

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



Akumulace olova v rychle rostoucích dřevinách

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Filip Mercl

Vedoucí práce: prof. Ing Pavel Tlustoš, CSc.

© 2013 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Akumulace olova v rychle rostoucích dřevinách" jsem vypracoval 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 autor uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 12.4. 2013

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval prof. Ing. Pavlu Tlustošovi, CSc. za odborné vedení a připomínky k práci, Ing. Janě Najmanové za pomoc s laboratorními procedurami a prof. Ing. Jiřině Szákové, CSc. za skvělou spolupráci při analýzách vzorků. Dále pak mojí rodině za podporu při studiu.

Akumulace olova v rychle rostoucích dřevinách

Lead accumulation in fast growing trees

Souhrn

Tato práce se zabývá akumulací olova v biomase tří druhů rychle rostoucích dřevin. Vrb *Salix smithiana*, topolů *Populus nigra* a olší *Alnus glutinosa*. Tyto dřeviny byly pěstovány formou nádobového pokusu na třech zeminách s různou úrovní kontaminace po dobu sedmi let. Během experimentu byla pravidelně sklížena nadzemní biomasa a stanovován její výnos a obsah olova zvláště pro listy a větve. Dále byly dvakrát ročně odebírány vzorky půdního roztoku pro stanovení koncentrace přístupného olova. Na konci experimentu byly odebrány půdní vzorky, rostliny rozděleny na jednotlivé části (kořeny jemné, kořeny dřevité, pařezy, větve a listy), a byl stanoven jejich výnos a obsahy olova. Pro jednotlivé půdy a druhy dřevin byl vypočítán odběr olova a remediační faktor. Cílem práce bylo sledovat výnos biomasy hlavních částí rostlin a jejich schopnost akumulovat olovo během sedmi let trvání pokusu.

Výnos veškeré suché biomasy byl rostlinami v součtu let produkován v pořadí olše > vrby > topoly. Nejvyšší výnos biomasy vyprodukovaly olše *Alnus glutinosa* na středně kontaminované půdě (850,57 g.nádoba⁻¹). Olovo bylo nejvíce koncentrováno v jednotlivých částech rostlin v pořadí: kořeny jemné > kořeny dřevité > pařezy > větve > listy. Nejvyšší koncentrace olova byla nalezena v jemných kořenech vrb *Salix smithiana* na silně kontaminované půdě a činila 460,71 mg/kg. Nejnižší koncentrace olova byla nalezena v listech a činila 0,1 mg/kg. Toto množství bylo nalezeno vícekrát během trvání pokusu. V roce 2008 a 2012 v listech topolu *Populus nigra* rostoucích na lehce kontaminované půdě a dále v roce 2012 v listech olše *Alnus glutinosa* na půdě středně kontaminované.

Olovo bylo nadzemní biomasou v součtu let nejvíce odebíráno v pořadí: topoly > olše > vrby. Nejvyššího odběru nadzemní biomasou dosáhly topoly *Populus nigra* na silně kontaminované půdě, kde za sedm let experimentu odebraly 2167,2 μg.nádoba⁻¹. Ovšem biomasou pařezů a kořenů bylo olovo rostlinami odebíráno v pořadí: olše > vrby > topoly. Nejvyšší odběr olova touto biomasou byl zjištěn u olší *Alnus glutinosa* na silně kontaminované půdě, kde činil 6110,0 μg.nádoba⁻¹.

Hodnoty remediačních faktorů olova za dobu experimentu byly velice nízké, dle jednotlivých půd se pohybovaly v pořadí silně kontaminovaná > lehce kontaminovaná > středně kontaminovaná. Dle dřevin následně: olše > vrby > topoly. Nejvyššího remediačního faktoru dosáhly olše *Alnus glutinosa* na silně kontaminované půdě a činil 0,17%, přičemž na středně a silně kontaminovaných půdách měla na celkovém remediačním faktoru v případě vrb a olší hlavní podíl biomasa kořenů.

Analýzou půdních roztoků během experimentu a následným stanovením přístupných forem olova v půdních vzorcích při ukončení experimentu byl prokázán vliv zkoumaných rychle rostoucích dřevin na mobilizaci olova do rostlinám přijatelných forem extrahovatelných 0,11M kyselinou octovou.

V závěru lze říci, že žádný ze zkoumaných druhů rychle rostoucích dřevin neprokázal dostatečnou schopnost translokace olova do nadzemních částí rostliny a tudíž není vhodný k fytoextrakci tohoto kovu.

Klíčová slova: vrba, topol, olše, olovo, akumulace

Summary

Presented thesis focuses on the accumulation of lead in the biomass of three species of fast - growing trees. Willows *Salix smithiana*, poplars *Populus nigra* and alders *Alnus glutinosa*. These trees were planted in pot experiment on three soils with different levels of contamination for the time of seven years. Aboveground biomass has been harvested and annual yield as same as lead content were determined separately for leaves and branches during the experiment. Furthermore, soil solution was sampled twice a year, for determining the concentration of available lead. At the end of the experiment, soil samples were taken, the plants were divided into different parts (fine roots, woody roots, stumps, branches and leaves), and their yield and lead content were determined. Total uptake and remediation factor were calculated for each soil and tree species. The aim of this thesis was to monitor the yield of main biomass parts and their ability to accumulate lead within seven years of experiment.

The total yield of dry biomass of all plants was produced in order alder > willow > poplars. The highest yields of biomass were produced by alder *Alnus glutinosa* planted on medium contaminated soil (850.57 g per pot). Lead was most concentrated in different parts of the plants in order: fine roots > woody roots > stumps > branches > leaves. The highest concentration of lead was found in the fine roots of willows *Salix smithiana* planted on heavily contaminated soil and was 460.71 mg/kg.

Lead was taken up by aboveground biomass in order: poplars > alders > willows. The highest uptake by aboveground biomass was reached by poplars *Populus nigra* planted on heavily contaminated soil, where poplars took up 2167.2 µg per pot during seven years. However, lead was taken up by biomass of stumps and roots in order: alders > willows > poplars. The highest uptake of lead by the biomass was found in alders *Alnus glutinosa* planted on heavily contaminated soil, where it amounted to 6110.04 µg.nádoba⁻¹.

Values of remediation factors were very low during the pot experiment, the individual soils varied in order: strongly contaminated > slightly contaminated > moderately contaminated. Remediation factors were according to trees in order: alders > willows

> poplars. Highest remediation factor was reached by alders *Alnus glutinosa* planted on heavily contaminated soil and it was 0.17%, while biomass of roots had major share on the remediation factor at the medium and heavily contaminated soils in the case of willows and alders.

Analysis of soil solution and the subsequent determination of accessible forms of lead in soil samples shown the influence of fast-growing tree species on the mobilization of lead to acceptable forms which are extractable by 0.11 M acetic acid.

In conclusion we can say, that none of studied species of fast-growing trees showed a sufficient ability to translocate lead into aboveground parts of the plant and therefore none of studied species is suitable for phytoextraction of this metal.

Keywords: willow, poplar, alder, lead, accumulation

Obsah

| | |
|--|----|
| 1) Úvod | 1 |
| 2) Literární rešerše | 2 |
| 2.1) Olovo..... | 2 |
| 2.1.1) Olovo v půdě a podloží | 3 |
| 2.1.1.1) Výskyt olova v podloží | 3 |
| 2.1.1.2) Vstup olova do půdního prostředí | 4 |
| 2.1.1.3) Chování olova v půdě..... | 5 |
| 2.1.1.4) Vliv olova na půdní procesy..... | 6 |
| 2.1.2) Olovo v rostlině | 7 |
| 2.1.2.1) Příjem olova rostlinou | 7 |
| 2.1.2.2) Mobilia olova v rostlině | 8 |
| 2.1.2.3) Interakce olova s ostatními prvky | 10 |
| 2.2) Fytoremediace | 11 |
| 2.2.1) Fytoextrakce | 12 |
| 2.2.1.1) Indukovaná fytoextrakce..... | 13 |
| 2.2.1.2) Zpracování kontaminované biomasy | 14 |
| 2.2.2) Fytostabilizace | 15 |
| 2.2.2.1) Rostliny vhodné k fytostabilizaci | 17 |
| 3) Experimentální část..... | 19 |
| 3.1.) Materiál a metodika | 19 |
| 3.1.1.) Charakteristika pokusu | 19 |
| 3.1.2) Analýza půdních vzorků | 21 |
| 3.1.3) Analýza rostlin..... | 21 |
| 3.1.4) Odběr půdního roztoku..... | 22 |
| 3.1.5) Analýza kořenů a pařezů | 22 |
| 3.1.6) Vyhodnocení výsledků..... | 22 |
| 3.2) Výsledky | 24 |
| 3.2.1) Výnos biomasy | 24 |

| | |
|--|----|
| 3.2.2) Obsah olova v biomase | 29 |
| 3.2.3) Obsah olova v půdním roztoku | 34 |
| 3.2.4) Odběr olova rostlinou | 41 |
| 3.2.5) Remediační faktor olova | 46 |
| 3.2.6) Obsah olova v půdních vzorcích..... | 48 |
| 4) Diskuze | 50 |
| 5) Závěr..... | 54 |
| 6) Literatura..... | 56 |

1) Úvod

Čistota životního prostředí je základním předpokladem udržitelného rozvoje každé civilizace. Moderní společnost si dnes uvědomuje svou závislost na přírodních zdrojích a finanční i zdravotní rizika vyplývající z jejich znečištění a devastace. Půda má přímý vliv na kvalitu ovzduší, podzemních i povrchových vod, biodiverzitu, světovou produkci potravin a lidské zdraví. Proto se její ochrana a zachování zdravých procesů v ní dostává ve vyspělých zemích do popředí zájmu.

Olovo je možná nejdéle známý prvek toxický životnímu prostředí. Díky nešetrné těžbě nerostných surovin a nekvalitním technologiím jejich zpracování se v minulosti dostávalo obrovské množství tohoto těžkého kovu do prostředí. Díky jeho stálosti a nízké rozpustnosti má olovo tendence se hromadit především v půdě a sedimentech, kde po dlouhou dobu odolává jakékoliv degradaci a může kontaminovat podzemní vody, nebo se dostávat do potravního řetězce. Díky atmosférické depozici olovo kontaminovalo velké plochy pozemků, především v okolí těžby a zpracování neželezných rud. Takto postižené pozemky se stávají hrozbou pro většinu složek životního prostředí, proto existuje snaha o jejich dekontaminaci. Klasické remediační technologie spočívají v odtěžení a následném řízeném skládkování nebo spalování kontaminované zeminy, což je velice finančně nákladné a především tyto postupy nevratně ničí půdu. Moderní snahou je proto nalézt technologii, která bude levná a šetrná k půdě a životnímu prostředí. Jedním z přístupů je metoda fytoremediace, využívající rostliny k fixaci kontaminantů z životního prostředí. V případě pěstování plantáží rychle rostoucích dřevin na kontaminovaných půdách se eliminuje větrná a vodní eroze, často dochází k zlepšení krajinného rázu a zvýšení biodiverzity. Nelze opomenout ani finanční prospěch z vyprodukované štěpky.

Cílem této diplomové práce je sledovat výnos biomasy hlavních částí rychle rostoucích dřevin (vrba, topol, olše) pěstovaných na půdách s různou úrovní kontaminace a sledovat jejich schopnost akumulovat olovo. Dále pak zhodnotit, zda je výnos biomasy ovlivněn pěstovaným druhem a zda hromadění olova závisí na pěstované dřevině, její části a obsahu přístupného olova v půdě.

2) Literární rešerše

2.1) Olovo

Olovo je možná nejdéle používaný a nejlépe prozkoumaný prvek toxický životnímu prostředí, jehož nedbalé využívání zkončilo teprve nedávno. Testy olova prokázaly jeho negativní efekt na neobyčejně široké spektrum biologických a biochemických pochodů. Nepříznivě ovlivňuje reprodukční, nervové, gastrointestinální, imunitní, renální, kardiovaskulární, kostní, svalové systémy a systémy krvetvorby. Dále má negativní vliv na vývojové procesy živých organismů. Je pravděpodobné, že olovo mění genetickou strukturu a ovlivňuje budoucí vývoj exponovaných rostlinných a živočišných populací (Johnson, 1998).

Olovo se může do organismu dostat všemi třemi uvedenými cestami – transkutánní, alimentární a inhalační. Předpokládá se, že asi 5 – 10% olova přijatého alimentární cestou se vstřebává. Navíc je známo, že některé další faktory, například nízký obsah vápníku, železa a proteinů v potravě, zvyšují vstřebávání olova ve střevě. U dětí je vstřebávání ze střeva pravděpodobně vyšší než u dospělých. Vstřebané olovo se dostává do krve a tou je rozváděno do orgánů. Další osud olova závisí na afinitě tkání k olovu (Cibulka et al., 1991).

Intoxikace olovnatými ionty je závažná nemoc, která představuje obrovský problém pro veřejné zdraví (Quintanar – Escorza et al., 2007).

Pokud se dostane olovo do životního prostředí, má dlouhou dobu zdržení v porovnání s ostatními kontaminanty. V důsledku toho má olovo a jeho sloučeniny tendenci se hromadit v půdách a sedimentech, kde díky jejich nízké rozpustnosti a odolnosti vůči mikrobiální degradaci zůstávají přístupné potravnímu řetězci a lidskému metabolismu po dlouhou dobu. Neexistuje významný důkaz, že olovo hraje esenciální roli v metabolismu (Alloway, 1990).

2.1.1) Olovo v půdě a podloží

Všeobecně těžké kovy a jejich sloučeniny v půdě jsou ovlivněny přírodními faktory jako je matečná hornina nebo pedogeneze a zároveň je silně ovlivňuje lidská činnost. Díky vlivu lidských aktivit lze tvrdit, že přirozené pozadí již nikde na světě neexistuje, zejména pak v industriálních a hustě obydlených oblastech jako je Evropa (Reimann a Garrett, 2005).

2.1.1.1) Výskyt olova v podloží

V litosféře existuje olovo dvojího původu, primární a sekundární. Primární olovo je geogenního původu, do minerálů se navázalo v době jejich vzniku. Sekundární olovo vzniká rozpadem radioaktivních prvků řad uranu a thoria. Olovo se vyskytuje především ve formě Pb^{2+} , avšak je znám i jeho oxidační stav Pb^{4+} , který tvoří několik minerálů, které jsou v přírodních vodách téměř nerozpustné (Kabata-Pendias, 2001).

Hlavní rudou olova je galenit (PbS), který představuje 87 hmotnostních procent celkového olova na světě (Adriano, 2001). Tato skutečnost indikuje jeho silnou afinitu k síře. V horninách a půdách je olovo běžně stopovým prvkem (<0,1% hmotnosti). V silikátových mřížkách izomorfně nahrazuje draslík (Alloway, 1990). V důsledku toho existuje všeobecný růst koncentrace olova od ultrabazických ke kyselým vyvřelinám a jílovitým sedimentům, ve kterých se průměrné koncentrace olova pohybují mezi 10 a 40 ppm, přičemž v ultramafických horninách a vápenatých sedimentech je rozpětí koncentrací od 0,1 do 10 ppm (Kabata-Pendias, 2001). Jeho koncentrace se také zvyšuje se zvyšujícím se množstvím silikátových struktur v horninách (Alloway, 1990).

Ačkoliv je 95% hornin v zemské kůře magmatického původu, sedimentární horniny jsou rozšířeny nad magmatickým podložím a tvoří 75% zemského povrchu. Jsou tudíž nejvíce rozšířeným půdotvorným materiálem. Nejběžnějšími sedimenty jsou břidlice a jílovce (80%), které mají průměrný obsah olova 23 ppm. Černé břidlice jsou bohaté na organický materiál a sulfidické minerály a mívají tudíž vyšší obsah olova. Pískovce se z 15% skládají ze sedimentárních hornin a obsahují v průměru 10 ppm

Pb, přičemž vápence a dolomity (5% sedimentárních hornin) obsahují okolo 7 ppm Pb (Alloway, 1990).

Olovnaté sulfidy během zvětrávání pomalu oxidují a olová má schopnost tvořit karbonáty, ale také být navázány jílovými minerály, Fe a Mn oxidy a organickou hmotou. Odhady obsahu olova v nekontaminovaných půdách se široce liší (1,5 – 280 ppm) (Kabata-Pendias, 2001).

2.1.1.2) Vstup olova do půdního prostředí

Existuje několik velmi známých zdrojů kontaminace olovem, jmenovitě těžební a hutní činnost, používání čistírenských kalů v zemědělství, dřívější kontaminace z výfukových plynů nebo používání pesticidů jako např. PbHAsO₄ (Alloway, 1990).

Třebichavský et al. (1998) uvádějí jako hlavní zdroje znečištění olovem spalování fosilních paliv, výfukové plyny automobilů, metalurgické provozy, spalování tuhých komunálních odpadů a strojírenský průmysl.

Podle Jackse (1990) je atmosféra hlavní vstupní branou biodostupných těžkých kovů do prostředí. To potvrzuje La Roux et al. (2008), podle nichž olovo antropogenního původu, které je emitováno do ovzduší, může být transportováno na velké vzdálenosti díky sorpci na mikroskopické částice aerosolů. Následně pak dochází k jeho suché nebo mokré depozici. Aerosolová depozice je silně ovlivněna topografií, směrem větru, srážkami a vegetací.

Podle Adriana (2001) se zpracování olova objevilo již 5000 let př. n. l., Shotyk et al. (1998) uvádějí, že hlavní nárůst atmosférické kontaminace olovem nastal 3000 let př. n. l. a to díky těžbě a tavení olovnaté rudy.

Mnoho autorů (Adriano (2001), Kabata – Pendias (2001), Nriagu (1990), Alloway (2001)) se shoduje v tvrzení, že posledním hlavním zdrojem kontaminace olovem bylo používání olovnatých přísad do paliv v dopravě. Nriagu (1990) uvádí, že mezi roky 1926 a 1985 bylo v USA pouze v olovnatých aditivech do benzínu spáleno 7 milionů tun olova. Zákaz těchto paliv vedl k významné redukci atmosférické depozice olova, jak potvrzuje celá řada autorů. Např. Poikolainen et al. (2004) uvádí, že ve

Finsku se mezi roky 1985 a 2000 snížila atmosferická depozice olova o 78%. Podle Azimi et al. (2005) se v Paříži od roku 1994 do 2002 snížil spad olova 3x. Toto vysvětlují právě zákazem olovnatých paliv a lepší filtrací spalin stacionárních zdrojů.

