson, N. M., Pulford, I. D. 2005. Cadmium phytosextraction using short - rotation coppice Salix: the evidence trail. *Environment International*. 31. 609 - 613.
- Ericsson, J., Ledin, S. 1999. Changes in phytoavailability and concentration of cadmium in soil following long term Salix cropping. *Water Air Soil Pollut*;114:171– 84.
- Felix, H. 1997. Field trials of the in situ decontamination of heavy metal polluted soils usány crops of metal accumulating plants. *Z. Pflanzenernähr Bokenkd*. 160, 525 - 529

Frančová K., Macek T., Demnerová K., Macková M. 2001.: Chem. Listy 95: 630-637

Fuksová, Z., Száková, J., Tlustoš, P., Pavlíková, D., Balík, J. 2007. Možnosti využití rostlin pro fytoextrakci toxických prvků z kontaminovaných půd. Část 2. (Revue). Agrochémia. 4 (47). 20-26.

Gil J., Moral R., Gomez I., Navarropedreno J., Mataix J. 1995. Effect of cadmium on physiological and nutritional aspects of tomato plant - Chlorophyll (a and b) and carotenoids. Fresenius Environmental Bulletin 4: 430-435

Gil J., Moral R., Gomez I., Navarropedreno J., Mataix J. 1995. Effect of cadmium on physiological and nutritional aspects of tomato plant - Soluble and RUBISCO proteins and nutrient evolution. Fresenius Environmental Bulletin 4: 436-440

Gratao, P. L., Prasad, M. N. V., Cardoso, P. F., Lea, P. J., Azevedo, R.A. 2005.: Phytoremediation. Green technology for the clean up of toxic metals in environment. Braz. J. Plant Physiol. 17: 53 – 64

Greger M, Landberg T., Prost, R. 1997. Use of willow clonek with high Cd accumulating properties in phytoremediation of agricultural soils with elevated Cd levels. Contaminated soils: 3rd International konference on the Biogeochemistry of Trace Elements, Paris, France, 15 – 19 May, 1995. 505 - 511

Greger M, Landberg T. 1999. Use of willows in phytoextraction. Int J Phytoremediat;1:115–23.

Griga M., Bjelkova M. and Tejklova E. 2003. Phytoextraction of heavy metals by fibre crops: *Linum usitatissimum* L. case study. In: Kalogerakis N. and Psillakis E. (eds.) Proc. 2nd Eur Bioremediation Conf. Chania, Crete, TU Crete, pp 353-356.

Hall J.L. 2002. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. Journal of Experimental Botany 53: 1-11



Harrison R.M., Chirgawi M.B. 1989. The assessment of air and soil as contributors of some trace-metal to vegetable plants 2. Translocation of atmospheric and laboratorygenerated cadmium aerosols to and within vegetable plants. *Science of the Total Environment* 83: 35-45

Hart J.J., Welch R.M., Norvell W.A., Clarke J.M., Kochian L.V. 2005. Zinc effects on cadmium accumulation and partitioning in near-isogenic lines of durum wheat that differ in grain cadmium concentration. *New Phytologist* 167: 391-401

Hart J.J., Welch R.M., Norvell W.A., Kochian L.V. 2002. Transport interaction between cadmium and zinc in roots of bread and durum wheat seedlings. *Physiologia Plantarum* 116: 73-78

Hejný, S., Slavík, B. 1990. *Květena České republiky 2*. Academia. Praha. 544 s.

Herawati N, Suzuki S, Hayashi K, Rivai IF, Koyoma H 2000. Cadmium, copper and zinc levels in rice and soil of Japan, Indonesia and China by soil type. *Bull Environ Contam Toxicol* 64:33–39

Hladký, J. 2012. Typy půd. Dostupné z :  
<http://www.priroda.cz/clanky.php?detail=1821&stranka=3>

Huang, J. W., Chen, J., Berti, W. R., & Cunningham, S. D. 1997. Phytoremediation of Lead contaminated soil. Role of synthetic chelates in lead phytoextraction. *Environmental Science and Technology*. 31 (3), 800 – 805

Huiyi, H., Deming, J., Chunxing, Z., Youbiao, Z., Zhiqing, L. 1991. Study on the control of cadmium-pollution in the soil by forestry ecological engineering. *China Environ. Sci.* 2(1), 36–45.

