

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA AGROBIOLOGIE, POTRAVINOVÝCH A PŘÍRODNÍCH ZDROJŮ

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



DIPLOMOVÁ PRÁCE

**Využití vrb a topolů k fytoextrakci olova, zinku a niklu ze
sedimentů vodotečí**

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

Autor práce : **Zdeněk Konopásek**

Praha 2010

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma „Využití vrb a topolů k fytoextrakci olova, zinku a niklu ze sedimentů vodotečí“ vypracoval samostatně a použil jen pramenů, které cituji a uvádím v přiložené bibliografii.

V Praze dne 1.4. 2010

.....

Bc. Zdeněk Konopásek

PODĚKOVÁNÍ

Děkuji vedoucímu práce Prof. Ing. Pavlu Tlustošovi, CSc. za mnoho užitečných rad, trpělivosti a času, který mé práci věnoval. Dále děkuji všem pracovníkům katedry agroenvironmentální chemie a výživy rostlin za pomoc při zpracování potřebných laboratorních rozborů.

Současně děkuji všem spolužákům a přátelům, bez kterých bych studium a tuto práci nejspíš nedokončil.....

SOUHRN

Sedimenty vodotečí, jejich vznik, složení a následné nakládání s nimi nabývají na důležitosti, a to zejména se zvyšujícím se důrazem na ochranu životního prostředí.

Množství a složení sedimentů odpovídá charakteru vodního toku, množství protékající vody, členitosti a sklonu dna a složení půdních částic ve vodě obsažených. Obdobně množství a charakter případných kontaminantů v sedimentu souvisí se zdroji znečištění vodního toku.

Současné, časté ukládání sedimentů na skládky je finančně značně náročné a z ekologického pohledu často problematické. Vysoké náklady na likvidaci těchto sedimentů společně se ztrátou živin v nich obsažených jsou důvodem hledání jiných, výhodnějších řešení.

Před uložením na zemědělskou půdu musí sedimenty splňovat platné maximální limity obsahu kontaminantů. Právě vysoké obsahy kontaminantů jsou v současnosti důvodem ukládání sedimentů na skládky.

Jednou z možností, jak snížit obsahy rizikových prvků v sedimentech a tím umožnit jejich uložení na zemědělskou půdu, je uložení sedimentů na deponii v blízkosti vodního toku a následná fytoextrakce kontaminantů. Princip metody spočívá v absorpci polutantů kořeny rostlin, jejich akumulaci v nadzemních částech, následné sklizni a vhodné likvidaci.

Toto řešení vzájemně spojuje několik výhod – odpadá doprava a skládkování velkého množství sedimentu, je možné využít živiny obsažené v sedimentech a současně má tento postup minimální negativní dopad na vzhled krajiny a je celkově šetrný k životnímu prostředí.

Z důvodu dobré odolnosti vůči toxickým látkám obsaženým v sedimentech, vysoké produkci biomasy a dobré akumulační schopnosti sledovaných látek patří mezi potenciálně využitelné rostliny vrby a topoly.

K pokusu byly zvoleny dva klony vrb - *Salix smithiana S-218* a *Salix Tordis SW 960299* a dva klony topolů - *Populus nigra J105/P – Jap 104*049* a *Populus nigra Wolterson*. Za sledované rizikové prvky byly zvoleny olovo, nikl a zinek.

Provedený pokus prokázal vysokou odolnost zvolených klonů k častým změnám prostředí, zejména zvýšené vlhkosti v blízkosti vodního toku, a to zejména u klonu *Salix smithiana S-218*, kde dvě vegetační období přežilo 93 % rostlin.

Tento klon současně prokázal nejvyšší produkci biomasy a nejvyšší obsahy sledovaných prvků v sušině, které ve druhém vegetačním období dosahovaly u zinku v listech 512 mg.kg⁻¹.

Pro využití uvažované metody je důležitá vysoká akumulace sledovaných polutantů v nadzemních částech rostlin. Zde byly prokázány výrazné rozdíly v odběrech pro jednotlivé prvky. Zatímco zinek se více ukládal v nadzemních částech rostlin, nikl a zejména olovo se

více ukládalo v kořenech rostlin. Klon *Salix smithiana S-218*, ve druhém vegetačním období uložil v nadzemní části 97 % odebraného zinku. Obdobného výsledku dosáhl i klon *Salix Tordis SW 960299*, který v nadzemní části uložil 94 % odebraného zinku.