Shotyk et al. (2005) také potvrzují značnou redukci emisí olova díky zákazu paliv, avšak uvádí, že aerosoly ve vzdálených regionech kanadské Arktidy jsou stále silně kontaminovány antropogenním olovem, což podle nich naznačuje nárůst znečištění z jiných zdrojů.). Podle zprávy EPA (2000) se globální produkce olova neustále zvyšuje a hlavní potenciál v tomto růstu náleží Číně a Indii.

2.1.1.3) Chování olova v půdě

Olovo je považováno za nejméně mobilní prvek z těžkých kovů a jeho přirozený obsah v půdě je ovlivněn především matečnou horninou a tudíž se jeho přirozené obsahy v různých půdách velice liší (Kabata-Pendias, 2001).

Stille et al (2011) uvádějí, že olovo, které se dostává do půdy z vnějších zdrojů, je navázáno do organického materiálu, především blízko povrchu půdy. S rostoucí hloubkou je sorbováno hlavně na fosfátové minerály a oxidy železa. Olovo vstupující do půdy díky atmosferické depozici, které není adsorbováno nebo vyvázáno srážením v sekundární minerály (oxidy železa a fosfáty) se rychle dostává do podzemních zdrojů vod. Lin (1995) uvádí, že množství olova adsorbovaného na povrchy minerálů a olova organicky vázaného, se v jejich sledováních pohybovalo mezi 0 – 92% celkového obsahu olova v půdě. Tuto skutečnost vysvětlují komplexem kombinací půdního pH, obsahu organického materiálu, kationtové výměnné kapacity a rychlosti vyplavování.

Dle Sipose et al. (2005) mají jednotlivé půdní horizonty různou adsorpční kapacitu, což je způsobeno jejich rozdílným složením. Za nejdůležitější adsorbenty olova považuje půdní organický materiál, jílové minerály a oxidy železa. Organický materiál je podle nich nejdůležitější nejen kvůli jeho adsorpčním schopnostem, ale také kvůli ovlivňování přirozené distribuce olova v půdě. Za nejvýznamější proces při adsorpci olova považuje iontovou výměnu s vápníkem. Dále uvádějí, že vápenec má silný vliv na adsorpci olova, a to díky jeho pufrací kapacitě. Jeho vysoký obsah v půdě

způsobující alkalické prostředí ústí v srážení olova. Půdy charakteristické vysokým podílem organického materiálu, kumulací jílových minerálů a vápenatým podložím představují významné medium pro immobilizaci značného znečištění olovem.

Covelo et al. (2007) porovnali schopnosti kaolinitu, vermikulitu, organického materiálu, oxidů železa a oxidů manganu sorbovat těžké kovy. Dle jeho výsledů bylo olovo nejvíce sorbováno na organický materiál a oxidy manganu. Následně pak na oxidy železa.

Korelační a regresní analýzy naznačují, že půdy s jílovitou strukturou, neutrálním až alkalickým pH nebo půdy s vysokým podílem vápence a organického materiálu, by byly nejvhodnější k omezení mobility olova a kadmia (Hooda and Alloway, 1998). Ovšem McBride (1998) upozorňuje na uvolňování olova z organických půd při rostoucím pH, způsobené tvorbou rozpustných organo komplexů olova s rozpuštěným organickým uhlíkem.

Lin et al. (1995) objevili velké množství olova ve vyměnitelné formě vázaného na malé části dřevěných pilin. To vysvětluje podobnou mikroskopickou strukturou pilin se strukturou dřevěného uhlí.

2.1.1.4) Vliv olova na půdní procesy

Účinky těžkých kovů na půdní organismy závisí na jejich dostupnosti v půdním roztoku. Jejich negativní efekt se může snížit, popř. se zcela vytratit, pokud je těžký kov z půdního roztoku odstraněn vazbou na jílové minerály, organický materiál, vysrážen při alkalickém pH, nebo zreagoval s jinými látkami. Olovnaté ionty mohou být díky jejich kladnému náboji relativně lehce odstraněny z půdního roztoku kationtovou výměnou. Olovo má silnou schopnost tvořit komplexní sloučeniny s organickým materiálem (Shi et al., 2002).

Aoyama a Nagumo (1997) zveřejnili, že pouze 1% celkového obsahu olova v půdě bylo přítomno v půdním roztoku. Podle Shi et al. (2002) dochází při zvýšeném obsahu Pb^{2+} v půdním roztoku ke snížení mikrobiální aktivity, avšak jednotlivé druhy bakterií se velmi liší v citlivosti k tomuto kovu. Shang et al. (2012) uvádějí koncentraci

olova v půdě 150 mg/kg jako kritickou mez, při níž už dochází k výrazné redukci produkce mikrobiálního uhlíku. Při koncentraci 100 mg/kg podle nich již dochází k významné redukci produkce mikrobiálního dusíku.

Giller et al. (1998) uvádějí, že po přidání olova do půdy se mikrobiální respirace začla pohybovat nad a pod úrovní respirace kontrolní půdy, přičemž amplituda se v čase snižovala. To vysvětluje faktem, že olovo díky komplexaci s půdními látkami může snížit množství živného substrátu a tím snížit mikrobiální respiraci v půdě. Naproti tomu množství usmrčených buněk kvůli přidání těžkých kovů do půdy má za následek zvýšení mikrobiální respirace.

Boreální lesní ekosystémy jako celek, jsou překvapivě málo ovlivněny silnou kontaminací olovem navzdory skutečnosti, že olovo ovlivňuje půdní vlastnosti a některé skupiny půdní fauny a půdních mikroorganismů. Nicméně účinky kontaminace půdy v ekosystému tvoří velmi složitou síť interakcí mezi kontaminací, charakteristikou půdy a půdních i nadzemních organismů (Rantalainen et al., 2006).

2.1.2) Olovo v rostlině

Ačkoliv se olovo přirozeně vyskytuje ve všech rostlinách, nebyl zatím dokázán jeho esenciální význam v metabolismu žádného rostlinného druhu. Existuje však mnoho důkazů o stimulačním růstovém efektu některých olovnatých solí, především nízkých koncentrací $Pb(NO_3)_2$. Více však existuje důkazů o inhibičním efektu na metabolismus rostlin. Není jednoduché stanovit koncentraci toxickou pro rostlinné životní procesy (Kabata-Pendias, 2001).

2.1.2.1) Příjem olova rostlinou

Rostliny mohou olovo přijímat kořeny z půdy, nebo nadzemními částmi po jeho dopadu na list. Jeho přijaté množství se velice liší podle rostlinného druhu, zdroje olova a experimentálních podmínek (Adriano, 2001).

Dalenberg a Driel (1990) uvádějí, že až 95% celkového obsahu olova u se do rostlin může dostávat transportem skrz listy. Adriano (2001) považuje kutikulární vosky na

povrchu listů a kutikulární membránu za silnou bariéru vstupu olova do rostliny, poukazuje na velký vliv chemické a fyzikální podstaty vosků, avšak nepředpokládá významný vstup olova do rostliny skrz plochu listů.

Dostupnost těžkých kovů a jejich mobilita v rhizosféře je silně ovlivněna kořenovými exudáty a mikroorganismy (Wenzel et al., 2003).

Vyšší rostliny mají velmi účinné systémy pro získávání kovových iontů a jiných anorganických sloučenin z půdy. Ty jsou založeny na malém počtu transportních mechanismů. Jelikož není známa žádná biologická funkce olova, je pravděpodobné, že pro něj neexistují specifické transportéry (Antonella et al., 2012).

Olovo je vázáno na karboxylové skupiny kyseliny mucigelové na povrchu kořenů, avšak není zcela objasněno, jak se olovo dostává do kořenové tkáně (Peralta – Videira et al., 2009). Příjem olova rostlinou je pasivní proces, který probíhá rychle až do chvíle, než se vyrovná koncentrace olova v kořenových výměnných prostorech a v okolním půdním roztoku (Adriano, 2001). Obsah olova v rostlině úzce koreluje s jeho koncentrací v půdě, přičemž se tento vztah liší dle orgánu rostliny a formě, ve které se olovo v půdě vyskytuje (Kabata-Pendias, 2001).

Ačkoliv některé rostlinné druhy tolerují olovo díky komplexaci a inaktivaci (*Allium cepa*, *Zea mays*), na jiných se již projevuje toxicita (*Brassica napus*, *Phaseolus vulgaris*) (Wierzbicka, 1999).

Olovo je považováno za málo rozpustné s nízkou přístupností pro rostliny, jelikož se sráží ve formě fosfátů a sulfátů, sloučenin, které se obvykle nacházejí v rhizosféře rostlin (Blaylock a Huang, 2000).

Zvýšení příjmu olova rostlinou pomocí technik genetického inženýrství je závislé na výzkumu transportních membránových mechanismů (Meyers et al., 2008).

2.1.2.2) Mobilita olova v rostlině

Transport rozpuštěného olova z vnějšího prostředí kořene do centrálního kořenového xylému a prýtu se děje dvěma hlavními cestami. Apoplastickou a symplastickou. Při apoplastické cestě je roztok transportován volným prostorem mezi buněčnými

membránami, kdežto při symplastické prochází skrz tyto membrány po celé jeho cestě (Adriano, 2001).

Mnoho studií dokázalo, že většina absorbovaného olova zůstává v kořenech, což dělá z kořenů první překážku pro translokaci olova do nadzemních částí rostlin.

Jakmile je olovo uvnitř kořene, většina ho je navázána na iontová výměnná místa v buněčných stěnách nebo se sráží ve formě fosfátů a karbonátů v extracelulárním prostoru kořenů (Blaylock a Huang., 2000).

Nenavázané olovo se pohybuje vápníkovými kanály a akumuluje se poblíž endodermis. Tato skutečnost naznačuje, že při nízkých koncentracích je Casparyho proužek částečnou bariérou pro pohyb olova do centrální kořenové tkáně (Seregin et al., 2004).

Přítomnost lipofilního Casparyho proužku v kořenové endodermis ovlivňuje tok apoplastického roztoku a směřuje ho na plasmatické membrány, kde dochází k selektivnímu transportu a pasivnímu prostupování roztoku (Wu et al., 1999).

Hydrofilní sloučeniny jsou transportovány apoplasticky, přičemž lipofilní symplasticky. Za normálních fyziologických podmínek, má apoplastická cesta, chráněná Casparyho proužkem, 99% podíl na transportu vodního toku skrz kořeny (Adriano, 2001).

Olovo vstupuje do buněk díky kationtovým transportérům se širokým spektrem specificity (Antonella et al., 2012).

Jedním typem membránových transportérů jsou P_{IB} ATPázy, membránové proteiny, které se mimo jiné podílejí na detoxikaci a stabilizaci rizikových prvků v rostlině. Jsou lokalizovány uvnitř membrány a zprostředkovávají transport kationtů mezi cytozolem a apoplastem (Prasad, 2008). Williams et al. (2000) uvádí P_{IB} ATPázy jako zodpovědné za transport olova přes buněčné membrány. P_{IB} ATPázy uvádí jako podskupinu ATPáz typu P, které používají ATP pro čerpání různých nabitých substrátů přes biologickou membránu a vyznačují se tvorbou fosforylovaného meziproductu během reakčního cyklu. Do této skupiny patří mimo jiné H^+ ATPázy a Ca^{2+} ATPázy.

Mikroanalytická práce Meyerse et al. (2008) prokázala, že olovo se v kořenových tkáních dostává do extracelulárních, cytoplazmatických i vakuolárních prostor. Množství extracelulárního a intracelulárního olova se zdá být závislé na lokalizaci

v rámci kořene. Intracelulární depozice, resp. cytoplazmatická a intravakuolární sekvestrace olova převládá na kořenové špičce, zatímco extracelulární depozice převažuje na ostatních místech mimo kořenovou špičku a vně cévního válce. Povrchové analýzy prokázaly, že koncentrace olova v kořenové špičce, je více než třikrát vyšší, než v polovině kořenové oblasti. Ultrastrukturální analýza naznačuje, že pozorovatelné množství olova není uloženo v tkáních za Casparyho proužkem.

Olovo se převážně akumuluje v kořenech, a je jen velmi slabě translokováno do ostatních částí rostlin. Kromě relativní lipofility a velikosti molekuly sloučeniny, je akumulace olova v rostlině závislá na celkovém toku rozpuštěných látek do prýtu, čili intenzitě transpirace (Adriano, 2001).

Meyers et al. (2008) dále naznačuje, že pro zvýšení účinnosti fytoextrakce a rhizofiltrace olova je zapotřebí podrobně zkoumat membránové transportní procesy a dále se zaměřit na selektivní šlechtění rostlin se silně větveným kořenovým systémem, kde je velké množství kořenových špiček.

2.1.2.3) Interakce olova s ostatními prvky

Interference olova s ostatními stopovými prvky byla objevena pouze pro zinek a kadmium. Stimulující efekt olova na příjem kadmia rostlinnými kořeny může být druhotným efektem disturbance symplastického transportu iontů. Zn-Pb antagonismus nepříznivě ovlivňuje translokaci obou prvků z kořenů do nadzemních částí.

Interference olova s vápníkem má metabolický význam, protože olovo napodobuje fyziologické chování vápníku a díky tomu může inhibovat některé enzymy. Pozitivní efekt vápnění na redukci absorpce olova kořeny je řízen půdním typem. V půdách, kde jsou přítomny olovnaté organické komplexy, vápenaté kationty významně neredukují přístupnost olova.

Je známo, že příznivý režim fosforu snižuje efekt toxicity olova. Tato interference je způsobena díky schopnosti olova srážet se v nerozpustné fosfáty v rostlinných

tkáních, stejně jako v půdách. Také síra inhibuje transport olova z kořenů do ostatních částí rostlin (Kabata-Pendias, 2001).

2.2) Fytoremediace

Těžké kovy a metaloidy jako kadmium (Cd), olovo (Pb), rtuť (Hg), arsen (As), selen (Se) a další jsou do prostředí uvolňovány především díky důlní činnosti, průmyslu a zemědělství, přičemž ohrožují environmentální a veřejné zdraví. V samostatných Spojených státech amerických je více než 50 000 lokalit, čekajících na remediaci (Ensley, 2000).

Vzhledem k akutní toxicitě těchto kovů zde existuje urgentní potřeba vyvinout nízkonákladové, efektivní a udržitelné metody k odstranění těchto kovů z prostředí popř. k jejich detoxifikaci. Metody založené na principu využití rostlin, jako jsou fytoremediace, jsou relativně nenákladné především díky jejich in-situ použití a solárnímu „pohonu“ (Samuelsen et al., 1998).

Rostliny hrají přímou roli při remediaci povrchových půd. Rostliny mohou být používány k akumulaci kovů a metaloidů do jejich sklizitelné biomasy (fytoextrakce). Rostliny mohou také přeměnit a uvolnit určité kovy a metaloidy do volatilních forem (fytovolatilizace). Dále existují rostliny a mikroorganismy se schopností koncentrovat ve svých tkáních velké množství kovů, tzv. hyperakumulátory (Brown a Reeds, 1995), které vykazují unikátní schopnosti tolerovat, akumulovat a detoxifikovat kovy a metaloidy. Tyto organismy představují důležitý rezervoár unikátních genů, které mohou být implantovány do rychle rostoucích dřevin pro zlepšení fytoremediace. Vylepšené analytické metody jsou používány k objasnění mechanismů, které rostliny používají při detoxifikaci těžkých kovů. Tato znalost je zásadní pro optimalizaci nových strategií genetického inženýrství. Tyto nové strategie jsou nutné ke zlepšení přijatelnosti použití geneticky modifikovaných rostlin v remediačních projektech (Danika et al., 2005).

2.2.1) Fytoextrakce

Název fytoextrakce odkazuje na metody, které používají rostliny se schopností akumulovat kovy, jež jsou z půdy následně translokovány a koncentrovány v kořenech a především nadzemní biomase. Tato metoda byla použita společností Phytotech® pro remediaci brownfields s relativně nízkým stupněm kontaminace olovem a kadmíem (McGinty, 1996).

Metoda fytoextrakce byla také navržena pro extrakci radionuklidů na lokalitách kontaminovaných směsným odpadem. Fytoextrakce nabízí výrazné snížení nákladů v porovnání se standardním schématem vytěžení a následného ošetření nebo likvidací půdy. Zásadní otázkou u fytoextrakce však je, zda mohou být kovy získané z rostlinné biomasy zpětně získány ekonomicky efektivním způsobem (Schnoor, 1997).

Konstrukční zásady fytoextrakčních metod zahrnují remediační faktor (poměr obsahu kovu mezi rostlinnou tkání a jeho obsahem v půdě) a rostlinnou produktivitu (hmotnost suché biomasy, která je každoročně sklíditelná). Aby bylo možné mít proveditelnou léčebnou alternativu, uvádí Schnoor (1997) potřebu energicky rostoucí rostliny ($>3t$ sušiny/ha.rok⁻¹), která se jednoduše sklízí a hromadí velké koncentrace jednoho nebo více kovů ($>1000\text{mg/kg}$ sušiny).

Padmavathiamma a Li (2007) dále uvádějí, že pro efektivní fytoextrakci je zapotřebí jak geneticky dané schopnosti rostliny akumulovat požadované množství kovu, tak vývoje optimálních agronomických postupů zahrnujících správné postupy hospodaření s půdou pro zlepšení efektivity fytoextrakce a zlepšení hospodaření s rostlinným materiálem pro vyvinutí komerčních fytoextrakčních postupů. Dále uvádí, že rostliny pro fytoextrakční metody by měly být schopné růst mimo místo jejich původního výskytu, mít bohatý kořenový systém a dále by měly být schopny transportu kovu do nadzemních částí. Thangavel and Subharam (2004) vidí nutnost, aby rostliny vykazovaly vysokou toleranci vůči znečištění těžkými kovy, byly schopny kumulovat vysoké množství více kovů najednou, vykazovaly vysokou produkci biomasy a rychlý růst, měly vysokou odolnost vůči škůdcům a chorobám a v neposlední řadě nebyly atraktivní potravou pro živočichy kvůli transferu rizikových kovů do vyšších trofických řad potravního řetězce.

Obecně dobře rostlinám dostupné kovy jsou kadmium, nikl, zinek, arsen, selen a měď. Středně dostupné jsou potom kobalt, mangan a železo. Olovo, chrom a uran jsou považovány za velmi málo rostlinám dostupné prvky, přičemž přístupnost olova může být výrazně zvýšena přidáním EDTA do půdy. Olovo, chrom a uran mohou být odstraněny vazbou na půdní částice, nebo kořenovou hmotou díky rhizofiltraci (Schnoor, 1997).