Chen, J. H., Sun, H., Wen, J., Yang, Y. P. 2010. Molecular phylogeny of *Salix* L. (Saliceae) inferred from three chloroplast datasets and its systematic implications. *Taxon* 59: 29 -37

Jing Y, Cui H, Li T, Zhao Z, 2014. Heavy metal accumulation characteristics of Nepalese alder (*Alnus nepalensis*) growing in a lead-zinc spoil heap, Yunnan, south-western China. *iForest* (early view): e1-e5 [online 2014-02-27] URL: <http://www.sisef.it/forest/contents/?id=ifor1082-007>

Kabata-Pendias A., Pendias H. 2001.: Trace elements in soils and plants. 3rd ed., Boca Raton, Florida, CRC Press, 413 s.

Kacálková, L., Tlustoš, P., Száková, J. 2009.: Phytoextraction of kadmium, copper, zinc and Merkur by selected plants. *Plant Soil Environ.*, 55,: 295 - 304

Kacálková, L., Tlustoš, P. 2010.: The uptake of persistent organic pollutants by plants, *Cent. Eur. J. Biol.* • 6(2) • 2011 • 223-235

Kafka, Z., Punčochářová, J. 2002: Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. *Chemické listy* 96, 611-617

Kafka, Z., Punčochářová, J., Vaněk, T. 2003.: Odstraňování těžkých kovů z půd metodou fytoremediace, *EKO – ekologie a společnost*, 14 (4), s.23 - 27

Kim C.G., Bell J.N.B., Power S.A. 2003. Effect of soil cadmium on *Pinus sylvestris* L. seedlings. *Plant and soil* 257: 443-449

Klang – Westin, E., Ericsson, J. 2003. Potential of *Salix* as phytoextractor for Cd on moderately combined soils. *Plant and Soil* 249, p. 127 - 137

Koblížek, J. 2000. Jehličnaté a listnaté dřeviny našich zahrad a parků. Tišnov: Sursum

Kovář, K. 2013.: Přednášky předmětu Pěstování lesů pro VOŠL. Autorizované vydání, dostupné z [www.elatrutnov.cz](http://www.elatrutnov.cz)

Kremer, B.,P. 1995.: *Stromy*; Ikar Praha, ISBN 80-7176-184-2

Kubal, M.; Burkhard, J.; Březina, M. 2002.: Dekontaminační technologie (on-line), dostupné z < <http://www.vscht.cz>>.

Kučerová, P., Macková, M., Macek, T. 1999. Perspektivy fytořemediace při odstraňování organických polutantů a xenobiotik z životního prostředí. Chemické listy, vol. 93, s. 19-26.

Landberg T., Greger M. 1996.: Differences in Uptake and Tolerance to Heavy Metals in Salix from Unpolluted and Polluted Areas. Applied Geochemistry 11, 175-180.

Lasat M.M., Fuhrmann M., Ebbs S.D., Cornish J. E., Kochian L. V., 1998. Phytoremediation of a radio cesium contaminated soil: evaluation of cesium-137 bioaccumulation in the shoots of three plant species. Journal of Environmental Quality 27, p. 165 – 168

Lasat M. M. 2000.: J. Hazard. Subst. Res. 2, 5/1.

Lombi, E.; Wenzel, W.W.; Adriano, D.C. 2000. Arsenik - Contaminated Soils:II. Remedial Action, Remediation Engineering of Contaminated Soils. New York, Basel.

Lugon-Moulin, N., Zhang, M., Gadani, F., Rossi, L., Koller, D., Krauss, M., Wagner, G.J. 2004. Critical review of the science and options for reducing cadmium in tobacco (*Nicotiana tabacum* L.) and other plants, Adv. Agronomy 83, 111–180.

Macek T, Macková M, Kučerová P, Chromá L, Burkhard J, Demnerova K. 2002. Phytoremediation. In: Agathos SN, Reineke W, eds, Biotechnology for the Environment: Soil Remediation, Brussels, Belgium: Kluwer Academic Publishers; 115–137

Macková, M.; Macek, T. 2005. Využití rostlin k eliminaci xenobiotik z životního prostředí. Poslední aktualizace 31.1.2005. Dostupné z <http://www.phytosanitary.org/projekty/2004/vvf-13-04.pdf>

Mališová, K., Mestek, O., Komínková, J., Šantrůček, J., Száková, J., Tlustoš, P. 2010. Frakcionace stopových prvků v listech vrbin (*Salix* spp.). Chem. Listy. 104. 172-176.