Pro srovnání remediačních schopností slouží remediační faktor (Rf), udávající poměr mezi obsahem sledovaného polutantu v půdě a množstvím polutantu odebraného za jedno vegetační období rostlinami. Při provedeném pokusu bylo dosaženo výrazných rozdílů mezi klony i mezi výsledky pro jednotlivé sledované prvky.

Nejlepšího výsledku bylo dosaženo u klonu *Salix smithiana S-218*, kde Rf dosahuje u zinku 0,87 %. Dobrého výsledku u fytoextrakce dosáhl i druhý klon vrby, *Salix Tordis SW 960299*, kde byl zjištěn Rf na úrovni 0,50 %.

Remediační faktory u sledovaných topolů dosahují u zinku hodnot 0,32 % u klonu *Populus nigra J105/P – Jap 104*049* a 0,16 % u klonu *Populus nigra Wolterson*.

Výsledky fytoextrakce u niklu a olova nepřinesly uspokojivé výsledky. Přes vysoké procentuální nárůsty kumulace olova v nadzemních částech vrby, zůstává Rf pro olovo a nikl hluboko pod jedním procentem a jejich využití k jeho fytoextrakci je tak nevhodné.

Provedený pokus prokázal schopnost fytoextrakce zinku, olova a niklu prostřednictvím vrby a topolů a jejich vysokou životaschopnost v uvažovaném prostředí. Zjištěné výsledky potvrzují vyšší odběry u zinku, než u olova či niklu. Současně ale dosažené výsledky u všech klonů neprokázaly jednoznačně výhodnost uvažované metody, zejména z hlediska nízkých dosažených remediačních faktorů a tím dlouhé doby nutné pro výrazné snížení kontaminace sedimentu.

- Sediment

- Fytoextrakce

- Těžké kovy

- Vrby

- Topoly

SUMMARY

Sediments of water courses, their origin, consistence and subsequent treating with them are becoming more important especially with rising impact on the environmental protection.

The amount and consistence of sediments refer to the character of the water flow, amount of the flowing water, segmentation and inclination of the ground and consistence of soil elements contained in the water. As well as the amount and character of contaminants in the sediment is linked with the sources of water flow contamination.

Contemporary frequent disposing of sediments in the waste dumps is financially demanding and with impact on the ecological view very problematic. High expenses on disposal of these sediments in connection with the loose of nutrients contained in them there are reasons for searching for new beneficial solutions.

Before placing the sediments on the agriculture soil, they should meet valid maximal limits for content of contaminants. At present just these high contents of contaminants result in placing the sediments in the dumps.

One of the possibilities, how to reduce contents of risk elements in the sediments and enable their placing on agriculture soil, is disposing the sediments on waste dumps nearby the water flow and subsequent phytoextraction of contaminants. Principals of the method are in the absorption of pollutants by plant roots, their accumulation in the over ground parts, subsequent harvest and suitable liquidation.

This solution mutually connects several advantages – no need for transport and disposing of huge sediment amounts; it is possible to use nutrients contained in the sediments and currently this process has the minimal negative impact on the view of the countryside and generally is environmentally friendly.

Willows and aspens are considered potentially well-used plants for their good resistance against toxic substances contained in the sediments, their high production of biomass and good accumulation ability.

Two clones of the willow – *Salix smithiana* S-218 and *Salix Tordis* SW 960299 and two clones of the aspen – *Populus nigra* J105/P-JAP 104*049 and *Populus nigra* Wolterson were chosen for the experiment. As risk elements, which should be monitored, were selected lead, nickel and zinc.

This experiment proved high resistance of the selected clones against the frequent weather changes, especially higher humidity nearby the water flow, mainly with the clone *Salix smithiana* S-218, where 93% of the plants survived during two vegetal periods.

This clone simultaneously showed the highest biomass production and the highest contents of the monitored elements in the dry mass reaching 512 mg.kg^{-1} of zinc during the second vegetal period.

For using of this method high accumulation of the monitored pollutants in the over ground parts is very important. There were proved outstanding differences in extracts of single elements. While zinc was accumulated more in the over ground plant parts, nickel and especially lead were accumulated in the plant roots. The clone *Salix smithia* S-218 accumulated in its over ground parts 97% of obtained zinc during the second vegetal period. The clone *Salix Tordis* SW 960299 reached resembling results by accumulating 94% of obtained zinc in its over ground parts.