Boonyapookana et al. (2005) uvádějí *Heliantus annuus* jako předpokládaný hyperakumulátor olova díky jeho koncentraci v listech a stoncích rostlin. U *Hibiscus indicus* uvádí Chandra Sekhar et al. (2005) zvýšenou akumulaci olova v kořenech a výhoncích. Sharma et al. 2004 zkoumali mechanismy akumulace olova u *Sesbania drummondii*. Dusičnan olovnatý přidaný do živného roztoku se v rostlinných tkáních biotransformoval na acetát a sulfát olova. V listech tohoto druhu našli olovo ve formě acetátu, sulfátu a sulfidu, přičemž v kořenových tkáních bylo olovo nalezeno pouze ve formě sulfidu. Právě komplexaci olova na acetát a sulfát, uvádějí autoři jako možnou strategii detoxifikace olova u tohoto druhu.

Padmavathiamma a Li (2007) shrnují fytoextrakci jako metodu aplikovatelnou pouze v oblastech s nízkou popř. střední kontaminací těžkými kovy, jelikož v silně kontaminovaných půdách není rostlinný růst udržitelný. Půda by měla být relativně bez překážek, jako jsou padlé stromy nebo balvany a mít přijatelnou topografii umožňující normální pěstitelské postupy a využití zemědělské techniky. Použité rostliny by měly být snadno obhospodařovatelné, rychle rostoucí s bohatě vyvinutým kořenovým systémem. Dále by měly být tolerantní ke znečištění těžkými kovy a dalších růst-omezujících podmínkách stanoviště.

2.2.1.1) Indukovaná fytoextrakce

Byly vyvinuty dvě základní fytoextrakční strategie: indukovaná fytoextrakce, kdy je její průběh podpořen přidáním chelatačních činidel a dlouhodobá kontinuální přirozená fytoextrakce. Pokud je kov málo dostupný pro zajištění dostatečného příjmu rostlinou, mohou být do půdy přidány cheláty a okyselující činidla pro zvýšení jeho dostupnosti (Lasat et al., 1998).

Ovšem obvykle bývá zanedbáván vedlejší efekt přidavku chelatačních činidel na půdní mikrobiální společenstva. Wu et al. (1999) zveřejnili, že mnohá syntetická chelatační činidla schopná indukovat fytoextrakci mohou tvořit chemicky a mikrobiologicky stabilní komplexy s těžkými kovy, což ohrožuje kvalitu půdy i podzemních vod. Bylo zjištěno, že několik chelatačních činidel jako např. EDTA (ethylene diamine tetra acetic acid), EGTA (ethylene glycol-O,O'-bis-[2-amino-ethyl]-N,N, N',N',-tetra acetic acid), EDDHA (ethylenediamine di o-hydroxyphenylacetic acid), EDDS (ethylene diamine disuccinate) a kyselina citronová je schopno zvýšit průběh fytoextrakce zvýšením mobility kovů a zvýšením jejich akumulace v rostlinách (Tandy et al., 2006). Zvýšení fytoextrakce olova výhony kukuřice bylo výraznější, než jeho nárůst v půdním roztoku při kombinované aplikaci EDTA a EDDS. (Luo et al., 2007). Ačkoliv byla EDTA všeobecně více efektivní v solubilizaci kovů v půdě, EDDS, která je méně škodlivá životnímu prostředí, byla více efektivní při indukci akumulace kovů u výhonků *Brachiaria decumbens* (Santos et al., 2006). Existuje však potenciální riziko vyplavování těžkých kovů do podzemních vod a existuje mnoho důkazů o persistenci komplexů kov-chelatační činidlo v kontaminovaných půdách (Lombi et al. 2001), (Prabha and Li., 2007).

2.2.1.2) Zpracování kontaminované biomasy

U přímo spalované kontaminované biomasy nelze zanedbat nebezpečí úniku rizikových prvků do okolí. RP při spalovacích procesech těkají a ve velké většině jsou vynášeny v polétavém popílku jako oxidy. Nejčastější RP (Cd, Mn, Pb, Zn) naštěstí nepatří mezi vysoce těkavé prvky. Nebezpečné z hlediska těkání kovů jsou teploty topeniště nad bodem tání příslušné sloučeniny. Z uvedených RP je těkáním nejvíce ohroženo olovo. Mangan a zinek mohou těkat jen zanedbatelně, protože spalovací teploty stěží překročí hodnoty okolo 1300°C. Pro spalování i spolu-spalování shodně platí, že odstraňování kovů ze spalín je primárně otázkou jejich dokonalého odprášení. Pokud se spaliny zbavují prachu (TZL) za teplot pod 500°C, úlet těžkých kovů je zcela nevýznamný. Koncentrace RP ve vzorcích biomasy RRD jsou velice variabilní a pohybují se v širokém rozmezí jednotek až tisíců mg/kg. U olova činí průměrná koncentrace desítky mg/kg. Obohacením olova v popelu může jeho

koncentrace v této surovině dosáhnout rozmezí cca 0,05 – 2 hmotnostních % s průměrem kolem 0,3%. Tato hodnota odpovídá zisku 3 kg Pb z jedné tuny popela, což je výtěžnost pro metalurgický průmysl neefektivní a ekonomicky nezajímavá. Pokud by se však tato biomasa (ať již přímo nebo po pyrolytické karbonizaci) mohla použít jako přídavné palivo do olovářských pecí, pak by zvýšení energetické nezávislosti mohlo být podpořeno i malým navýšením produkce olova. Obsah olova v biomase v žádném případě nemůže zvýšit emise z provozu olovářských pecí. Alternativou k přímému spalování může být pyrolýza či zplynění (tj. spalování bez přístupu vzduchu). Podle pilotních studií se zdá, že při pyrolýze kontaminované biomasy zůstává většina RP v pevné frakci. Z hlediska fytoextrakční strategie by bylo výhodnější sklízet biomasu v závěru vegetační sezóny ještě v době plného olistění, a to z důvodu vyšších koncentrací těžkých kovů v listech ve srovnání s dřevem (Mrnka a kol., 2011).

2.2.2) Fytostabilizace

Fytostabilizační metody používají určité druhy rostlin k imobilizaci půdních kontaminantů díky jejich absorpci a akumulaci v kořenech, adsorpci na kořenový povrch, popřípadě díky srážení kontaminantů v kořenové zóně. Tento proces snižuje mobilitu kontaminantů a zabraňuje jejich migraci do podzemních vod a vzduchu. Díky tomu je následně možno obnovit vegetační kryt v místech, kde přirozená vegetace chybí kvůli vysokým koncentracím kovů v půdě (Tordoff et al., 2000).

Pro úspěšné obnovení vegetace je nezbytné důkladné plánování včetně fyzikálních a chemických analýz, biotestů a polních zkoušek. Williamson a Johnson (1981) uvádějí základní přístupy k obnovení vegetace kontaminovaných půd.

Tab. 1 – Základní přístupy k obnově vegetace kontaminovaných půd (Williamson a Johnson, 1981)

| Půdní charakteristika | Rekultivační technika | Možné problémy |
|-----------------------|---|--|
| Nízká toxicita | Meliorace a přímý výsev travinami a leguminózami (ekologicky adaptované nebo původní druhy), v případě nutnosti aplikovat vápno, organické látky a hnojiva | Program údržby ve střednědobém až dlouhodobém horizontu, potřeba odborných znalostí místní flory, pastva musí být přísně sledována a v některých případech vyloučena |
| Vysoká toxicita | Meliorace a přímý výsev rostlin tolerantních k vyšším hladinám kovů a solí v půdě, aplikace hnojiv, organických látek a vápna podle potřeby, meliorace 10 – 50cm minerálními odpady a organickým materiálem, osetí travinami a leguminózami | Limitace dostupnosti a dopravních nákladů, potřeba znalosti tolerantních druhů, řízená pastva není možná, může docházet k pohybu kovů směrem k povrchu |
| Extrémní toxicita | Izolace, povrchová úprava 30 – 100cm nezávadného materiálu, na povrchu 10 – 30cm kořenícího media, v případě nutnosti aplikace vápna a hnojiv | Vysoké náklady a omezení dostupnosti materiálu |

K obnově vegetačního krytu mohou být použity kov-tolerantní druhy. Tím může být snížena potenciální migrace kontaminantů větrem, pohybem povrchových půd, vyplavováním půd a prosakováním do podzemních vod. Na rozdíl od jiných fytoremediačních metod, není fytostabilizace určena k odstranění kovového kontaminantu z lokality, ale spíše slouží ke stabilizaci kontaminantů pomocí akumulace v kořenech nebo srážení v rhizosféře. Díky tomu dochází ke snížení rizika pro lidské zdraví a životní prostředí. Tato metoda se aplikuje v případech, kdy hrozí negativní dopady na lidské zdraví a expozice rizikových látek může být snížena

na přijatelnou hodnotu. Fytostabilizace narušuje místní činnosti mnohem méně, než ostatní remediační postupy (Padmavathiamma a Li, 2007).

Fytostabilizace je nejvíce účinná na půdách s jemnou texturou a vysokým obsahem organického materiálu, avšak je zároveň vhodná k remediaci širokého rozpětí lokalit, kde je zapotřebí remediovat velké plochy. Zároveň existuje velké množství míst, pro která fytostabilizační opatření vhodná nejsou. Především tam, kde je nemožný růst a přežití rostlin. Její hlavní přednosti oproti jiným technikám spočívají v nízké nákladnosti, jednoduchosti provedení a estetičnosti. Fytostabilizace je vhodná tam, kde jsou ostatní dekontaminační metody nepraktické kvůli rozsahu kontaminované plochy nebo nedostatku finančních prostředků. Také může sloužit jako prozatímní řešení v místech, kde nalezení nejvhodnějšího opatření trvá velmi dlouhou dobu (Berti a Cunningham, 2000).

Stabilizace ovšem také zahrnuje půdní změny podporující tvorbu nerozpustných komplexů, které snižují biologickou dostupnost a příjem kontaminantu rostlinami, čímž zabraňují jeho vstupu do potravního řetězce (Berti a Cunningham, 2000).

Jedním ze způsobů zvýšení imobilizace je změna fyzikálně-chemických vlastností komplexu mezi půdními částicemi a kovovými ionty. Přidáním víceúčelového aniontu, např. fosfátu, se zvyšuje adsorpce kovu díky indukovanému zápornému náboji a vzniku kovových sraženin. Běžným postupem imobilizace těžkých kovů v půdě a zlepšení pěstebních podmínek zvyšováním pH půdní reakce bývá přidání humifikované organické hmoty např. kompostu společně s vápencem. Oproti tomu acidifikace půdy díky oxidaci sulfidů těžkých kovů v půdě zvyšuje jejich biologickou dostupnost. Tuto lze vápněním kontrolovat (Padmavathiamma a Li, 2007).

2.2.2.1) Rostliny vhodné k fytostabilizaci

Charakteristika rostlin vhodných na konkrétním místě k fytostabilizaci zahrnuje: toleranci vysokého stupně kontaminace dané lokality, vysokou produkci kořenové biomasy schopné imobilizace kontaminantu, srážení nebo redukci a retenci kontaminantu v kořenovém prostoru, minimální transport kontaminantu do nadzemních částí rostlin, aby se zabránilo nutnosti speciálního zacházení nebo

likvidaci kontaminované biomasy. Yoon et al. (2006) stanovil potenciál u 36 rostlin rostoucích na kontaminovaných půdách a jako nejvhodnější rostliny pro fytostabilizaci uvádí druhy, které mají zároveň vysoký faktor koncentrace (poměr mezi koncentrací kovu v kořenové tkáni a půdě) a nízký faktor translokace. (poměr koncentrace kovu mezi nadzemní částí a kořenem). Nízký obsah kovu v nadzemní části rostlin eliminuje nutnost likvidace sklizených částí jako nebezpečného odpadu (Flathman a Lanza, 1998).

Smith a Bradshaw (1992) stabilizovali důlní odpad obsahující měď, olovo a zinek pomocí trav. Kyselé odpady obsahující především olovo a zinek byly stabilizovány pomocí *Agrostis tenuis* cv. Goginan, zásadité potom pomocí *Festuca rubra* cv. Merlin. Jejich výzkum vedl k rozvoji dvou kultivarů *Agrostis tenuis* Sibth a jednoho *Festuca rubra* L., které jsou nyní komerčně dostupné právě pro fytostabilizaci půd kontaminovaných olovem, zinkem a mědí.

3) Experimentální část

3.1.) Materiál a metodika

3.1.1.) Charakteristika pokusu

V sedmiletém nádobovém pokusu byla sledována akumulční schopnost olova u tří druhů rychle rostoucích dřevin, které byly pěstovány na půdách s různou úrovní kontaminace. Zkoumány byly tři druhy dřevin – vrba *Salix smithiana*, topol *Populus nigra* a olše *Alnus glutinosa*. Rostliny byly pěstovány na lehce, středně a silně kontaminované půdě, kambizemi, která byla odebrána v okolí kovohutí Příbram. Půdy jsou označeny A – lehce kontaminovaná půda, B – středně kontaminovaná půda a C – silně kontaminovaná půda. Rostliny byly každý rok na konci vegetačního období sklizeny a následně analyzovány. Na konci posledního vegetačního období byly navíc sklizeny kořeny a pařezy. Pokus probíhal ve skleníku katedry agroenvironmentální chemie a výživy rostlin FAPPZ ČZU v Praze v letech 2006 – 2012. Základní parametry zkoumaných půd uvádí tabulka 2.

Tab. 2 – Základní parametry zkoumaných půd

| Půda | pH | | Cox [%] | | Pb [mg/kg] | |
|------|-----|-------|---------|-------|------------|-----|
| | x | s | x | s | x | s |
| A | 7,1 | 0,03 | 2 | 0,006 | 86,5 | 8,3 |
| B | 6,6 | 0,005 | 2,3 | 0,005 | 672,7 | 15 |
| C | 6,0 | 0,18 | 1,8 | 0,05 | 855 | 54 |

Pokus byl založen dne 9.5. 2006 do plastových nádob o velikosti 6 dm³. Do každé nádoby bylo naváženo 5 kg suché zeminy a vysazena jedna rostlina (řízek vrby nebo topolu, semenáček olše). Každá zemina byla testována ve čtyřech opakováních. Schéma pokusu je zobrazeno v tabulce 3.

Tab. 3 – Schéma nádobového 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 |

Vzorky půdy byly před založením pokusu sušeny při laboratorní teplotě, homogenizovány a přesáty. Do půdy byly také aplikovány půdní sondy sloužící k odběru vzorků půdního roztoku.

Všechny nádoby byly při zakládání pokusu hnojeny NPK. Hnojení dusíkem bylo provedeno v množství 0,5 g N na nádobu ve formě 10 ml vodného roztoku dusičnanu amonného, což odpovídá množství 1,43 g NH_4NO_3 na nádobu. Hnojení fosforem a draslíkem bylo aplikováno ve formě 0,89 g K_2HPO_4 v 10 ml vodného roztoku na nádobu, což představuje 0,16 g P a 0,4 g K na nádobu.

Po celou dobu pokusu byly rostliny zavlažovány demineralizovanou vodou, přihnojovány živným roztokem, ošetřovány proti škůdcům a chorobám a průběžně odplevelovány.

3.1.2) Analýza půdních vzorků

Celkové obsahy olova byly stanoveny před začátkem pokusu v mineralizátech získaných dvoustupňovým rozkladem následovně: 0,5 g vzorku půdy se spálí v mineralizátoru Apion (Tessek, ČR), popel se rozloží ve směsi HNO_3 + HF při 160°C , odpaří se do sucha a zbytek se rozpustí ve zředěné lučavce královské. Všechny vzorky byly analyzovány metodou optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem.

Pro stanovení přístupných a vyměnitelných obsahů olova byly po zkončení pokusu z každé nádoby odebrány vzorky půdy. Ta 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. Poté byly vzorky centrifugovány (Hettich Universal, Německo) při 3000 otáčkách po dobu deseti minut a následně analyzovány metodou emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem. Pro stanovení obsahu potenciálně mobilizovatelných forem olova byly naváženy 2 g zeminy, zality 2 M kyselinou dusičnou a třepány 6 hodin. Následný postup byl schodný se stanovením přístupných obsahů olova.

3.1.3) Analýza rostlin

Sklizeň rostlin byla provedena vždy na konci vegetačního období, odděleně byly sklizeny listy a větve. Po sklizni byla stanovena hmotnost čerstvé biomasy a rostliny byly nastříhány na menší části a sušeny při teplotě 65°C . Po vysušení byla stanovena hmotnost sušiny. Poté následovalo mletí materiálu na jemný prášek. Následně proběhla analýza vzorků, při které byly stanoveny obsahy olova.

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_2 + O_3 + NO_x) při teplotě 400°C po dobu 10 hodin (Száková et al., 2005).

3.1.4) Odběr půdního roztoku

Vzorky půdního roztoku byly odebírány během vegetačního období zpravidla v červnu (1. odběr) a v září (2. odběr) z každé nádoby v množství 10 ml pomocí injekčních stříkaček. Půdní roztok byl odebrán využitím půdních sond, které byly zavedeny do nádoby při založení pokusu. Den před odběrem roztoku byla každá nádoba nasycena demineralizovanou vodou. Odběr roztoku byl proveden tak, že na každou půdní sondu byla nasazena injekční stříkačka a pod tlakem vytáhnout roztok. Získání potřebného množství roztoku je pomalý proces zabírající i několik dní.

3.1.5) Analýza kořenů a pařezů

Po posledním odběru nadzemní biomasy byly z nádob vyjmuty kořenové baly společně s pařezy rostlin a odebrány půdní vzorky. Kořenové baly byly následně nad 2 mm sítím promyty proudem vody od většiny zeminy a byly rozděleny na pařez a kořenovou část. Takto získané kořeny byly rozděleny do dvou skupin – dřevnaté kořeny o průměru větším než 2 mm a kořeny jemné. Obě skupiny kořenů byly poté ručně rozvolněny a dočištěny od zbylých nečistot. Vyčištěné kořeny byly následně promyty demineralizovanou vodou a po 24 hodinách osychání byla zvážena jejich čerstvá hmotnost. Následné sušení do konstantní hmotnosti a analýzy obsahu olova probíhaly shodně s nadzemní biomasou.