Masarovičová E., Lunáčková L., Králová K. 2002. Aktuálne problémy vplyvu kovov na rastliny. *Biologické listy* 67: 253-268

Matusik, J., Bajda, T. , Manecki, M. 2008.: Immobilization of aqueous cadmium by addition of phosphates. *Journal of Hazardous Materials*. 152, 3, s. 1332-1339.

Maxted, N., Scholten, M.A., Codd, R. and Ford-Lloyd, B.V., 2007. Creation and Use of a National Inventory of Crop Wild Relatives. *Biological Conservation*, 140: 142-159.

McGrath, S. P., Sidoli, C. M. D., Baker, A. J. M., Reeves R. D., 1993. The potential for the use of metal-accumulating plants for the in situ decontamination of metal-polluted soils. in *Integrated Soil and Sediment Research: A Basis for Proper Protection*. eds Eijsackers HJP, Hamers T (Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands), pp 673–677.

McGrath S.P., Zhao F.J., Lombi E. 2001.: Plant and Rhizosphere Processes Involved in Phytoremediation of Metal-Contaminated Soils. *Plant and Soil* 232, 207-214.

McLaughlin, M.J., Parker, D.R., Clarke, J.M., 1999. Metals and micronutrients - food safety issues, *Field Crops Res.* 60 143–163.

Meers, E., Vandecasteele, B., Ruttens, A., Vangronsveld, J., Tack, F., M., G. 2007. Potential of five willow species (*Salix* spp.) for phytoextraction of heavy metals. *Environ. Exp. Bot.* 60: 57 - 68

Mertens J, Vervaeke P, De Schrijver A, Luysaert S. 2004. Metal uptake by young trees from dredged brackish sediment: limitations and possibilities for phytoextraction and phytostabilization. *Sci Total Environ*;326:209–15.

Mihaljevič, M., Šebek, O. 1995. Kadmium, Japonsko a syndrom "itai-itai" *Vesmír* 74, 444, 1995/8

Mills, T., M., Robinson, B., Green, S., Clothier, B. 2000. Phytoremediation potential of poplar and willow: differences in cadmium accumulation between poplar and willow species International poplar commission, Portland, Oregon, USA, 24 - 28 September 2000

Moffat, A. F. 1995. Plants proving their worth in toxic metal clean up – Science 269: 302 – 303

Mullins G.L., Sommers L.E. 1986. Characterization of cadmium and zinc in four soil treated with sewage-sludge. Journal of Environmental Quality 15: 382-387

Nagajyoti, P. C., Lee K. D., Sreekanth, T. V. M., 2010. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. Environ Chem Lett 8:199–216

Němeček, J. et al. 2001.: Taxonomický klasifikační systém půd ČR. ČZU, Praha.

Neuman, P. J., Davis, N. R., Brummer, J. E., Ippolito, J. A. 2012. Riparian Shrub Metal Concentrations and Growth in Amended Fluvial Mine Tailings. Water Air Soil Pollut 223:1815–1828

Neugschwandtner, R. W., Tlustoš, P., Komárek, M., Száková, J. 2007. Phytoextraction of Pb and Cd from a contaminated agricultural soil usány different EDTA application regimes: Laboratory versus field scale measures of efficiency. Geoderma 144, 446–454

Nriagu, J.O. 1989. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. Nature (London)339:47 – 49

Obata H., Umebayashi M. 1997. Effects of cadmium on mineral nutriet concentrations in plants differing in tolerance for cadmium. Jornal of Plant Nutrition 20: 97-105

Padmavathiamma P.K., Li L.Y., 2007. Phytoremediation Technology: Hyper-accumulation Metals in Plants. Water Air Soil Pollution 184, p. 105 – 126