For comparing of remediation abilities is used remediation factor (Rf) indicating rate between the content of the monitored pollutants in the soil and the content of the obtained pollutants during one vegetal period. In the carried out experiment there were found out outstanding differences in the clones and in the results for the single monitored elements as well.

The best results were reached with the clone *Salix smihiana* S-218 with Rf for zinc 0,87%. Good results were also reached with the second clone of the willow *Salix Tordis* SW 960299 where Rf was at level of 0,50%.

Remediation factor for zinc reached with the clones of the aspen are 0,32% at *Populus nigra* J105/P-JAP 104*049 and 0,16% at *Populus nigra* Wolterson.

Results of the phytoextraction of nickel and lead were not satisfying. Despite high growth of lead accumulation in the over ground willow parts, Rf for lead and nickel remained deeply under 1% and their using for phytoextraction is unsuitable.

The carried out experiment proved ability of phytoextraction of zinc, lead and nickel through the willows and aspens and their high viability in the considered environment. The found out results affirm higher extraction of zinc but lower extractions of lead and nickel. The reached results did not confirm profitability of the considered method, especially in light of low obtained remediation factors and due to necessity of long time for an outstanding reduction of the sediment contamination.

Key words: Sediment, Phytoextraction, Heavy metals, Willows, Aspens

OBSAH

1. ÚVOD	9
Cíl práce	11
2. LITERÁRNÍ REŠERŠE	12
2.1. Sedimenty	12
2.1.1. Vznik sedimentů	12
2.1.2. Složení sedimentů	12
2.1.3. Nakládání se sedimenty	15
2.1.4. Legislativa	15
2.1.5. Toxické prvky	15
2.1.6. Nikl	16
2.1.7. Zinek	17
2.1.8. Olovo	19
2.2. Remediac	21
2.3. Fytoremediace	22
2.3.1. Fytoextrakce	22
2.3.2. Příjem těžkých kovů rostlinami	23
2.3.3. Molekulární mechanismus příjmu toxických kovů	24
2.3.4. Výhody fytoremediace	25
2.3.5. Nevýhody fytoremediace	26
2.3.6. Zvýšení účinnosti fytoremediace	26
2.4. Vrby a topoly	28
2.4.1. axonometrie vrb a topolů	28
2.4.2. Vrby	28
2.4.3. Topoly	28
2.4.4. Využití vrb a topolů k fytoextrakci polutantů z kontaminovaných půd	29
3. MATERIAL A METODY	31
3.1. Popis lokality	31
3.2. Popis výsadby	33
3.3. Analýza vzorků	33
4. VÝSLEDKY	34
4.1. Výnosy	34
4.2. Obsah prvků v sušině	36
4.3. Odběr prvků rostlinami	41
5. DISKUSE	46
6. ZÁVĚR	50
SEZNAM LITARATURY :	52

SEZNAM PŘÍLOH

Příloha č. 1 - Schematické vyznačení míst odběrů vzorků

1. ÚVOD

Tvorba sedimentů vodotečí je dlouhotrvající proces, při kterém na vhodných místech dochází vlivem gravitace k usazování půdních částic unášených vodou.

Množství usazovaných sedimentů a jejich složení odpovídá charakteru vodního toku, množství protékající vody, členitosti a sklonu dna a složení půdních částic obsažených ve vodě.

Množství a charakter kontaminantů v sedimentu souvisí s případnými zdroji znečištění vodního toku.

Usazené sedimenty snižují kapacitu vodního toku a v případě zvýšení protékající vody vyvolávají rychlé zvyšování hladiny vodního toku a jeho následné rozlévání na přilehlé pozemky. Jako prevence se provádí čištění koryt vodních toků. Vytěžený sediment obsahuje obvykle velký podíl využitelných živin – zejména organického původu, takže jeho uložení na zemědělskou půdu by mohlo zlepšit kvalitu a úrodnost půdy. Komplikace ovšem způsobují kontaminanty hromadící se v sedimentu. Jejich významnou část tvoří těžké kovy.