3.1.6) Vyhodnocení výsledků

K vyhodnocení výsledků a tabulek byl použit počítačový program MS EXCEL 2010. Ke statistickému zhodnocení získaných výsledků byl použit počítačový program STATISTICA 10.0. K vyhodnocení byla použita analýza rozptylu jednoduchého třídění. Minimální průkazné rozdíly byly stanoveny na hladině významnosti 95 % ($\alpha=0,05$). Statistické vyhodnocení bylo vždy provedeno pro všechny varianty, zvláště pro listy, větve, kořeny drobné a dřevité, pařezy a samostatně pro každý rok. Statisticky

významné odchylky jsou v tabulkách vyznačeny symboly a, b, c, d, pro rok 2006 černě, pro rok 2007 červeně, pro rok 2008 zeleně, pro rok 2009 modře, pro rok 2010 žlutě, pro rok 2011 hnědě a pro rok 2012 šedě. Průměrné výnosy biomasy a jejich směrodatné odchylky byly spočítány podle vzorců:

Aritmetický průměr

$$\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^n x_i}{n}$$

Kde \bar{x} je aritmetický průměr, n je počet měření a x_i je i – tá hodnota měření.

Směrodatná odchylka

$$s = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}$$

Kde s je směrodatná odchylka, n počet měření, \bar{x} je průměrná odchylka, x_i je hodnota i – tého měření

3.2) Výsledky

3.2.1) Výnos biomasy

Srovnání nadzemní biomasy ze sledovaných půd bylo provedeno zvlášť mezi biomasou listů a větví. Jednotlivé druhy vykazovaly rozdíly v množství vyprodukované biomasy. Množství biomasy, vyprodukované v jednotlivých letech zobrazuje tabulka 4.

Tab. 4 – Roční produkce nadzemní biomasy (g.nádoba⁻¹)

a) Vrby – *Salix smithiana*

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

b) Topoly – *Populus nigra*

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

c) Olše – *Alnus glutinosa*

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

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

Největší množství nadzemní biomasy vyprodukovaly listy olše *Alnus glutinosa* rostoucí na středně kontaminované půdě B v roce 2009 (64,15 g.nádoba⁻¹). Nejnižší výnos nadzemní biomasy byl zaznamenán u větví topolů *Populus nigra* rostoucích na lehce kontaminované půdě A v prvním roce pěstování. Průměrný výnos větví zde činil 1,43 g.nádoba⁻¹.

Vrby *Salix smithiana* obecně dosahovaly vyšších výnosů větví oproti listům. Výjimku tvořily roky 2010 a 2011, kdy produkce listů přesáhla produkci větví. Nejvyšší produkce listů byla zaznamenána v roce 2009 na středně kontaminované půdě (24,48 g.nádoba⁻¹). Nejméně listů vyprodukovaly vrby v prvním roce pěstování na lehce kontaminované půdě, průměrný výnos listů zde byl 6,68 g.nádoba⁻¹. Nejvíce větví vrby *Salix smithiana* vyprodukovaly v roce 2007 na středně kontaminované půdě (30,8 g.nádoba⁻¹). Nejméně větví pak v roce 2010 na silně kontaminované půdě, kde průměrný výnos činil 5,95 g.nádoba⁻¹.

U topolů *Populus nigra* se poměr mezi výnosem větví a listů lišil dle roku a především dle úrovně kontaminace půdy. Pouze na silně kontaminované půdě topoly pravidelně produkovaly více listů než větví. Na středně kontaminované půdě byl v prvním roce pěstování výnos listů a větví téměř shodný a následující roky topoly produkovaly více listů než větví. Na lehce kontaminované se poměr liší každý rok. Největší

množství listové hmoty vyprodukovaly topoly shodně s vrbami v roce 2009 na středně kontaminované půdě, průměrný výnos zde činil 39,53 g.nádoba⁻¹. Nejméně listů vyprodukovaly opět shodně s vrbami v prvním roce pěstování na lehce kontaminované půdě (4,13 g.nádoba⁻¹). Nejvyšší výnos větví u topolů nastal v roce 2009 na lehce kontaminované půdě (33,5 g.nádoba⁻¹). Nejmenší výnos větví vyprodukovaly topoly v prvním roce pěstování na lehce kontaminované půdě, kde průměrný výnos činil 1,43 g.nádoba⁻¹

Olše *Alnus glutinosa* se velmi lišily v poměru výnosu mezi listy a větvemi. Nejvíce listů vyprodukovaly stejně jako vrby a topoly v roce 2009 na středně kontaminované půdě 64,15 g.nádoba⁻¹. Nejméně pak v prvním roce pěstování na lehce kontaminované půdě (3,28 g.nádoba⁻¹). Nejvyšší výnos větví byl u olší nalezen v posledním roce pěstování na středně kontaminované půdě, kde činil 54,03 g.nádoba⁻¹. Nejmenší produkce biomasy větví byla v prvním roce pěstování na lehce kontaminované půdě (2,83 g.nádoba⁻¹).

Srovnání výnosů biomasy kořenů bylo provedeno poslední rok pěstování zvlášť pro kořeny jemné a dřevité. Jednotlivé dřeviny vykazovaly rozdíly v množství vyprodukované kořenové a pařezové biomasy, jejich množství zaznamenává následující tabulka 5.

Tab. 5 – Výnos biomasy kořenů a pařezů na konci experimentu 2012 (g.nádoba⁻¹)

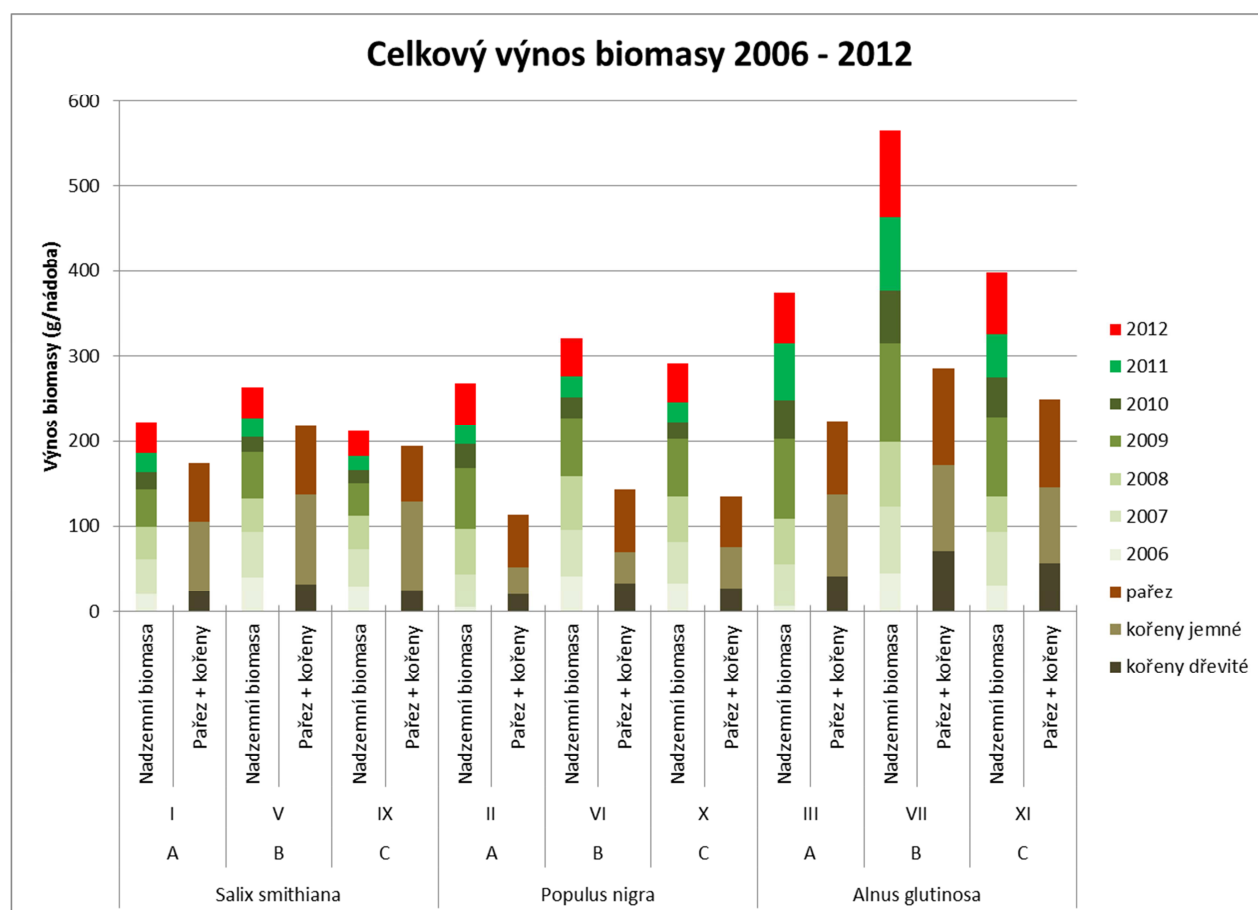
| Rostlinný druh | Půda | Kořeny jemné | | Kořeny dřevité | | Pařez | |
|------------------------|------|--------------|-------|----------------|------|--------|-------|
| | | x | s | x | s | x | s |
| <i>Salix smithiana</i> | A | 81,40 | 9,99 | 23,88 | 1,63 | 68,80 | 4,11 |
| | B | 105,35 | 5,24 | 32,70 | 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 |

Ve všech případech produkovaly zkoumané dřeviny vyšší množství kořenů jemných oproti dřevitým. Nejvyšší celkové množství biomasy kořenů vyprodukovaly olše *Alnus glutinosa* na středně kontaminované půdě B. Jejich celkový průměrný výnos činil 172,1 g.nádoba⁻¹. Nejméně kořenů pak produkovaly topoly *Populus nigra* na lehce kontaminované půdě A (52,35 g.nádoba⁻¹).

Olše *Alnus glutinosa* produkovaly jednoznačně nejvíce biomasy pařezů. Bylo u nich nalezeno nejvyšší množství této biomasy a to na středně kontaminované půdě B (112,93 g.nádoba⁻¹). Nejméně pařezové biomasy pak vyprodukovaly topoly *Populus nigra* rostoucí na silně kontaminované půdě C, kde jejich průměrný výnos činil 60,15 g.nádoba⁻¹.

Celkové výnosy veškeré biomasy za 7 let pěstování shrnuje následující graf 1.

Graf 1 – Celkový výnos veškeré biomasy 2006 – 2012 (g.nádoba⁻¹)



V grafu 1 je zobrazen celkový výnos veškeré biomasy rychle rostoucích dřevin za sedm let pokusu. Všechny tři druhy rychle rostoucích dřevin produkovaly pravidelně nejvyšší výnos na středně kontaminované půdě B. Nejvíce biomasy za tuto dobu vyprodukovaly olše *Alnus glutinosa* (850,57 g.nádoba⁻¹). Vrby na půdě B vyprodukovaly v průměru 480,48 g.nádoba⁻¹. Topoly *Populus nigra* za sedm let pěstování na půdě B vyprodukovaly nepatrně méně biomasy než vrby, 465,56 g.nádoba⁻¹. Celkově nejmenší produkce veškeré biomasy byla nalezena u topolů na lehce kontaminované půdě A, jejich průměrný výnos činil 380,69 g.nádoba⁻¹.

Všechny tři druhy rychle rostoucích dřevin produkovaly nejvíce biomasy kořenů s pařezy na středně kontaminované půdě B. Množství této biomasy produkovaly zkoumané dřeviny dle kontaminace půdy v pořadí: B > C > A.

3.2.2) Obsah olova v biomase

Srovnání obsahů olova mezi jednotlivými variantami pokusu bylo provedeno zvlášť mezi biomasou listů, větví, kořenů drobných a dřevitých a pařezů. Zjištěné obsahy olova se mezi variantami velmi lišily a jsou zaznamenány v následující tabulce 6.

Tab. 6 – Obsah olova v nadzemní biomase (mg/kg)

a) Vrby *Salix smithiana*

| Půda | Rok | Listy | | Větve | |
|------|--------|---------|------|--------|------|
| | | x | s | x | s |
| A | 2006 | 3,38abc | 0,84 | 1,92a | 0,58 |
| | 2007 | 5,47ab | 0,73 | 3,82ab | 1,31 |
| | 2008 | 0,30a | 0,28 | 0,11a | 0,05 |
| | 2009 | 0,45ab | 0,14 | 0,35a | 0,04 |
| | 2010 | 0,19a | 0,04 | 0,24a | 0,03 |
| | 2011 | 0,37a | 0,15 | 0,92a | 0,31 |
| | 2012 | 0,12a | 0,03 | 0,20a | 0,06 |
| | průměr | 1,47 | 1,96 | 1,08 | 1,26 |
| B | 2006 | 1,75a | 0,51 | 0,93a | 0,23 |
| | 2007 | 5,98a | 1,35 | 4,22ab | 0,60 |
| | 2008 | 0,37a | 0,17 | 0,48ab | 0,12 |
| | 2009 | 0,44ab | 0,11 | 0,35a | 0,05 |

| | | | | | |
|---|---------------|--------------------|-------------|---------------------|-------------|
| | 2010 | 0,25 ^a | 0,03 | 1,25 ^a | 0,29 |
| | 2011 | 1,08 ^a | 0,61 | 2,69 ^{ab} | 0,37 |
| | 2012 | 0,39 ^{ab} | 0,23 | 0,68 ^a | 0,12 |
| | průměr | 1,46 | 1,91 | 1,51 | 1,32 |
| C | 2006 | 3,88 ^{bc} | 1,35 | 4,23 ^b | 0,54 |
| | 2007 | 11,64 ^c | 1,00 | 10,29 ^{de} | 2,26 |
| | 2008 | 2,36 ^b | 0,38 | 4,87 ^c | 0,57 |
| | 2009 | 0,30 ^a | 0,04 | 4,14 ^c | 0,36 |
| | 2010 | 0,62 ^a | 0,29 | 11,27 ^b | 2,06 |
| | 2011 | 2,62 ^a | 1,52 | 10,08 ^c | 4,03 |
| | 2012 | 0,90 ^c | 0,60 | 1,75 ^a | 0,04 |
| | průměr | 3,19 | 3,64 | 6,66 | 3,50 |

b) Topoly *Populus nigra*

| Půda | Rok | Listy | | Větve | |
|------|---------------|--------------------|-------------|---------------------|-------------|
| | | x | s | x | s |
| A | 2006 | 1,56 ^a | 0,64 | 1,29 ^a | 0,35 |
| | 2007 | 5,93 ^a | 1,63 | 3,11 ^a | 1,64 |
| | 2008 | 0,10 ^a | 0,04 | 0,14 ^a | 0,05 |
| | 2009 | 0,58 ^{ab} | 0,16 | 0,36 ^a | 0,04 |
| | 2010 | 0,31 ^a | 0,10 | 0,83 ^a | 0,13 |
| | 2011 | 0,49 ^a | 0,17 | 1,24 ^{ab} | 0,39 |
| | 2012 | 0,10 ^a | 0,03 | 0,46 ^a | 0,10 |
| | průměr | 1,30 | 1,95 | 1,06 | 0,93 |
| B | 2006 | 1,80 ^a | 0,24 | 1,00 ^a | 0,35 |
| | 2007 | 4,21 ^{ab} | 0,95 | 6,89 ^{bc} | 0,95 |
| | 2008 | 0,41 ^a | 0,05 | 0,58 ^{ab} | 0,11 |
| | 2009 | 0,34 ^a | 0,07 | 0,31 ^a | 0,04 |
| | 2010 | 0,74 ^a | 0,45 | 3,06 ^a | 1,45 |
| | 2011 | 2,61 ^a | 0,39 | 6,08 ^{abc} | 0,83 |
| | 2012 | 1,06 ^c | 0,14 | 1,69 ^a | 0,64 |
| | průměr | 1,60 | 1,30 | 2,80 | 2,48 |
| C | 2006 | 4,72 ^c | 0,55 | 6,88 ^c | 1,12 |
| | 2007 | 12,41 ^c | 2,09 | 13,18 ^e | 3,65 |
| | 2008 | 3,22 ^c | 0,62 | 6,16 ^d | 0,66 |
| | 2009 | 1,07 ^c | 0,58 | 5,68 ^d | 1,08 |
| | 2010 | 2,73 ^b | 1,17 | 20,99 ^c | 6,77 |
| | 2011 | 8,10 ^b | 3,59 | 33,16 ^d | 7,87 |
| | 2012 | 0,71 ^{bc} | 0,18 | 11,17 ^c | 3,28 |
| | průměr | 4,71 | 3,89 | 13,89 | 9,30 |

c) Olše *Alnus glutinosa*

| Půda | Rok | Listy | | Větve | |
|------|---------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | | x | s | x | s |
| A | 2006 | 2,28ab | 1,45 | 1,36a | 0,43 |
| | 2007 | 4,53ab | 1,17 | 2,90a | 1,05 |
| | 2008 | 0,34a | 0,23 | 0,06a | 0,03 |
| | 2009 | 0,42a | 0,15 | 0,35a | 0,06 |
| | 2010 | 0,29a | 0,10 | 0,27a | 0,03 |
| | 2011 | 0,43a | 0,17 | 0,88ab | 0,29 |
| | 2012 | 0,12a | 0,02 | 6,17b | 3,24 |
| | průměr | 1,20 | 1,52 | 1,71 | 2,02 |
| B | 2006 | 3,59abc | 0,58 | 1,79a | 0,20 |
| | 2007 | 2,71b | 0,43 | 1,45a | 0,66 |
| | 2008 | 0,25a | 0,16 | 0,29ab | 0,12 |
| | 2009 | 0,39a | 0,17 | 0,26a | 0,06 |
| | 2010 | 0,25a | 0,04 | 1,63a | 0,59 |
| | 2011 | 0,84a | 0,55 | 2,27ab | 0,65 |
| | 2012 | 0,10a | 0,01 | 0,82a | 0,33 |
| | průměr | 1,16 | 1,30 | 1,22 | 0,71 |
| C | 2006 | 9,73d | 2,44 | 3,99b | 0,96 |
| | 2007 | 6,12a | 3,09 | 8,00cd | 2,55 |
| | 2008 | 0,60a | 0,22 | 1,51b | 0,61 |
| | 2009 | 0,84b | 0,18 | 1,53b | 0,31 |
| | 2010 | 0,23a | 0,02 | 3,32a | 0,52 |
| | 2011 | 1,33a | 0,54 | 6,72bc | 0,53 |
| | 2012 | 0,34ab | 0,12 | 1,64a | 0,26 |
| | průměr | 2,74 | 3,43 | 3,81 | 2,43 |

Obsah olova v analyzované nadzemní biomase se u zkoumaných rychle rostoucích dřevin velmi lišil. Z dlouhodobých výsledků lze pozorovat silnou variabilitu obsahu olova v nadzemní biomase v jednotlivých letech, což potvrzují vysoké hodnoty směrodatných odchylek průměrných obsahů v jednotlivých variantách. Tyto směrodatné odchylky byly často vyšší než průměrný obsah olova v biomase.