- Paulson, M., Bardka, P., Harmsen, J., Wilczek, J., Barton, M., Edwards, D. 2003. The practical use of short rotation coppice in land restoration. *Land Contamination & Reclamation* 11:323 - 338
- Pollard, A. J., Baker, A. J. M. 1997.: Deterrence of herbivory by zinc hyperaccumulation in *Thalapsi caerulescens*. *New Phytol.* 135: 655 - 658
- Pourrut, B., Lopareva-Pohu, A., Pravot, Ch., Garçon, G., Verdin, A., Waterlot, Ch., Bidar, G., Sbírali, P., Douay, F. 2011. Assessment of fly ash-aided phytostabilisation of highly contaminated soils after an 8-year field trial, Part 2. Influence on plants. *Science of the Total Environment* 409, 4504–4510
- Prasad M. N. V. (ed.)1999.: *Heavy Metal Stress in Plants:From Biomolecules to Ecosystems*. Springer-Verlag, Berlin
- Punshon, T., Dickinson, N., M. 1997. Acclimation of *Salix* to metal stress. *New Phytol.* 137, 303 – 314
- Punshon T, Dickinson N.,M. 1999. Heavy metal resistance and accumulation characteristics in willows. *Int J Phytoremediat*;1:361 – 85.
- Pulford I. D., Watson C. 2003.: *Environ. Intern.* 29, 529
- Reeves R. D., Baker, A. J. M, Borhidi, A., Berazain, R. 1999.: Nickel hyperaccumulation in the serpentine flora of Cuba. *Annals of Botany*, 83: 29 – 38.
- Robinson, B. H., Mills, T.M., Petit, D., Fung, L.E., Green, R. S. & Clothier, B. E., 2000. Natural and induced cadmium-accumulation in poplar and willow: Implications for phytoremediation, *Plant and Soil* 227: 301–306
- Rog, Ch., Isebrands, J.G. 2000. Growth and contaminant uptake by hybrid poplars and willows in response to application of municipal landfill leachate. International poplar commission, Portland, Oregon, USA, 24 - 28 September 2000

Roselli, W., Keller, C., Bosch, K 2003.: Phytoextraction capacity of trees growing on a metal contaminated soil, *Plant and Soil* 256, 265 – 272.

Ryslava E, Krejčík Z, Macek T, Novakova H, Mackova M. 2003. Study of PCB biodegradation in real contaminated soil. *Fresenius Environ Bull*; 12: 296–301.

Sharma R.K., Agrawal M. 2006. Single and combined effects of cadmium and zinc on carrots: Uptake and bioaccumulation. *Journal of Plant Nutrition* 29: 1791-1804

Sharma S.S., Schat H., Vooijs R., Van Heerwaarden L.M. 1999. Combination toxicology of copper, zinc, and cadmium in binary mixtures: concentration-dependent antagonistic, nonadditive, and synergistic effects on root growth in *Silene vulgaris*. *Environmental toxicology and chemistry* 18: 348-355

Shute T., Macfie S.M. 2006. Cadmium and zinc accumulation in soybean. A threat to food safety? *Science of the Total Environment* 371: 63-73

Schnoor, J. L. 2000. Phytostabilization of metals using hybrid poplar trees. In I. Raskin & B. D. Ensley, *Phytoremediation of toxic metals: Using plants to clean-up the environment*. New York Wiley, p. 133 – 150

Schwartz Ch., Echevarria G., Morel J.L. 2003. Phytoextraction of cadmium with *Thlaspi caerulescens*. *Plant and soil* 249: 27-35

Smrček, S. 2003. Fytoremediace – metoda dekontaminace půd a vod znečištěnými organickými látkami, kovy a radionuklidy, habilitační přednášky. Praha: ČVUT

Sykes, M., Yang, V., Blankenburg, J., Abu Bakr, S. 1999.: Biotechnology: working with nature to improve forest resources and products. *Int. Environ. Conf.* 29: 631 – 637

Szaková J., Tlustoš P., Koliňová D., 2005. Použití instrumentálních analytických technik pro stanovení rizikových prvků v zemědělských materiálech. ČZU, Praha

Šimíček, V., 1992. Vrby při úpravách vodních toků a ekologické obnově krajiny, Praha: Agrospoj

Švejcárová, D. 2003. Sledování pohybu ekologicky významných prvků v životním prostředí. Disertační práce. Brno

Thangavel P., Subhram C. V., 2004. Phytoextraction – Role of hyper accumulators in metal contaminated soils. Proceedings of the Indian National Science Academy. Part B, p. 109 – 130

Tlustoš, P.; Száková, J.; Fischerová, Z.; Šichorová, K. 2004. Remediacce půd, In Sborník KAVR ČZU (10. konference). Praha: Česká zemědělská univerzita. s. 69 – 78

Tlustoš P., Száková J., Hrubý J., Hartman I., Najmanová J., Nedělník J., Pavlíková D., Batusta M. 2006. Removal of As, Cd, Pb and Zn from contaminated soil by high biomass producing plants. Plant, Soil and Environment 52: 413-423

Tlustoš, P., Pavlíková, D., Száková, J., Balík, J. 2006b.: Plant accumulation capacity for potentially toxic elements. In J.-L. Morel et al. (eds.), Phytoremediation of Metal - Contaminated soils, Springer, s. 53-84, ISBN 1-4020-4687-1

Tlustoš, P., Habart, J. 2009. Využití průmyslových rostlin k remediaci kontaminovaných půd Dostupné z. <http://biom.cz/cz/udborne-clanky/vyuziti-prumyslovych-rostlin-k-remediaci-kontaminovanych-pud>

Toppi, L. S., Gabrielli, R. 1999. Response to kadmium in higher plants. Environmental and Experimental Botany. 41. 105-130.