Těžké kovy jsou v sedimentech sorbovány na půdní částice, kde nahrazují zejména vápník a hořčík. Sorpcí se snižuje mobilita kontaminantů a snižuje se jejich nebezpečnost vůči okolnímu prostředí. Ovšem často pouhou změnou pH dochází k jejich následnému zpětnému uvolňování. Z těchto důvodů je se sedimenty s nadlimitními obsahy kontaminantů nakládáno jako s nebezpečným odpadem.

Vysoké náklady na likvidaci těchto sedimentů společně se ztrátou živin v nich obsažených byl důvodem hledání jiných, výhodnějších řešení.

Jedním z nadějných postupů je remediace sedimentů prostřednictvím rychle rostoucích dřevin. Vhodnou remediační metodou je v tomto případě fytoextrakce.

Tato metoda je založená na absorpci polutantů kořeny rostlin a jejich následnou akumulací v nadzemní části rostlin. Takto „obohacené“ rostliny se následně sklídí a vhodným způsobem zlikvidují.

Základním předpokladem využití této remediační metody je vysoká akumulační schopnost sledovaných látek u zvolených rostlin. Dalším nezbytným předpokladem je dostatečná odolnost rostlin vůči obsaženým toxickým látkám a vysoká produkce biomasy.

Zvolené rostliny – vrby a topoly splňují výše uvedené základní předpoklady pro jejich využití při fytoextrakci: vysokou tvorbu biomasy, dostatečnou akumulační schopnost kontaminantů a přiměřenou odolnost vůči toxickým látkám.

Další neméně podstatnou výhodou těchto dvou rostlinných druhů je jejich nenáročnost, přizpůsobivost prostředí a velmi dobrá odolnost vůči změnám vodního režimu. Význam této vlastnosti vzrůstá zejména s přihlédnutím k uvažovanému využití rostlin v blízkosti vodních toků, kde jsou přirozené náhlé změny vodního režimu.

Nezanedbatelná je i ekonomická stránka uvažované remediační metody. Při fytoextrakci v blízkosti břehu vodního toku odpadá náročná doprava sedimentu, která by vzhledem k často těžké přístupnosti znamenala vysoké náklady a v neposlední řadě i výrazné zásahy do životního prostředí.

Cíl práce

Základním cílem této práce je ve dvouletém, přesném, polním pokusu prověřit možnosti uložení sedimentů vodotečí na přilehlou zemědělskou půdu a posoudit možnosti snížit obsah olova, niklu a zinku v těchto sedimentech pod hranici, která znemožňuje využití těchto půd k zemědělské výrobě.

Pro snížení obsahu prvků budou využity dva klony vrb a dva klony topolů – konkrétně *Salix Tordis SW 960299*, *Salix smithiana S-218*, *Populus nigra J105/P – Jap 104*049* a *Populus nigra Wolterson*.

Místem pokusu bude deponie sedimentu z toku Slatinka v povodí Labe v katastru obce Slatina u Vysokého Mýta.

Pro posouzení možností navrženého fytoextrakčního postupu bude v tomto pokusu posuzováno zejména množství produkované biomasy, množství životaschopných rostlin, transferfaktory jednotlivých klonů a celkové množství extrahovaných rizikových prvků.

2. LITERÁRNÍ REŠERŠE

2.1. Sedimenty

2.1.1. Vznik sedimentů

Sedimenty vodotečí vznikají gravitační sedimentací půdních částic splavených po povrchu z okolních pozemků především vodami ze srážek a z tajícího sněhu, větrem, dále usazováním z vod drenážních systémů a z vyústění kanalizačních sítí obecních a průmyslových objektů. Usazování je ovlivněno změnami sklonu v profilu koryta vodoteče popř. jeho rozšířením nebo členitostí jeho dna a břehů. V závislosti na zpomalení rychlosti proudu vody dochází k jejich vypadávání a ukládání v průtočném profilu drobných vodních toků. Vlivem závislosti unášecí síly vodního proudu na svažitosti reliéfu a přímosti toku je možno specifikovat oblasti, ve kterých bude probíhat sedimentace minimálně a naopak oblasti se sedimentací zvýšenou, ve kterých jsou sedimenty náchylné ke zvětšené kontaminaci toxickými látkami i organickým znečištěním Eminger (2004).