Nejvyšší obsah olova byl za 7 let trvání pokusu nalezen ve větvích topolu *Populus nigra* rostoucích na silně kontaminované půdě C v roce 2011, kdy průměrný obsah olova v biomase činil 33,16 mg/kg. Nejnižší zjištěný obsah olova byl nalezen v listech (0,1 mg/kg) . Toto množství bylo nalezeno vícekrát během trvání pokusu. V roce 2008 a 2012 v listech topolu *Populus nigra* rostoucích na lehce kontaminované půdě

A a stejná koncentrace olova byla v roce 2012 nalezena v listech olše *Alnus glutinosa* rostoucích na půdě středně kontaminované B.

U vrb *Salix smithiana* byla nejvyšší koncentrace olova nalezena v listech v roce 2007 na silně kontaminované půdě C (11,64 mg/kg). Nejnižší koncentrace olova u vrb byla nalezena v listech poslední rok pěstování na lehce kontaminované půdě A, kdy průměrná koncentrace činila 0,12 mg/kg. Obecně vyšší koncentrace olova v nadzemní biomase byly u vrb nalézány zpravidla první dva roky pěstování. Poslední tři roky pokusu vrby vykazovaly vyšší koncentrace olova v biomase větví oproti listům.

U topolů *Populus nigra* byla nejvyšší koncentrace olova nalezena v roce 2011 ve větvích na silně kontaminované půdě C (33,16 mg/kg). Nejnižší koncentrace (0,1 mg/kg) byla u topolů nalezena v listech v roce 2008 a 2012 na lehce kontaminované půdě A. Poslední tři roky pěstování vykazovaly topoly podobně jako vrby tendenci ukládat více olova do biomasy větví oproti listům. Topoly rostoucí na silně kontaminované půdě C tuto tendenci vykazovaly po celou dobu pěstování.

U olší *Alnus glutinosa* byla nejvyšší koncentrace olova nalezena v druhém roce pěstování v biomase větví na silně kontaminované půdě C (8 mg/kg). Nejnižší koncentrace byla u olší nalezena v listech v roce 2012 na středně kontaminované půdě B a činila 0,1 mg/kg. Olše rostoucí na silně kontaminované půdě C s výjimkou prvního roku pěstování pravidelně vykazovaly vyšší koncentraci olova v biomase větví oproti listům. U olší rostoucích na půdách A a B lze tuto tendenci pozorovat až poslední dva roky růstu.

Srovnání koncentrací olova v biomase kořenů bylo provedeno poslední rok pěstování zvláště pro kořeny jemné a dřevité. Jednotlivé dřeviny vykazovaly rozdíly v koncentracích olova v kořenové i pařezové biomase, jejich koncentrace zaznamenává tabulka 7.

Tab. 7 – Obsah olova v biomase kořenů 2012 (mg/kg)

| Rostlinný druh | Půda | Kořeny jemné | | Kořeny dřevité | | Pařez | |
|------------------------|------|--------------|-------|----------------|-------|-------|-------|
| | | x | s | x | s | x | s |
| <i>Salix smithiana</i> | A | 22,36 | 4,88 | 6,01 | 1,05 | 0,86 | 0,32 |
| | B | 190,55 | 18,00 | 45,39 | 9,55 | 5,82 | 0,63 |
| | C | 460,71 | 61,55 | 179,46 | 29,32 | 18,74 | 1,79 |
| <i>Populus nigra</i> | A | 19,61 | 5,11 | 5,96 | 1,12 | 1,03 | 0,14 |
| | B | 162,72 | 18,63 | 30,89 | 6,10 | 4,37 | 0,78 |
| | C | 444,83 | 63,51 | 109,76 | 28,77 | 24,64 | 3,11 |
| <i>Alnus glutinosa</i> | A | 28,28 | 5,54 | 5,44 | 1,31 | 1,77 | 0,75 |
| | B | 193,02 | 15,14 | 46,42 | 11,11 | 10,24 | 1,57 |
| | C | 346,68 | 84,95 | 123,52 | 12,64 | 24,63 | 15,44 |

Ve všech případech byly v jemných kořenech nalézány vyšší koncentrace olova oproti kořenům dřevitým. Nalézané koncentrace olova v biomase kořenů rostly společně s rostoucí koncentrací olova v půdě. Nejvyšší koncentrace olova byly nalezeny v jemných kořenech vrb *Salix smithiana* rostoucích na silně kontaminované půdě C (460,71 mg/kg). Oproti tomu nejnižší koncentrace olova byly zaznamenány u dřevitých kořenů olší *Alnus glutinosa* pěstovaných na lehce kontaminované půdě A (5,44 mg/kg).

Ve všech případech byly nalezené koncentrace olova v biomase pařezů úměrné koncentraci olova v půdě. Nejvyšší koncentrace byly nalezeny u topolů *Populus nigra* rostoucích na silně kontaminované půdě C (24,64 mg/kg). Nejnižší koncentrace vykázaly pařezy vrb *Salix smithiana* rostoucích na lehce kontaminované půdě A (0,86 mg/kg).

3.2.3) Obsah olova v půdním roztoku

Během vegetačního období byly odebírány vzorky půdního roztoku v každém roce pěstování, zejména v červnu (1. odběr) a v září (2. odběr). Následně byl stanoven obsah olova v půdním roztoku. Výjimku tvořil rok 2007, kdy koncentrace olova nebyla stanovena. V následující tabulce jsou zaznamenány obsahy olova v půdním roztoku při pěstování rychle rostoucích dřevin v letech 2006 až 2012.

Tab. 8 – Obsah olova v půdním roztoku ($\mu\text{g/l}$)

a) Vrby *Salix smithiana*

| Půda | Rok | 1. odběr | | 2. odběr | |
|------|--------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | | x | s | x | s |
| A | 2006 | 11,33ab | 1,10 | 7,03a | 4,17 |
| | 2007 | / | / | / | / |
| | 2008 | 10,74a | 6,33 | 12,17a | 5,44 |
| | 2009 | 12,33a | 7,06 | 3,87a | 1,70 |
| | 2010 | 1,30a | 0,73 | 4,07a | 1,86 |
| | 2011 | 2,98a | 1,44 | 3,25a | 1,55 |
| | 2012 | 7,75a | 4,33 | 2,76abc | 0,93 |
| | průměr | 7,74 | 4,23 | 5,52 | 3,27 |
| B | 2006 | 11,73ab | 1,83 | 5,88a | 4,89 |
| | 2007 | / | / | / | / |
| | 2008 | 3,52a | 2,49 | 4,96a | 2,42 |
| | 2009 | 4,18a | 1,25 | 4,60a | 3,72 |
| | 2010 | 1,88a | 0,64 | 6,29ab | 4,19 |
| | 2011 | 5,10ab | 3,86 | 3,58a | 1,19 |
| | 2012 | 4,14a | 1,10 | 3,62abc | 2,83 |
| | průměr | 5,09 | 3,12 | 4,82 | 1,03 |
| C | 2006 | 8,40bcd | 0,82 | 2,82a | 0,73 |
| | 2007 | / | / | / | / |
| | 2008 | 49,45b | 18,15 | 45,35b | 9,47 |
| | 2009 | 39,70b | 3,78 | 61,65c | 21,40 |
| | 2010 | 34,20ab | 34,26 | 39,32d | 5,63 |
| | 2011 | 48,41c | 10,56 | 63,89c | 24,65 |
| | 2012 | 131,59b | 86,58 | 23,53cd | 13,80 |
| | průměr | 51,96 | 38,13 | 39,43 | 21,29 |

b) Topoly *Populus nigra*

| Půda | Rok | 1. odběr | | 2. odběr | |
|------|--------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | | x | s | x | s |
| A | 2006 | 11,65ab | 1,29 | 0,76a | 0,31 |
| | 2007 | / | / | / | / |
| | 2008 | 2,75a | 0,82 | 5,66a | 1,78 |
| | 2009 | 9,08a | 3,43 | 4,36a | 2,42 |
| | 2010 | 4,08a | 1,39 | 2,55a | 0,90 |
| | 2011 | 2,86ab | 1,01 | 5,76a | 0,65 |
| | 2012 | 4,49a | 2,70 | 2,25abc | 0,40 |
| | průměr | 5,82 | 3,36 | 3,56 | 1,85 |
| B | 2006 | 13,40a | 1,45 | 1,08a | 0,68 |
| | 2007 | / | / | / | / |
| | 2008 | 5,25a | 3,60 | 9,48a | 3,19 |
| | 2009 | 9,31a | 4,76 | 10,77ab | 3,96 |
| | 2010 | 8,79a | 2,05 | 4,86a | 2,29 |
| | 2011 | 3,97ab | 1,67 | 7,69a | 3,96 |
| | 2012 | 3,66a | 1,29 | 7,03abcd | 1,68 |
| | průměr | 7,40 | 3,46 | 6,82 | 3,17 |
| C | 2006 | 7,94cd | 0,54 | 30,31b | 1,02 |
| | 2007 | / | / | / | / |
| | 2008 | 18,75a | 6,80 | 39,66b | 12,43 |
| | 2009 | 54,68b | 15,60 | 72,19c | 18,12 |
| | 2010 | 65,92b | 17,95 | 35,99cd | 17,32 |
| | 2011 | 27,59bc | 22,83 | 33,52abc | 18,09 |
| | 2012 | 9,61a | 5,39 | 27,14d | 15,22 |
| | průměr | 30,75 | 22,10 | 39,80 | 15,02 |

c) Olše *Alnus glutinosa*

| Půda | Rok | 1. odběr | | 2. odběr | |
|------|--------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | | x | s | x | s |
| A | 2006 | 7,83cd | 0,81 | 1,13a | 0,25 |
| | 2007 | / | / | / | / |
| | 2008 | 0,91a | 0,34 | 4,45a | 2,06 |
| | 2009 | 2,73a | 1,41 | 3,72ab | 1,99 |
| | 2010 | 1,12a | 0,74 | 2,44a | 1,28 |
| | 2011 | 2,26ab | 0,07 | 11,81ab | 6,52 |
| | 2012 | 8,18a | 4,77 | 2,33a | 0,59 |
| | průměr | 3,84 | 3,01 | 4,31 | 2,08 |

| | | | | | |
|---|--------|--------------|--------------|--------------|-------------|
| B | 2006 | 11,11abd | 0,85 | 0,98a | 0,26 |
| | 2007 | | | | |
| | 2008 | 1,37a | 0,07 | 3,49a | 2,05 |
| | 2009 | 2,33a | 1,03 | 3,41a | 2,95 |
| | 2010 | 0,61a | 0,31 | 0,89a | 0,02 |
| | 2011 | 4,93ab | 3,55 | 7,69a | 4,14 |
| | 2012 | 2,38a | 0,07 | 6,60abcd | 3,93 |
| | průměr | 3,79 | 3,53 | 3,84 | 1,63 |
| C | 2006 | 7,54c | 0,33 | 4,34a | 0,22 |
| | 2007 | | | | |
| | 2008 | 14,86a | 4,06 | 12,63a | 3,80 |
| | 2009 | 58,93b | 17,82 | 38,59bc | 17,97 |
| | 2010 | 31,33ab | 15,92 | 25,28bcd | 8,66 |
| | 2011 | 18,73abc | 0,39 | 47,83bc | 3,19 |
| | 2012 | 16,92ab | 0,00 | 1,64abc | 0,52 |
| | průměr | 24,72 | 16,85 | 21,72 | 6,14 |

d) Kontrola bez rostlin

| Půda | Rok | 1. odběr | | 2. odběr | |
|------|--------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | | x | s | x | s |
| A | 2006 | 12,80a | 2,20 | 1,41a | 0,35 |
| | 2007 | | | | |
| | 2008 | 0,42a | 0,21 | 2,69a | 1,15 |
| | 2009 | 1,64a | 1,61 | 0,75a | 0,50 |
| | 2010 | 0,51a | 0,40 | 2,43a | 1,04 |
| | 2011 | 1,30ab | 0,00 | 3,09a | 2,38 |
| | 2012 | 1,99a | 0,44 | 2,64ab | 0,56 |
| | průměr | 3,11 | 4,37 | 2,17 | 0,82 |
| B | 2006 | 10,67abcd | 0,97 | 1,14a | 0,55 |
| | 2007 | | | | |
| | 2008 | 1,27a | 0,30 | 1,19a | 0,82 |
| | 2009 | 1,33a | 0,95 | 1,25ab | 1,06 |
| | 2010 | 0,36a | 0,17 | 1,13a | 0,95 |
| | 2011 | 1,21a | 2,43 | 1,29a | 0,49 |
| | 2012 | 1,45a | 0,86 | 21,63abcd | 2,50 |
| | průměr | 2,71 | 3,58 | 4,61 | 7,62 |
| C | 2006 | 10,30abcd | 0,51 | 2,53a | 1,79 |
| | 2007 | | | | |
| | 2008 | 2,94a | 1,11 | 6,54a | 1,00 |
| | 2009 | 14,54a | 3,48 | 21,12ab | 4,11 |

| | | | | |
|---------------|-------------------|-------------|----------------------|-------------|
| 2010 | 6,01 ^a | 3,88 | 17,82 ^{abc} | 7,17 |
| 2011 | 2,27 ^a | 0,86 | 17,10 ^{ab} | 6,15 |
| 2012 | 4,92 ^a | 1,37 | 33,11 ^{bcd} | 8,57 |
| průměr | 6,83 | 4,31 | 16,37 | 9,95 |

Koncentrace olova v půdním roztoku se velmi lišily v průběhu jednotlivých let. Jednotlivé varianty rostoucí na silně kontaminované půdě C vykazovaly značně vyšší koncentrace olova v půdním roztoku oproti variantám rostoucích na půdách A a B. Nejvyšší koncentrace olova v půdním roztoku byla nalezena poslední rok pěstování při prvním odběru u vrb *Salix smithiana* rostoucích na silně kontaminované půdě C (131,59 µg/l). Tato varianta se statisticky významně lišila od ostatních. Nejnižší koncentrace olova v půdním roztoku za 7 let pokusu byla nalezena v prvním odběru na kontrolní variantě bez rostlin se středně kontaminovanou půdou B a v průměru činila 0,36 µg/l.

U vrb *Salix smithiana* byla nejvyšší koncentrace olova v půdním roztoku nalezena prvním odběrem v roce 2012 na silně kontaminované půdě C (131,59 µg/l). Tato varianta se statisticky významně lišila od ostatních. Další nejvyšší koncentrace u vrb byla nalezena při druhém odběru v roce 2011 také na silně kontaminované půdě a činila 63,89 µg/l. Nejnižší koncentrace olova u vrb byla naměřena při prvním odběru v roce 2010 na lehce kontaminované půdě A (1,3 µg/l).

U topolů *Populus nigra* rostoucích na lehce a středně kontaminovaných půdách (A a B) byly nejvyšší koncentrace olova v půdním roztoku nalezeny první rok pěstování při prvním odběru. Celkově nejvyšší koncentrace olova v půdním roztoku byla u topolů nalezena při druhém odběru v roce 2009 na silně kontaminované půdě C a v průměru činila 72,19 µg/l. Nejnižší koncentrace olova v půdním roztoku byla u topolů naměřena při druhém odběru v prvním roce pěstování na lehce kontaminované půdě A (0,76 µg/l).

U olší *Alnus glutinosa* byla nejvyšší koncentrace olova v půdním roztoku nalezena při prvním odběru v roce 2009 na silně kontaminované půdě C (58,93 µg/l). Nejnižší koncentrace olova v půdním roztoku byla naměřena v roce 2010 také při prvním odběru u varianty rostoucí na půdě středně kontaminované B (0,61 µg/l). U této

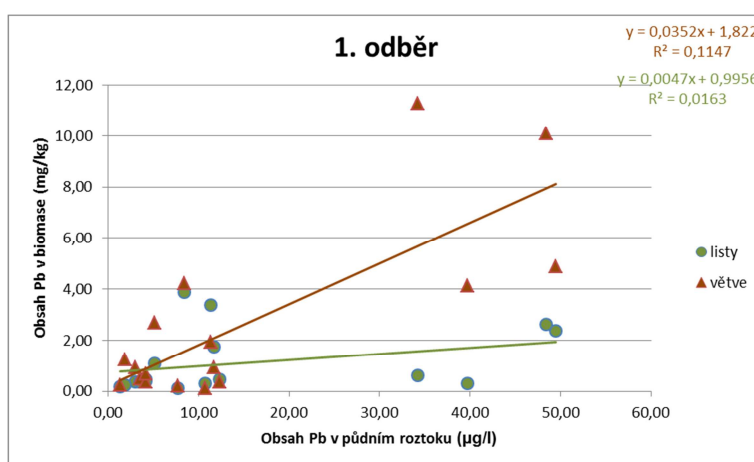
varianty byla její nejvyšší koncentrace olova v půdním roztoku nalezena stejně jako u topolů *Populus nigra* v prvním roce pěstování při prvním odběru.

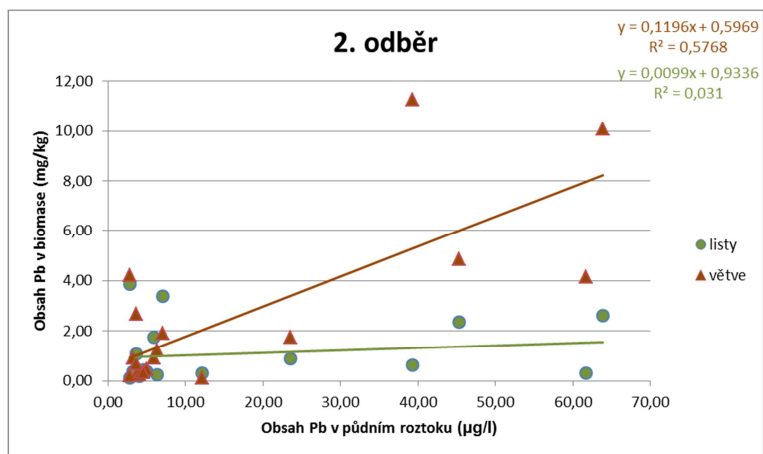
Během let kontrolní varianty bez rostlin většinou vykazovaly vyšší koncentrace olova v půdním roztoku při druhém odběru. Podle vysokých hodnot směrodatných odchylek průměrných obsahů lze usuzovat na silnou variabilitu obsahu olova v půdním roztoku v rámci jednotlivých let. Nejvyšší koncentrace byla u kontrol nalezena při druhém odběru v roce 2012 na silně kontaminované půdě C (33,11 µg/l). Nejnižší koncentrace olova v půdním roztoku byla u kontrolních variant nalezena na lehce kontaminované půdě A při prvním odběru v roce 2008 (0,42 µg/l).