Tordoff G.M., Baker A.J.M., Willis A.J., 2000. Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. Chemosphere 41, p. 219 – 228

Vandecasteele, B., Meers, E., Vervaeke, P., De Vos, B., Quataert, P., Tack, F. M. G. 2005. Growth and trace metal accumulation of two Salix clones on sediment-derived soils with increasing contamination levels. Chemosphere. 58. 995-1002.



Váňa, V. 2005.: Šetrná dekontaminace zemědělské půdy, Úroda, roč. 53, č. 10, s. 42- 43

Vaněk, T.; Soudek, R.; Tykva, R.; Kališová, I. 2002b Možnosti využití fytořemediace pro odstranění kontaminace způsobené toxickými kovy a radionuklidy. Dostupné z [http://www.diamo.cz/hpvt/2002/sekce/Zahlazovani/Z07/P\\_07.htm](http://www.diamo.cz/hpvt/2002/sekce/Zahlazovani/Z07/P_07.htm)

Vollenweider, P., Medard, T., Günthardt-Goerg, M., S. 2011.: Compartmentation of metals in foliage of *Populus tremula* grown on soils with mixed contamination. I. From the tree crown to leaf cell level. *Environmental Pollution* 159, 324e336

Volesky B, Holan Z.,R. 1995. Biosorption of heavy-metals. *Biotechnol Prog* 11(3):235–250

Vysloužilová, M., Tlustoš, P., Száková, J., Pavlíková, D. 2003a.: As, Cd, Pb and Zn uptake by *Salix* spp. clones grown in soils enriched by high load of these elements, *Plant, Soil and Environment*, 49, (5).

Vysloužilová, M., Tlustoš, P., Száková, J. 2003. : Cadmium and zinc phytoextraction potential of seven clones of *Salix* spp. planted on heavy metal contaminated soils. *Plant Soil Environ.*, 49, (12): 542–547

Wagner, G.,J., 1993.: Accumulation of cadmium in crop plants and its consequences to human health, *Adv. Agronomy* 51, 173–212.

Watson, C., Pulford, I.,D., Riddell-Black, D. 2003.: Screening of willow species for tolerance to heavy metals: comparison of the performance in a hydroponics system and field trials. *Int J Phytoremediat*;5:351 – 65

Weger, J., Havlíčková, K. 2002.: Zásady a pravidla pěstování rychle rostoucích dřevin ve velmi krátkém obmytí. dostupné z <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/zasady-a-pravidla-pestovani-rychle-rostoucich-drevin-r-r-d-ve-velmi-kratkem-obmyti>

Wenzel, W., Adriano, D., C., Salt, D., Smith, R. 1999.: Phytoremediation: A Plant-Microbe-Based Remediation System. ASA, CSSA, SSSA, Madison, USA. Bioremediation of Contaminated Soils, Agronomy Monograph no. 37, 457-508.

Wu Q.T., Morel J.L., Guckert A. 1989.: Effect of nitrogen source on cadmium uptake by plants. Comptes Rendus del Academie des Sciences Serie III - Sciences de la vie - Life Sciences 309: 215-220

Zehnálek J., Kryštofová O., Adam V., Kizek R. 2010.: Crops as metal-hyperaccumulators and their using for phytoremediation, Mendelova univerzita v Brně

Zhang, H. H., Chen, J. J., Zhu, L., Li, F. B., Wu, Z. F., Yu, W. M., Liu, J. M. 2011. Spatial patterns and variation of soil kadmium in Guangdong Province, China. Journal of Geochemical Exploration. 109. 86 - 91.

Zrůst, J.; Hlušek, J.; Jůzl, M.; Rejlková, M. 2002.: Rizika pěstování brambor v půdách kontaminovaných kadmíem, arsenem, beryliem. Havlíčkův Brod: Výzkumný ústav bramborářský, s. 1-4