Procesy eroze půdy na zemědělské půdě a následky stavební a důlní činnosti jsou příklady významných potenciálních zdrojů sedimentů. Ve skutečnosti je každá půda, která není dost pevná, aby odolala erozivním silám, potencionálním zdrojem sedimentů.

Z hlediska původu lze sedimenty rozdělit do dvou základních skupin:

- sediment, který vzniká sám ve vodním toku a jeho bezprostředním okolí v důsledku přírodních, nebo člověkem zahájených procesů – člověk může tento proces svou činností ovlivnit a urychlit,

- sediment je do vodního toku přinášen kanály ze širšího okolí. V tomto případě existuje několik faktorů, které mají zásadní význam z hlediska eroze: reliéf krajiny, půdní a klimatické vlastnosti, krajinného pokryvu a zejména využití půdy (Bečvář 2006).

2.1.2. Složení sedimentů

Sediment je přirozenou součástí životního prostředí vodních toků a jeho přítomnost v ekosystému je zásadní. Sedimenty úzce souvisí s jejich zdrojem a vodou, která je transportuje. Úrodnost půdy postupně klesá v důsledku nadměrné úrovně půdní eroze. Vodní

prostředí trpí vysokým množstvím sedimentů, což snižuje kvalitu vody, poškozují inženýrské stavby a obecně snižuje potenciál využití vody.

Sedimenty v kulturní krajině jsou silně ovlivněny antropogenní činností. Tomu odpovídá i jejich složení.

Množství a koncentrace sedimentů ve vodotečích jsou důležité informace o kvalitě životního prostředí. Zřídka mají sedimenty jeden zdroj – jsou směsí usazenin z různých zdrojů z povodí.

Obecně lze rozlišit dva případy chování sedimentu:

- nejvyšší koncentrace sedimentů ve vodě lze pozorovat v souvislosti s vysokými toky,
- k nejvyššímu usazování sedimentů dochází u nízkých toků – zde při zvýšení průtoku probíhá další posun sedimentů po proudu toku.

Platí, že většina materiálu je přepravována při vysokém toku vodoteče (Bečvář, 2006).

Sediment je materiál s variantním mineralogickým složením vznikající při sedimentaci vodou erodovaných částic, případně částic vodou unášených (může jít i o sedimentaci znečišťujících látek) ve vodním prostředí. Podle rychlosti proudění a sedimentačních rychlostí se místně usazují různé zrnitostní frakce Eminger (2004).

Specifickou podskupinou anorganických kontaminantů jsou kovy, zejména potom tzv. těžké kovy. Při vyšších koncentracích a za nepříznivých fyzikálně-chemických podmínek mohou kovy představovat významné a dlouhodobé ohrožení složek životního prostředí, zejména podzemních vod a půdy. Kovy, které se v důsledku lidské činnosti dostávají do životního prostředí (například ve formě odpadních roztoků) dříve nebo později přicházejí do kontaktu se zeminou nebo horninovým materiálem. Každá zemina (horninový materiál) vykazuje určitou sorpční kapacitu, která je v přirozeném, nekontaminovaném stavu nasycena zejména vápníkem a hořčíkem. Většina významných těžkých kovů vykazuje ovšem podstatně vyšší sorpční schopnost a dokáže tyto přirozeně sorbované prvky vytěsnit. V této fázi tedy zemina kontaminující kovy zadržuje a zásadním způsobem snižuje jejich nebezpečnost vůči okolnímu prostředí. Při pokračující kontaminaci se ovšem v určitém okamžiku sorpční kapacita zeminy těmito kontaminujícími kovy nasytí (je dosaženo rovnováhy) a jejich další šíření (například do podzemní vody) není již zeminou omezováno. Takto nakoncentrované kontaminující kovy potom navíc představují velké nebezpečí, neboť pouhou změnou okolních podmínek (například snížením pH) může docházet k jejich nárazovému uvolňování. Transport kovů jednotlivými složkami životního prostředí je samozřejmě podstatně složitější nežli výše uvedený silně zjednodušený pohled - při širším náhledu je nutné uvažovat například přenos

prachovými částicemi, emisemi a mnohé další cesty. I přes složitost a velmi specifický charakter relevantních transportních mechanismů lze pro pohyb kontaminujících kovů v životním prostředí nalézt některé obecně platné charakteristiky:

Neuvažujeme-li elementární formu, která je s výjimkou rtuti v tomto kontextu nevýznamná, potom můžeme kontaminující kov předpokládat ve formě kationtu (např. Cd^{2+} , Cr^{3+}) nebo aniontu (např. CrO_4^{2-}). Typ a velikost náboje zásadním způsobem určují sorpční schopnost a tím i mobilitu v systému zemina-podzemní voda. Zeminu při určitém zjednodušení můžeme považovat za matici s negativním nábojem, která se chová jako katex. Funkční skupina katexu má záporný náboj, protiiont kladný náboj. Nejčastějšími protiionty jsou H^+ , nebo Na^+ . Cílem katexu je odstranění kationtů z vodného roztoku. Kladně nabitě kontaminanty tedy jeví tendenci se vázat, zatímco záporně nabitě kontaminanty v zásadě procházejí bez zdržení (Kubal 2002).

Přesně opačný účinek ve srovnání s komplexotvornými látkami vykazují srážecí činidla. Výsledkem jejich účinku je imobilizace kovu a tím i snížení jeho aktuální nebezpečnosti. Nejjednodušším a nejčastějším typem srážení je v kontaminovaných zeminách pouhé zvýšení pH - vzniklé hydroxidy jsou obecně pojímány jako nerozpustné sloučeniny (charakterizované produktem rozpustnosti). Dalšími příklady srážecích činidel jsou fosforečnany nebo sulfidy (Kubal 2002).

Hodnota pH má principiální význam při posuzování mobility (a tím i nebezpečnosti) kontaminujících kovů v systému zemina-podzemní voda. Vysoký celkový obsah například těžkých kovů v zemině nemusí ještě znamenat akutní nebezpečí v okamžiku, kdy je tato zemina v kontaktu s podzemní vodou, jejíž pH je neutrální a schopnost těchto kovů rozpouštět se je nižší než v prostředí kyselém. V okamžiku, kdy se ovšem pH podzemní vody dále snižuje začnou se přítomné kovy rozpouštět zhruba v následujícím pořadí: 1. Zn, Cd; 2. Cu, Pb; 3. Cr, Ni. Při posuzování kontaminace těžkými kovy je tak vedle znalosti celkových obsahů kovů nutné znát koncentrace příslušných vodných výluhů a pH-podmínky na dané lokalitě (Kubal 2002).

Kontaminace rostlin těžkými kovy je zejména v oblastech s emisemi metalurgického a hutního průmyslu. Jejich zdroje jsou i vody prosakující elektrárenským popílčkem a důlními výsypkami. Z minerálních hnojiv se na zvýšení kontaminace půdy kadmíem se podílí především fosforečná hnojiva z afrických fosfátů. Zdrojem olova podél automobilových komunikací byla antidetonační úprava benzínu (tetraetyl, tetrametyl olova) (Kincl 2006).

Kovy se v půdě častěji nacházejí v iontové formě nežli ve formě elementární. Často jsou vysráženy na půdních částicích, vytvářejí složité komplexy s organickou půdní hmotou nebo jsou sorpčně vázány na půdní matrici. Mobilita kovu v půdě je závislá na rozpustnosti kovu ve vodě, pevnosti sorpční vazby, redoxpotenciálu zeminy a hodnotě pH. Významnou úlohu hraje přítomnost jílu a organické hmoty v půdě. Zejména oxidací a redukcí se mění rozpustnost kovů a jejich akutní toxicita (Kryštofová 2006).

2.1.3. Nakládání se sedimenty

V zaběhlé praxi se dnes se sedimenty stále nakládá jako s odpadem. Vzhledem k obvykle zvýšeným obsahům sledovaných polutantů je k nim nutné často přistupovat jako k odpadům nebezpečným.

Při ukládání sedimentů na zemědělskou půdu platí dle vyhlášky 257/2009 Sb. pro vybrané rizikové prvky, kromě jiných omezení tyto limity pro jejich obsah v sušině: nikl – 80 mg.kg⁻¹ sušiny, olovo – 100 mg.kg⁻¹ sušiny, zinek – 300 mg.kg⁻¹ sušiny (Vyhláška MZ ČR č. 257/2009 Sb., ze dne 5.8. 2009).

2.1.4. Legislativa

Problematiku sedimentů v našem právním řádu nově, s účinností od 1.9. 2009 řeší Vyhláška o používání sedimentů na zemědělské půdě č. 257/2009 Sb. ze dne 5. srpna 2009.