Následující graf 2 popisuje lineární regresi závislosti obsahu olova v nadzemní biomase zkoumaných dřevin na obsahu olova v půdním roztoku (zvláště pro první a druhý odběr) za období sedmi let pokusu (2006 – 2012). S využitím regresní analýzy byl zjištěn a vyjádřen průběh závislosti pomocí lineární funkce.

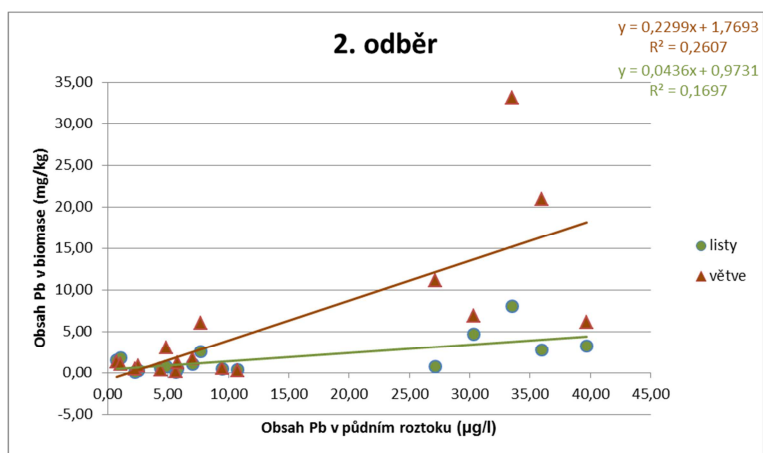
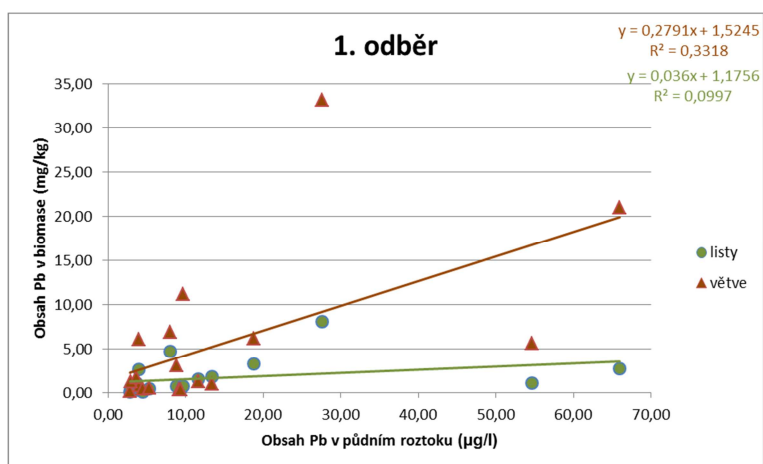
Graf 2 – Závislost obsahu olova v nadzemní biomase na obsahu olova v půdním roztoku

a) Vrby *Salix smithiana*

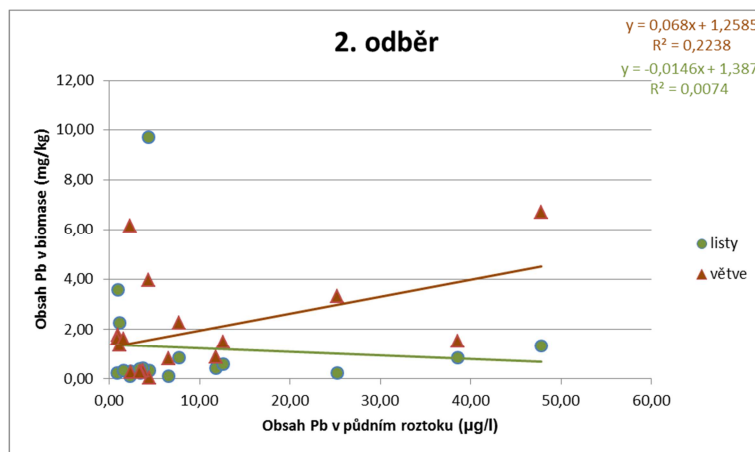
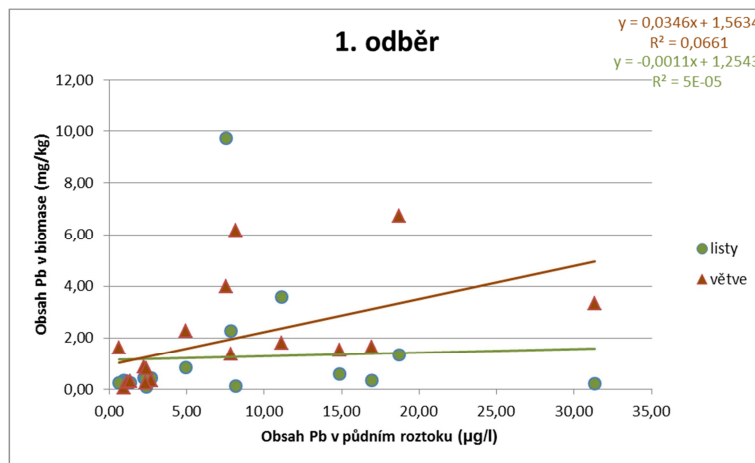




b) Topoly *Populus nigra*



c) Olše *Alnus glutinosa*



Z grafu 2 je patrné, že u všech zkoumaných rychle rostoucích dřevin je závislost obsahu olova v nadzemní biomase na obsahu olova v půdním roztoku velice nízká. Ve všech šesti grafech se nacházejí poměrně vzdálené body od ostatních bodů. Nejvyšší závislost obsahu olova v nadzemní biomase na obsahu olova v půdním roztoku prokázaly během sedmi let větve vrb *Salix smithiana* při druhém odběru půdního roztoku. Hodnota korelačního koeficientu zde byla $R^2=0,57$. Naopak nejnižší závislost obsahu olova v biomase na obsahu olova v půdním roztoku vykázaly listy olše *Alnus glutinosa* u prvního odběru ($R^2 = 5 \cdot 10^{-5}$).

U vrb *Salix smithiana* měly obě křivky závislosti vzrůstající charakter. Závislost obsahu olova ve větvích na obsahu olova v půdním roztoku byla vyšší při druhém odběru (57%). Závislost obsahu olova v listech vrb na obsahu olova v půdním

roztoku byla u vrb velice nízká, jejich závislost byla dána pouze z 1% (1. odběr) a 3% (2. odběr).

Topoly *Populus nigra* vykazaly také obě křivky závislosti rostoucí. Závislost obsahu olova v biomase větví byla dána z 33% (1. odběr) a 26% (2. odběr). Topoly prokázaly vyšší shodu závislosti obsahu olova v biomase listů na obsahu olova v půdním roztoku než vrby (9% a 16%).

Křivky závislosti obsahu olova v biomase větví na obsahu olova v půdním roztoku měly u olší rostoucí charakter. Shoda závislosti byla dána z 6% pro první odběr a 22% pro druhý odběr. Naproti tomu křivky závislosti obsahu olova v listech měly charakter klesající, avšak jejich korelační koeficienty byly velice nízké (0,005% pro první odběr a 0,7% pro druhý odběr).

3.2.4) Odběr olova rostlinou

Odběr prvků rostlinou vyjadřuje schopnost rostliny odebírat daný prvek z půdy a hromadit ho ve své biomase. Odběr je dán součinem obsahu prvku v rostlině a hmotnosti suché biomasy rostlinou vyprodukované.

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

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

Hodnoty odběru olova u jednotlivých půd a částí rostlin jsou pro jednotlivé roky pokusu zaznamenány v následující tabulce 9.

Tab. 9 – Odběr olova nadzemní biomasou v jednotlivých letech ($\mu\text{g.nádoba}^{-1}$)

a) Vrby *Salix smithiana*

| Půda | Rok | Listy | | Větve | |
|------|--------|--------------|--------------|---------------|--------------|
| | | x | s | x | s |
| A | 2006 | 22,13a | 5,77 | 27,74ab | 11,65 |
| | 2007 | 95,18a | 22,74 | 92,35a | 36,70 |
| | 2008 | 1,89a | 0,96 | 2,93a | 1,45 |
| | 2009 | 9,21a | 3,81 | 8,58a | 1,46 |
| | 2010 | 2,19a | 0,65 | 2,15a | 0,47 |
| | 2011 | 4,35a | 1,90 | 9,75a | 2,61 |
| | 2012 | 1,72a | 0,56 | 4,54a | 1,55 |
| | průměr | 19,53 | 31,61 | 21,15 | 30,16 |
| B | 2006 | 22,91a | 8,04 | 25,06ab | 6,01 |
| | 2007 | 130,84a | 31,81 | 128,37ad | 13,96 |
| | 2008 | 6,03a | 2,67 | 10,65a | 1,87 |
| | 2009 | 11,00a | 3,16 | 10,37a | 2,50 |
| | 2010 | 2,79a | 0,69 | 8,39a | 3,04 |
| | 2011 | 12,33a | 7,42 | 28,88a | 7,19 |
| | 2012 | 5,86abc | 3,10 | 51,17ab | 31,62 |
| | průměr | 27,40 | 42,66 | 37,56 | 39,60 |
| C | 2006 | 32,45a | 10,12 | 89,06c | 19,46 |
| | 2007 | 225,01b | 53,44 | 248,07bc | 45,16 |
| | 2008 | 27,95b | 4,37 | 133,55c | 14,67 |
| | 2009 | 6,07a | 1,19 | 76,94b | 26,49 |
| | 2010 | 5,53a | 3,11 | 79,83c | 26,08 |
| | 2011 | 25,04a | 16,28 | 115,80ab | 18,28 |
| | 2012 | 11,08c | 7,23 | 104,14b | 72,57 |
| | průměr | 47,59 | 73,12 | 121,06 | 55,12 |

b) Topoly *Populus nigra*

| Půda | Rok | Listy | | Větve | |
|------|------|--------|-------|---------|-------|
| | | x | s | x | s |
| A | 2006 | 7,06a | 4,40 | 1,73a | 0,16 |
| | 2007 | 92,19a | 39,08 | 73,77a | 38,04 |
| | 2008 | 2,15a | 1,31 | 4,17a | 1,83 |
| | 2009 | 22,66a | 7,66 | 12,16a | 1,47 |
| | 2010 | 3,84a | 1,48 | 12,12ab | 1,81 |

| | | | | | |
|----------|---------------|---------------------|---------------|----------------------|---------------|
| | 2011 | 6,73 ^a | 3,82 | 11,89 ^a | 5,65 |
| | 2012 | 2,78 ^a | 1,25 | 10,81 ^a | 3,83 |
| | průměr | 19,63 | 30,32 | 18,09 | 23,06 |
| B | 2006 | 36,93 ^{ab} | 7,01 | 20,39 ^{ab} | 6,55 |
| | 2007 | 106,97 ^a | 21,12 | 198,57 ^{bd} | 24,12 |
| | 2008 | 13,16 ^{ab} | 2,06 | 16,08 ^a | 2,11 |
| | 2009 | 13,32 ^a | 3,39 | 8,85 ^a | 1,74 |
| | 2010 | 10,56 ^a | 3,70 | 29,74 ^{abc} | 15,83 |
| | 2011 | 37,51 ^a | 5,66 | 56,98 ^{ab} | 6,40 |
| | 2012 | 29,11 ^e | 5,23 | 30,85 ^{ab} | 13,11 |
| | průměr | 35,36 | 31,10 | 51,64 | 61,64 |
| C | 2006 | 95,75 ^c | 34,11 | 97,37 ^c | 33,10 |
| | 2007 | 321,03 ^c | 31,81 | 297,64 ^c | 94,29 |
| | 2008 | 90,87 ^c | 20,86 | 155,29 ^d | 25,31 |
| | 2009 | 41,91 ^{bc} | 23,28 | 163,02 ^c | 43,53 |
| | 2010 | 34,67 ^b | 20,04 | 208,69 ^d | 82,26 |
| | 2011 | 116,97 ^b | 59,99 | 294,65 ^d | 82,27 |
| | 2012 | 19,14 ^d | 5,86 | 230,21 ^c | 77,63 |
| | | průměr | 102,90 | 95,14 | 206,69 |

c) Olše *Alnus glutinosa*

| Půda | Rok | Listy | | Větve | |
|----------|-------------|---------------------|--------------|----------------------|--------------|
| | | x | s | x | s |
| A | 2006 | 6,81 ^a | 6,40 | 3,33 ^a | 2,16 |
| | 2007 | 82,42 ^a | 35,08 | 79,65 ^a | 30,68 |
| | 2008 | 5,90 ^a | 3,52 | 2,42 ^a | 1,29 |
| | 2009 | 19,67 ^a | 6,62 | 15,56 ^a | 2,39 |
| | 2010 | 8,39 ^a | 3,95 | 6,40 ^a | 2,48 |
| | 2011 | 13,82 ^a | 4,57 | 29,35 ^a | 13,44 |
| | 2012 | 3,60 ^{ab} | 0,90 | 45,87 ^{ab} | 41,53 |
| | | průměr | 20,09 | 25,94 | 26,08 |
| B | 2006 | 71,22 ^{bc} | 9,33 | 45,56 ^{bd} | 8,94 |
| | 2007 | 84,94 ^a | 11,73 | 72,53 ^a | 34,82 |
| | 2008 | 11,04 ^{ab} | 5,27 | 11,84 ^a | 4,52 |
| | 2009 | 24,95 ^{ab} | 9,88 | 13,64 ^a | 3,90 |
| | 2010 | 8,16 ^a | 2,91 | 45,69 ^{abc} | 15,02 |

| | | | | | |
|----------|---------------|----------------------|--------------|----------------------|--------------|
| | 2011 | 35,88 ^a | 24,25 | 104,30 ^{bc} | 47,10 |
| | 2012 | 4,54 ^{abc} | 0,32 | 46,43 ^{bc} | 24,62 |
| | průměr | 34,39 | 29,59 | 48,57 | 29,93 |
| C | 2006 | 214,22 ^d | 42,60 | 67,98 ^{cd} | 20,15 |
| | 2007 | 174,57 ^{ab} | 114,76 | 285,10 ^{bc} | 106,52 |
| | 2008 | 14,31 ^{ab} | 5,44 | 39,99 ^b | 15,16 |
| | 2009 | 49,77 ^c | 12,22 | 72,88 ^b | 9,38 |
| | 2010 | 6,31 ^a | 0,52 | 63,95 ^{bc} | 15,84 |
| | 2011 | 38,62 ^a | 14,96 | 153,92 ^c | 27,63 |
| | 2012 | 11,19 ^{bc} | 2,17 | 60,20 ^{ab} | 21,18 |
| | průměr | 72,71 | 79,01 | 106,29 | 80,30 |

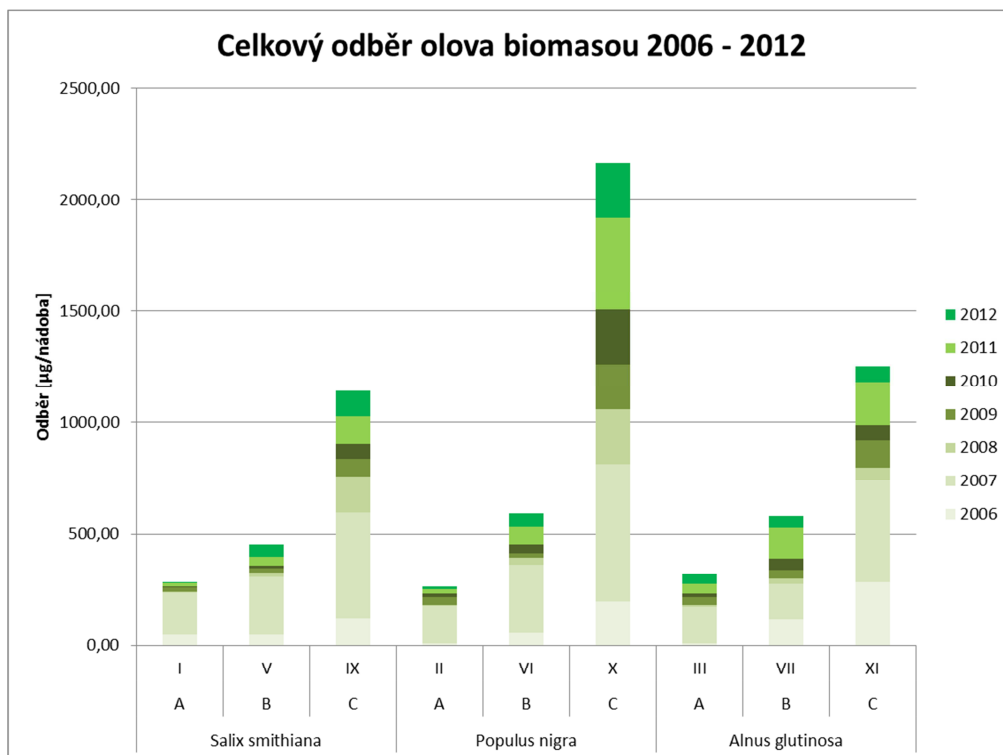
Odběr olova nadzemní biomasou se velmi lišil v jednotlivých letech a mezi jednotlivými variantami. Odběr olova zkoumanými dřevinami v naprosté většině případů rostl s rostoucí kontaminací půdy. Nejvyššího odběru olova z půdy dosáhly listy topolů *Populus nigra* rostoucích na silně kontaminované půdě C v roce 2007. Jejich průměrný odběr činil 321 µg. Naproti tomu nejmenší odběr olova byl zaznamenán u listů vrb *Salix smithiana* rostoucích na půdě lehce kontaminované A (1,72 µg).

Vrby *Salix smithiana* pravidelně odebíraly více olova biomasou větví oproti listům. Výjimku tvořil pouze rok 2007, kdy varianty rostoucí na lehce a středně kontaminované půdě (A a B) odebraly více olova pomocí listů. V roce 2007 zároveň všechny varianty vrb odebraly celkově nejvíce olova v porovnání s ostatními roky. Nejvyšší odběr olova byl zaznamenán v roce 2007 u větví vrb rostoucích na silně kontaminované půdě C, které v průměru odebraly 248,07µg. Naproti tomu nejméně olova vrby odebraly listy na lehce kontaminované půdě A v roce 2012 (1,72µg).

Topoly *Populus nigra* pravidelně odebíraly nejvíce olova na silně kontaminované půdě C. Nejvyšší odběr olova byl zaznamenán u listů topolů rostoucích na silně kontaminované půdě C v roce 2007 (321µg). Tento rok všechny varianty pěstovaných topolů, stejně jako vrby, odebraly celkově nejvíce olova v porovnání s ostatními roky. Nejmenší množství odebraly topoly v prvním roce pěstování pomocí větví na lehce kontaminované půdě A, tento průměrný odběr činil 1,73µg.

U olše *Alnus glutinosa* byl nejvyšší odběr olova zaznamenán u větvi v roce 2007 na silně kontaminované půdě C. Tento průměrný odběr činil 285,1 μg . Oproti tomu nejnižší odběr olova byl nalezen v roce 2008 biomasou větvi na lehce kontaminované půdě A (2,42 μg).

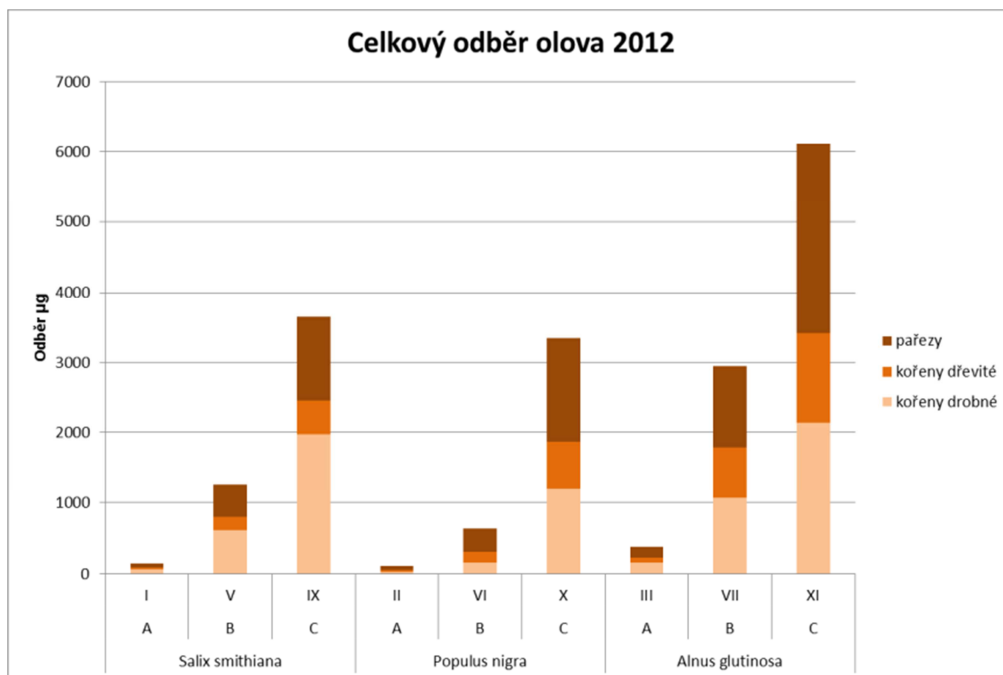
Graf 3 – Celkový odběr olova nadzemní biomasou 2006 – 2012 (g.nádoba^{-1})



U všech tří druhů zkoumaných rychle rostoucích dřevin se projevil trend stoupajícího odběru olova s rostoucí kontaminací půdy. Celkově nejvíc olova nadzemní biomasou odebraly za 7 let trvání pokusu jednoznačně topoly *Populus nigra* na silně kontaminované půdě C (2167,2 μg). Nejméně ze zkoumaných druhů dřevin odebraly topoly na lehce kontaminované půdě A (264,1 μg). Olše *Alnus glutinosa* na půdě C odebraly 1253 μg a vrby *Salix smithiana* 1143,53 μg . Nejvyšší odběr u všech variant byl zaznamenán v druhém roce pěstování.

Po zkončení pokusu byly analyzovány kořeny a pařezy zkoumaných rychle rostoucích dřevin. Z jejich suché hmotnosti a obsahu olova byl následně stanoven jejich odběr olova. Jednotlivé varianty se mezi sebou velmi lišily, jejich odběr olova je znázorněn v následujícím grafu.

Graf 4 – Celkový odběr olova kořeny a pařezy 2012 ($\mu\text{g.nádoba}^{-1}$)



Celkový odběr olova stoupal u všech variant s rostoucí kontaminací půdy. Všechny jednotlivé varianty odebraly nejvíce olova pomocí biomasy pařezů v porovnání s biomasou drobných a dřevitých kořenů. Pořadí v odběru olova pomocí biomasy kořenů a pařezů bylo v pořadí: olše > vrby > topoly. Celkově nejvíce olova odebraly olše *Alnus glutinosa* rostoucí na silně kontaminované půdě C, jejich celkový odběr v součtu činil 6110,04 μg . Naproti tomu nejméně olova odebraly topoly *Populus nigra* na lehce kontaminované půdě A (116,17 μg).

3.2.5) Remediační faktor olova

Vzhledem k velmi nízkým hodnotám remediačních faktorů olova bylo jejich srovnání mezi jednotlivými variantami provedeno u zkoumaných dřevin souhrnně pro

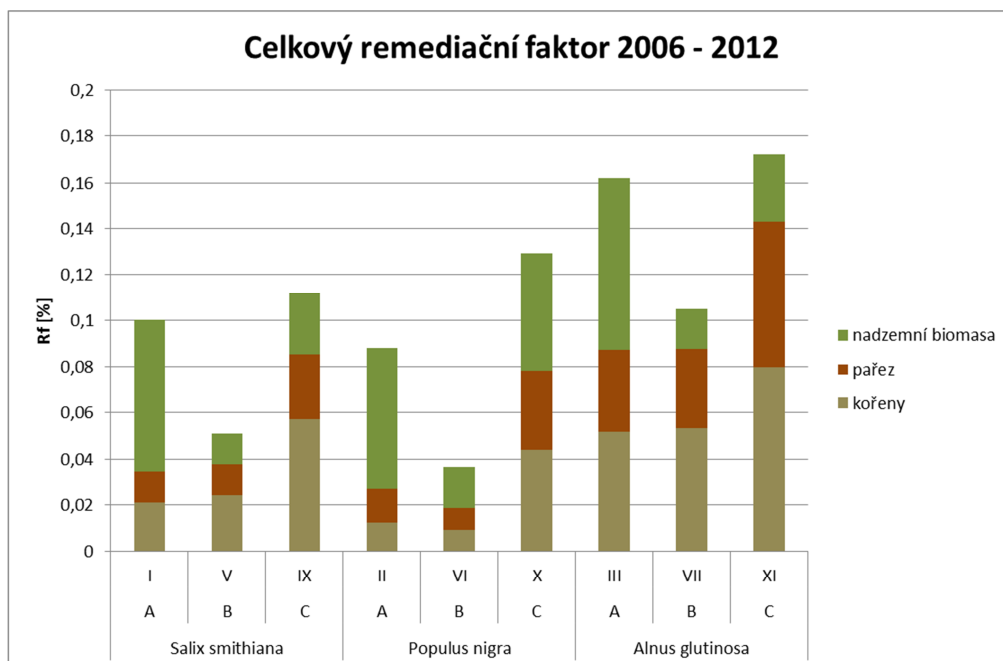
biomasou listů a větví (nadzemní biomasa) celkově za 7 let trvání pokusu. Remediační faktor udává podíl obsahu prvku odebraného rostlinou z celkového obsahu v půdě na daném stanovišti a vypovídá o možnosti uplatnění rostlin při dekontaminaci půd a stanovení pravděpodobné doby potřebné pro odstranění rizikového prvku z půdy.

$$Rf = O/(R.MnP).100$$

Kde Rf je faktor remediace (%), O odběr prvku sklizenou biomasou z definovaného objemu půdy (mg), R je celkový obsah prvku v půdě (mg/kg) a MnP je množství půdy (5 kg)

Hodnoty remediačního faktoru olova pro jednotlivé půdy, roky a části rostlin jsou zaznamenány v následujícím grafu

Graf 5 – Celkový remediační faktor olova 2006 – 2012 (%)



Z grafu 6 je patrné, že všechny hodnoty remediačního faktoru olova byly velice nízké. Nejvyšší remediační faktory olova byly u všech druhů zkoumaných dřevin nejvyšší na silně kontaminované půdě C, následované remediačními faktory na půdě lehce kontaminované A. Na této půdě měla na celkovém remediačním faktoru nejvyšší

podíl nadzemní biomasa rychle rostoucích dřevin. Na půdách B a C měly v případě vrb a olší největší podíl na výsledném remediačním faktoru kořeny. Celkově nejvyššího remediačního faktoru olova za 7 let nádobového pokusu dosáhly olše *Alnus glutinosa* rostoucí na silně kontaminované půdě C (0,17%). Naopak nejnižší remediační faktor olova byl zaznamenán u topolů *Populus nigra* na lehce kontaminované půdě A (0,09%).

3.2.6) Obsah olova v půdních vzorcích

Po skončení pokusu byly z každé nádoby odebrány vzorky půdy a byly stanoveny obsahy rostlinám přístupných forem olova extrakcí 0,11 M kyselinou octovou a dále obsahy potenciálně mobilizovatelných forem extrakcí 2 M kyselinou dusičnou. Získané hodnoty uvádí následující tabulka.

Tab. 10 – Obsahy olova v půdním výluhu 2012 (mg/kg)

| Půda | Rostlinný druh | 0,11 M CH ₃ COOH | | 2 M HNO ₃ | |
|------|------------------------|-----------------------------|------|----------------------|-------|
| | | x | s | x | s |
| A | <i>Salix smithiana</i> | 0,99ab | 0,15 | 69,96a | 16,84 |
| | <i>Populus nigra</i> | 0,86ab | 0,20 | 71,55a | 3,73 |
| | <i>Alnus glutinosa</i> | 1,23b | 0,27 | 71,13a | 3,74 |
| | kontrola bez rostlin | 0,61a | 0,15 | 72,21a | 3,27 |
| B | <i>Salix smithiana</i> | 7,81ab | 1,08 | 577,60a | 10,28 |
| | <i>Populus nigra</i> | 7,72a | 0,85 | 555,94a | 11,77 |
| | <i>Alnus glutinosa</i> | 18,10b | 8,43 | 573,91a | 12,11 |
| | kontrola bez rostlin | 6,28a | 0,44 | 560,62a | 19,75 |
| C | <i>Salix smithiana</i> | 35,11a | 4,77 | 659,80a | 43,61 |
| | <i>Populus nigra</i> | 33,09a | 3,71 | 682,38a | 27,83 |
| | <i>Alnus glutinosa</i> | 50,58c | 3,68 | 670,66a | 9,76 |
| | kontrola bez rostlin | 22,57b | 1,71 | 712,69a | 7,31 |

Obsahy rostlinám přístupných forem olova byly ve všech případech vyšší u variant s rychle rostoucími dřevinami oproti kontrolním variantám bez rostlin a jejich velikost rostla s rostoucí kontaminací půdy. Obsahy potenciálně mobilizovatelných forem

olova na lehce a silně kontaminovaných půdách A a B byly nižší oproti kontrolním variantám. Na středně kontaminované půdě B tento trend vykazaly pouze topoly *Populus nigra*.

4) Diskuze

Posouzení výnosů biomasy tří druhů rychle rostoucích dřevin (topolů *Populus nigra*, olší *Alnus glutinosa* a vrb *Salix smithiana*) a jejich schopnosti akumulovat olovo ve své biomase bylo provedeno formou vyhodnocení dlouhodobého nádobového pokusu.

Pro porovnání obsahu olova v jednotlivých půdách byl při založení pokusu stanoven celkový obsah olova. Na lehce kontaminované půdě A byl zjištěn celkový obsah olova 86,5 mg/kg, na středně kontaminované půdě B obsah 672,7 mg/kg a na silně kontaminované půdě C 855 mg/kg. Maximální přípustné obsahy olova v zemědělských půdách České republiky upravuje vyhláška 13/1994 Sb. Podle této vyhlášky je maximální přípustný obsah olova u ostatních půd stanoven na 140 mg/kg při extrakci lučavkou královskou. Půdy B a C tudíž více než čtyřnásobně překračovaly tento limitní obsah a nebyly tudíž vhodné k produkci zemědělských výrobků vstupujících do potravního řetězce.

Během let produkovaly jednotlivé dřeviny různé množství biomasy. Ani na jednom zkoumaném druhu rychle rostoucích dřevin se za dobu trvání pokusu neprojevil známky fytoxicity. Množství produkované biomasy se velmi lišilo podle stupně kontaminace půdy, podle jednotlivých druhů dřevin a dle jednotlivých let. U všech zkoumaných dřevin v roce 2010 nastalo výrazné snížení roční produkce nadzemní biomasy, která však v dalších letech pokračovala v rostoucí tendenci. Velmi podobnou skutečnost ve své studii uvádějí Tahvanainen a Rytkönen (1999), kteří zaznamenali výrazné snížení produkce biomasy plantáží rychle rostoucích dřevin ve Finsku. Jako důvod snížení jejich produkce biomasy uvádějí brzký nástup zimy. Bohužel během našeho experimentu nebyly zaznamenávány meteorologické údaje, proto nelze potvrdit ani vyvrátit vliv počasí. Avšak vzhledem ke skutečnosti, že po celou dobu experimentu měly rostliny díky hnojivým roztokům stejné množství živin po každý rok, je klimatické vysvětlení velmi pravděpodobné. Byla potvrzena hypotéza, že množství produkované biomasy je ovlivněno druhem rychle rostoucí dřeviny. V součtu sedmi let všechny dřeviny produkovaly nejvíce biomasy na středně kontaminované půdě B. Nejvíce biomasy vyprodukovaly olše *Alnus glutinosa* na středně kontaminované půdě B. Olše celkově vyprodukovaly nejvíce biomasy na

všech testovaných půdách. Následovaly je vrby *Salix smithiana*. Topoly *Populus nigra* za 7 let pokusu vyprodukovaly biomasy na jednotlivých půdách nejméně. Ovšem v případě skliditelné nadzemní biomasy (pařez, listy, větve) bylo pořadí ve výnosu biomasy následující: olše > topoly > vrby. Tento fakt je způsoben nadprůměrnou tvorbou kořenové hmoty vrb. Vyšší produkce nadzemní biomasy topolů oproti vrbám potvrzuje poznatky mnoha studií (Walle et al., 2007., Hofmann – Schielle et al., 1999). Celkové výnosy dle jednotlivých půd byly u všech zkoumaných druhů dřevin v pořadí: B > C > A.

Během vegetačního období byly každý rok dvakrát odebrány vzorky půdního roztoku pro zjištění rostlinám přístupného obsahu olova. Mnoho autorů (Kabata – Pendias, 2001., Adriano, 2001) uvádějí závislost mobility olova na pH. Tento trend nelze z výsledků pokusu potvrdit ani vyvrátit, jelikož u všech zkoumaných půd bylo pH v rozmezí 6 – 7. V tomto rozmezí podle dostupných informací nedochází k výrazné mobilizaci olova do půdního roztoku způsobené reakcí pH. Při porovnání obsahů olova v půdním roztoku kontrolních variant a variant s rostlinami je patrný vliv rychle rostoucích dřevin na obsah olova v půdním roztoku. Obsahy olova v půdním roztoku byly v naprosté většině případů během jednotlivých let vyšší u variant s rostlinami, oproti kontrolním variantám bez rostlin. Tuto skutečnost lze vysvětlit tvrzením několika autorů (Kim et al., 2009., Lin et al., 2004), kteří uvádí vliv kořenových exudátů na mobilizaci olova do půdního roztoku. Pouze v prvním roce pěstování byly obsahy olova v půdním roztoku u kontrolních variant většinou vyšší než u variant s rostlinami. Toto si lze vysvětlit nízkou hustotou kořenového systému mladých rostlin, jelikož jak uvádí Lin et al. 2004, nejsilnější vliv kořenových exudátů se projevuje do vzdálenosti 1cm od kořene.

Zkoumané dřeviny prokázaly rozdílnou schopnost kumulace olova ve své biomase. Nalezené obsahy olova byly ve většině případů dle jednotlivých orgánů v pořadí: kořeny jemné > kořeny dřevité > pařez > větve > listy. Tato skutečnost podporuje tvrzení Kabata-Pendias (2001), že je olovo v rostlinných tkáních velmi málo mobilní. Obsahy olova v biomase kořenů a pařezů úzce korelovaly u všech zkoumaných dřevin s obsahem olova v půdě. Tento fakt podporuje tvrzení Adriana (2001), že prostup olova z půdy do kořene je pasivní proces závislý na koncentračním spádu. Korelace obsahu olova v nadzemních částech rostlin s koncentrací olova v půdním roztoku prokázala vyšší míru kumulace olova ve větvích oproti listům vůči

koncentraci olova v půdním roztoku u všech zkoumaných dřevin. Nicméně korelační koeficienty byly velice nízké, což naznačuje velice nízkou schopnost zkoumaných dřevin transportovat tento těžký kov ve svých tkáních. U olší *Alnus glutinosa* měla korelační křivka závislosti koncentrace olova v listech na koncentraci olova v půdním roztoku lehce klesající charakter. Toto může naznačovat, že olše mají mnohem nižší schopnost transportu olova do nadzemních částí oproti vrbám *Salix smithiana* a topolům *Populus nigra*. Zároveň byla tímto potvrzena hypotéza, že hromadění olova je ovlivněno druhem dřeviny, její částí a koncentrací přístupného olova v půdě. Nejvyšší koncentrace olova v biomase byla nalezena v jemných kořenech vrb *Salix smithiana* rostoucích na silně kontaminované půdě C (460,7 mg/kg).

Odběr olova představuje celkové množství prvku, které je z půdy odebráno částí rostliny. Všechny tři druhy zkoumaných dřevin během sedmiletého pokusu odebíraly olovo úměrně jeho koncentraci v půdě. Nejvíce olova nadzemní biomasou odebraly za 7 let topoly *Populus nigra* na silně kontaminované půdě C. Jednotlivé druhy rychle rostoucích dřevin odebíraly olovo v pořadí: topol > olše > vrba, nicméně všechny varianty vyjma topolů rostoucích na silně kontaminované půdě C se celkovým odběrem olova nadzemní biomasou lišily pouze minimálně. Pokud by při případné remediaci půd kontaminovaných olovem byly zároveň s nadzemní biomasou sklizeny i pařezy rychle rostoucích dřevin, bylo by pořadí v odběru olova následující: olše > topol > vrba.

Remediační faktor představuje poměr odběru daného prvku rostlinou k jeho celkovému množství v půdě. Nejvyššího remediačního faktoru olova dosáhly během sedmi let olše *Alnus glutinosa* na silně kontaminované půdě C (0,17%). Takto nízký remediační faktor vypovídá o skutečnosti, že k odstranění olova z půdy by bylo zapotřebí doby v řádu tisíců let. Další komplikací v remediaci olovem kontaminovaných půd, je velký podíl kořenů na remediačním faktoru. K tomu, aby se dalo skutečně uvažovat o remediačním faktoru kořenů, by bylo zapotřebí kořeny z půdy mechanicky odstranit, což je velmi problematický, ne-li neřešitelný problém. Hyperakumulující rostliny jako např. *Thlaspi rotundifolium* v tomto případě představují významnou zásobárnu genetických a fyziologických vlastností. Přenos těchto vlastností do rychle rostoucích dřevin by mohl znamenat řešení pro fytoremediace půd kontaminovaných olovem.

Z výsledků sedmiletého pokusu je patrné, že od zkoumaných druhů rychle rostoucích dřevin nelze očekávat významné snížení obsahu olova v půdě. Bylo prokázáno, že zkoumané druhy na kontaminovaných půdách olovem jsou schopny produkovat kvalitní biomasu v dostatečném množství bez většího rizika kontaminace sklizené biomasy. Díky tomu je možné generovat na takto postižených pozemcích finanční zisk a zároveň zabránit půdní degradaci popř. transportu kontaminantu ať vodní nebo vzdušnou cestou. Nejvhodnějším druhem ke stabilizaci olovem kontaminovaných pozemků se z výsledků pokusu jeví olše *Alnus glutinosa*, především díky pravidelné nejvyšší produkci nadzemní biomasy a dostatečně bohatému kořenovému systému. Olše zároveň prokázala nejnižší schopnost transportu olova do nadzemních částí.

5) Závěr

Cílem této práce bylo zhodnotit výnos biomasy hlavních částí rychle rostoucích dřevin (vrb *Salix smithiana*, topolů *Populus nigra* a olší *Alnus glutinosa*) pěstovaných formou nádobového pokusu na třech půdách s různou úrovní kontaminace a sledovat jejich schopnost akumulovat ve své biomase olovo.

Vrby *Salix smithiana* nejvíce biomasy vyprodukovaly na středně kontaminované půdě B. Jejich celkový výnos na nádobu za sedm let experimentu činil 480,48 g (321,81 g nadzemní biomasy, 74,3 g pařezu a 69,45 g kořenové biomasy). Nejvíce olova z půdy odebraly vrby na silně kontaminované půdě C, celkově 4792,67 µg (1143,53 µg nadzemní biomasou, 1197,61 µg pařezů a 2451,53 µg biomasou kořenů). Nejvyššího remediačního faktoru dosáhly vrby také na silně kontaminované půdě C, jejich celkový remediační faktor za sedm let experimentu zde činil 0,11% (0,03% nadzemní biomasou, 0,03% pařezů a 0,06% biomasou kořenů).

Topoly *Populus nigra* vyprodukovaly nejvíce biomasy na středně kontaminované půdě B. Jejich celkový výnos na nádobu za sedm let experimentu činil 465,56 g (321,81 g nadzemní biomasy, 74,3 g pařezu a 69,45 g biomasy kořenů). Nejvíce olova odebraly topoly na silně kontaminované půdě C, celkový odběr činil 5522,01 µg (2167,2 µg nadzemní biomasou, 1480,269 µg pařezem a 1874,62 µg biomasou kořenů). Na této půdě také topoly dosáhly nejvyššího remediačního faktoru, který zde činil 0,13% (0,05% pro nadzemní biomasu, 0,03% pro pařez a 0,04% pro biomasu kořenů).

Olše *Alnus glutinosa* během experimentu vyprodukovaly nejvíce biomasy shodně s topoly a vrbami na středně kontaminované půdě B. Celkový výnos na nádobu zde činil 850,57 g (565,54 g nadzemní biomasy, 112,93 g biomasy pařezů a 172,1 g kořenů). Nejvíce olova bylo olšemi odebráno na silně kontaminované půdě C, celkově 7363 µg (1253 µg nadzemní biomasou, 2695,55 µg biomasou pařezů a 3414,49 µg kořeny). Shodně s topoly a vrbami na této půdě olše dosáhly nejvyššího remediačního faktoru, v tomto případě 0,17% (0,03 pro nadzemní biomasu, 0,06% pařezem a 0,08% biomasou kořenů).

Při studiu výnosů biomasy a schopnosti akumulace olova vrb *Salix smithiana*, topolů *Populus nigra* a olší *Alnus glutinosa* bylo dokázáno, že ani jeden ze studovaných rostlinných druhů nekumuluje ve své biomase olovo natolik, aby mohl být považován za vhodný k přirozené fytoextrakci tohoto kovu. Velká část akumulovaného olova zůstává u zkoumaných druhů v kořenové části a je jen omezeně translokována do nadzemních částí. Všechny studované druhy rychle rostoucích dřevin produkovaly během pokusu dostatečné množství nadzemní biomasy s nízkým obsahem olova a neprojevily se na nich známky fytotoxicity. Byly potvrzeny obě hypotézy, že tvorba biomasy je ovlivněna pěstovaným druhem a že hromadění olova závisí na pěstované dřevině, její části a obsahu přístupných prvků v půdě.

6) Literatura

Alloway B. J., 1990. Heavy metals in soils. Blackie and Son Ltd, 339 p.

Antonella F., DalCorso G., Manara A., Fasani E., Nesler A., 2012. Plant and Heavy metals. Springer Netherlands, 83 p.

Aoyama M., Nagumo T., 1997. Comparison of the effects of, soil science Cu, Pb, and As on plant residue decomposition, microbial biomass, and soil respiration. *Soil Science & Plant Nutrition* 43, p. 613 – 622

Azimi S., Rocher V., Garnaud S., Varrault G., Thevenot D.R., 2005. Decrease of atmospheric deposition of heavy metals in an urban area from 1994 to 2002 (Paris, France), *Chemosphere* 61 p. 645 – 651

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

Blaylock M.J., Huang J.W., 2000. Phytoextraction of metals. In: Raskin I., Ensley B.D., 2000. *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment*. New York: John Wiley; p. 53 – 71

Boonyapookana B., Parkplan P., Techapinyawat S., DeLaune R.D., Jugsujinda A., 2005. Phytoaccumulation of lead by sunflower (*Helianthus annuus*), tobacco (*Nicotiana tabacum*), and vetiver (*Vetiveria zizanioides*). *Journal of Environmental Science and Health* 40, p. 117 – 137

Brown D.S., Reeds S.C., 1995. Inventory of constructed wetlands in the United States. *Water Science Technology* 29, p. 309 – 318

Cibulka J. a kol., 1991. Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře. *Academia*, 432 s.

Covelo E.F., Vega F.A., Andrade M.L., 2007. Competitive sorption and desorption of heavy metals by individual soil components, *Journal of Hazardous Materials* 140, p. 308 – 315

Danika L., LeDuc C., Terry N., 2005. Phytoremediation of toxic trace elements in soil and water. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology* 32, p. 514 – 520

Dalenberg J. W. and van Driel W., 1990. Contribution of atmospheric deposition to heavy metal concentration in field crops. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 38, p. 367

- Ensley B.D., 2000. Rationale for use of phytoremediation. *Journal of Environmental Quality* 26, p. 1424 – 1430
- EPA., 2000 National Air Pollutant Emission Trends, 1900–1996., U.S. Environmental Protection Agency, 238 p.
- Flathman P.E., Lanza G.R., 1998. Phytoremediation: Current views on an emerging green technology. *Journal of Soil Contamination* 7, p. 415 – 432
- Giller K.E., Witter E., McGrath S.P., 1998. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: A Reaview. *Soil Biology & Biochemistry* 30, p. 1389 – 1414
- Hofmann-Schielle C., Jug A., Makeschin F., Rehfuess K. E., 1999. Short-rotation plantations of balsam poplars, aspen and willows on former arable land in the Federal Republic of Germany. I. Site–growth relationships. *Forest Ecology and Management* 121, p. 41–55
- Hooda P.S., Alloway B.J., 1998. Cadmium and lead sorption behaviour of selected English and Indian soils. *Geoderma* 84, p. 121 – 134
- Chandra Sekhar K., Kamala C.T., Chary N.S., Balaram V., Garcia G., 2005. Potential of *Hemidesmus indicus* for phytoextraction of lead from industrially contaminated soils. *Chemosphere* 58, p. 507 – 514
- Jacks G., 1990. Mineral weathering studies in Scandinavia. The Surface Waters Acidification Programme. Cambridge University Press, p. 215 – 222
- Johnson F.M., 1998. The genetic effects of environmental lead, *Mutation Research* 410, p. 123 – 140
- Kabata – Pendias A., Pendias H., 2001. Trace elements in soils and plants. Boca Raton, Florida, CRC Press USA, 413 p.
- Kim S., Lim H., Lee I., 2010. Enhanced heavy metal phytoextraction by *Echinochloa crus-galli* using root exudates. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 109, p. 47 - 50
- 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

Le Roux G., Sonke E.J., Cloquet C., Aubert D., de Vleeschouwer F., 2008. In: Reimann C., Flem B., Arnoldussen A., Englmaier P., Finne T.E., Koller F., Nordgulen O., The biosphere: A homogeniser of Pb-isotope signals. *Applied Geochemistry* 23, p. 2789 – 2792

Lin Q., Xu Chen Y., Feng He Y., Ming Tian G., 2004. Root-induced changes of lead availability in the rhizosphere of *Oryza sativa* L. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104, p. 605–613

Lin Z., Comet B., Qvarfort U., Herbert R., 1995. The Chemical and mineralogical behaviour of Pb in shooting range soils from central Sweden. *Environmental Pollution* 89, p. 30

Lombi E., Zhao F.J., Dunham S.J., MacGrath S.P., 2001. Phytoremediation of heavy metal-contaminated soils: Natural hyperaccumulation versus chemically enhanced phytoextraction. *Journal of Environmental Quality* 30, p. 1919 – 1926

Luo C.L., Shen Z.G., Li X.D., Baker A.J.M., 2006. Enhanced phytoextraction of Pb and other metals from artificially contaminated soils through the combined application of EDTA and EDDS. *Water Air Soil Pollution* 184, p. 105 – 126

McBride M., Hendershot W., 1998. Soil solution speciation of lead(II): effects of organic matter and pH. *Soil Science Society of America Journal* 62, p. 618 – 621

McGinty T., 1996. *Plants Weed Out Lead Contamination*. Princeton Metro, Princeton, New Jersey, April 24, p. 1

Meyers D.E.R., Auchterlonie G.J., Webb R.I., Wood B., 2008. Uptake and localisation of lead in the root system of *Brassica juncea*. *Environmental Pollution* 153, p. 323 - 332

Mrnka L., Doubková P., Habart J., Sudová R., Tlustoš P., Vohník M., Vosátka M., 2011. Pěstování vrb a topolů formou výmladkových plantáží na půdách kontaminovaných rizikovými prvky, *Botanický ústav AVČR*, 98 s.

Nriagu J.O., 1990. The rise and fall of leaded gasoline. *Science of the Total Environment* 92, p. 13–28. IN Collen J.D., Baker J. A., Dunbar R.B., Rieser U., Gardner J.P., Garton D.W., Christiansen K.J., 2011. The atmospheric lead record preserved in lagoon sediments at a remote equatorial Pacific location: Palmyra Atoll, northern Line Islands. *Marine Pollution Bulletin*. 2011 62, p. 251 – 257

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

- Peralta-Videa J.R., Lopez M.L., Narayan M., Saupe G., Gardea-Torresdey J., 2009. The biochemistry of environmental heavy metal uptake by plants: Implications for the food chain. *The International Journal of Biochemistry & Cell Biology* 41, p. 1665 – 1677
- Poikolainen J., Kubin E., Piispanen J., Karhu J., 2004. Atmospheric heavy metal deposition in Finland during 1985–2000 using mosses as bioindicators. *The Science of the Total Environment* 318, p. 171 – 185
- Prasad M.N.V., 2008. Trace elements: environmental contamination and quality of life. Hoboken, N.J. Wiley, 777 p.
- Quintanar-Escorza M.A., González-Martínez M.T., Navarro L., Maldonado M., Arévalo B., Calderón-Salinas J.V., 2007. Intracellular free calcium concentration and calcium transport in human erythrocytes of lead-exposed workers. *Toxicology and Applied Pharmacology* 220, p. 1 – 8
- Rantalainen M.L., Torkkeli M., Strömmer R., Setälä H., 2006. Lead contamination of an old shooting range affecting the local ecosystem — A case study with a holistic approach. *Science of the Total Environment* 369, p. 99–108
- Reimann C., Garrett R.G., 2005. Geochemical background-concept and reality. *Science of the Total Environment* 350, p.12–27
- Samuelson A.I., Martin R.C., Mok D.W.S., Machteld C.M., 1998. Expression of the yeast FRE genes in transgenic tobacco. *Plant Physiology* 118, p. 51 – 58
- Santos F.S., Hernández-Allica J., Becerril J.M., Amaral-Sobrinho N., Mazur N., Garbisu C., 2006. Chelate-induced phytoextraction of metal polluted soils with *Brachiaria decumbens*. *Chemosphere* 65, p. 43 – 50
- Seregin I.V., Shpigun L.K., Ivanov V.B., 2004. Distribution and toxic effects of cadmium and lead on maize roots. *Russian Journal of Plant Physiology* 51, p. 525 – 533
- Shang H., Yang Q., Wei S., Shang H., Wang J., 2012. The Effects of Mercury and Lead on Microbial Biomass of Paddy Soil From Southwest of China, *Procedia Environmental Sciences* 12, p. 468 – 473
- Sharma N. C., Gardea-Torresdey J. L., Parsons J., Sahi S. V., 2004. Chemical speciation and cellular deposition of lead in *Sesbania drummondii*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23, p. 2068 – 2073

- Shi W., Bischoff M., Turco R., Konopka A., 2002. Long-term effects of chromium and lead upon the activity of soil microbial communities. *Applied Soil Ecology* 21, p. 169 – 177
- Shotyk W., Weiss D., Appleby P.G., Cheburkin A.K., Frei R., Gloor M., Kramers J.D., Reese S., Van der Knaap W.O., 1998. History of atmospheric lead deposition since 12,370 14C yr BP from a peat bog, Jura Mountains, Switzerland. *Science* 281, p. 1635 – 1640.
- Shotyk W., Zheng J., Krachler M., Zdanowicz C., Koerner R., Fisher D., 2005. Predominance of industrial Pb in recent snow (1994–2004) and ice (1842–1996) from Devon Island, Arctic Canada. *Geophysical Research Letters* 32, p 21
- Schnoor J.L., 1997. *Phytoremediation. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center*, 43 pages
- Sipos P., Ne'meth T., Mohai I., Do'dony I., 2005. Effect of soil composition on adsorption of lead as reflected by a study on a natural forest soil profile. *Geoderma* 124, p. 363 – 374
- Smith R.A.H., Bradshaw A.D., 1992. Stabilization of toxic mine wastes by the use of tolerant plant populations. *Transactions of the Institution of Mining and Metallurgy* 81, p. 230 – 237
- Stille P., Pourcelot L., Granet M., Pierret M.C., Guéguen F., Perrone Th., Morvan G., Chabaux F., 2011. Deposition and migration of atmospheric Pb in soils from a forested silicate catchment today and in the past (Strengbach case): Evidence from 210Pb activities and Pb isotope ratios. *Chemical Geology* 289, p. 140–153
- Szákóvá J., Tlustoš P., Koliňová D., 2005. Použití instrumentálních analytických technik pro stanovení rizikových prvků v zemědělských materiálech. ČZU, Praha
- Tahvanainen L., Rytönen V.M., 1999. Biomass production of *Salix viminalis* in southern Finland and the effect of soil properties and climate conditions on its production and survival. *Biomass and Bioenergy* 16, p. 103 - 117
- Tandy S., Schulin R., Nowack B., 2006. The influence of EDDS on the uptake of heavy metals in hydroponically grown sunflowers. *Chemosphere* 62, p. 1454 – 1463
- 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
- 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

Třebichavský J., Havrdová D., Blohberger M., 1998. Toxické kovy. NSO – Ing. František Nekvasil, Kutná Hora, 483 s.

Walle I. V., Camp N. V., Van de Castele L., Verheyen K., Lemeur R., 2007. Short-rotation forestry of birch, maple, poplar and willow in Flanders (Belgium) I—Biomass production after 4 years of tree growth. *Biomass and Bioenergy* 31, p. 267–275

Wenzel W.W., Bunkowski M., Puschenreiter M., Horak O., 2003. Rhizosphere characteristics of indigenously growing nickel hyperaccumulator and excluder plants on serpentine soil. *Environmental Pollution* 123, p. 131 – 138

Wierzbicka M., 1999. Comparison of lead tolerance in *Allium cepa* with other plant species. *Environmental Pollution* 104, p. 41 – 52.

Williams L.E., Pittman J.K., Hall J.L., 2000. Emerging mechanisms for heavy metal transport in plants, *Biochimica et Biophysica Acta* 1465, p. 104 – 126

Williamson A., Johnson M.S., 1981. Reclamation of metalliferous mine wastes. In N. W. Lepp Ed., *Effect of heavy metal pollution on plants 2*, Applied Science Publishers, p. 185–212

Wu J., Hsu F.C., Cuninghame S.D., 1999. Chelate assisted Pb phytoextraction: Pb availability, uptake, and translocation constraints. *Environmental Science & Technology* 33, p. 1898 – 1904

Wu J., Hsu F.C., Cuninghame S.D., 1999. Chelate-assisted Pb phytoextraction Pb availability, uptake, and translocation constraints. *Environmental Science Technology* 33, p. 1898 – 1904

Yoon J., Cao X., Zhou Q., Ma L.Q., 2006. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of The Total Environment* 368, p. 456 – 464