Vyhláška stanoví podmínky a způsob používání sedimentů na zemědělské půdě, způsob vedení evidence o použití sedimentů, limitní hodnoty rizikových prvků a rizikových látek v sedimentu a v půdě, na kterou má být použit, požadavky na další fyzikálně-chemické a biologické vlastnosti sedimentu a postupy rozboru sedimentů a půdy, včetně metod odběru vzorků.

2.1.5. Toxické prvky

Mezi toxické prvky s největším negativním působením na životní a lidské zdraví lze zařadit kadmium, olovo a rtuť a arzen. Těmto prvkům je dlouhodobě věnována největší pozornost a jejich vliv je nejvíce prostudován a popsán v literatuře. Mezi rizikové prvky řadíme i chrom, měď, nikl a zinek.

Kontaminace zemědělských půd těžkými kovy patří v současné době mezi nejdůležitější ekologické otázky. Zvýšená koncentrace kovových prvků v půdách pochází hlavně z antropogenní činnosti, jako je důlní a hutní průmysl, aplikace kalů, použití minerálních hnojiv a do jisté míry z původního využití olovnatého benzínu (Adriano, 2001).

Ve své práci jsem se detailně zaměřil na nikl, zinek a olovo.

2.1.6. Nikl

Kovový nikl se nachází pouze v železných meteoritech, jinak pouze ve vazbě se sírou, arzenem, antimonem nebo vázaný na kyselinu křemičitou. V přírodě se vyskytuje ve formě sulfidů a křemičitanů. Z minerálů to jsou nikelin, chloanit a millerit. Dále je nikl přítomen v pyrhotinech, magnetových kyzech železa, které jsou spolu s garnieritem nejčastějšími průmyslově zpracovávanými rudami (Bencko et al, 1995).

Přírodním zdrojem niklu v atmosféře jsou aerosoly z mořské hladiny, půdní prachy a sopečný popel. Antropogenním zdrojem je těžba a zpracování niklu a spalování fosilních paliv a odpadu (Integrovaný registr znečišťování 2010).

Do půd se nikl dostává spadem ze spalování fosilních paliv (Bencko et al, 1995).

Dalšími zdroji niklu v životním prostředí jsou baterie, pokovování, slitiny a kosmetické přípravky - šampony, laky na vlasy (Kafka, Punčochářová, 2002).

Nikl může vstupovat do vody přirozeně rozpouštěním minerálu dna nebo může být obsažen v dešťové vodě. Antropogenním zdrojem jsou především odpadní vody z povrchové úpravy kovů a dále odpadní vody z barevné metalurgie. Dalším zdrojem mohou být poniklované části zařízení přicházejících do styku s vodou. Zvýšení koncentrace niklu v půdě může být způsobeno aplikací čistírenských kalů. Významný podíl zaujímají spalovací procesy a rafinerie ropy a plynu.

Dopady na životní prostředí - nikl přítomný v ovzduší se může atmosférickou depozicí dostávat do půdy nebo vody.

Nikl se váže na půdní částice osahující železo a mangan, které se často vyskytují v půdě a sedimentech. Proto se zde vyskytuje většina niklu v prostředí. V přírodní vodě při pH 5 – 9 je dominantní formou výskytu Ni^{2+} . V tomto rozmezí pH se nikl může sorbovat na oxidy železa a manganu nebo tvořit komplexní sloučeniny s anorganickými ligandy. Toxicita niklu pro některé vodní organismy je poměrně vysoká, proto je jeho přípustná koncentrace ve vodárenských tocích limitována přísněji než v pitné vodě. Rostliny přijímají nikl z půdy

převážně kořeny, jsou schopné ho akumulovat. Snížením pH se zvyšuje mobilita niklu a tím i příjem rostlinami (Integrovaný registr znečišťování 2010).

Nejvýznamnějším následkem zpravidla dlouhodobé expozice niklu u člověka je výskyt rakoviny plic, nosních dutin a hrtanu. Nejnebezpečnější jsou jeho sulfidy a oxid. Dále má nikl výrazný podíl na vzniku kožních nemocí (Bencko et al, 1995).

Nikl je při vysokých koncentracích v půdě toxický pro rostliny a je jimi ve srovnání s biomasou půdních bakterií a plísní méně vstřebáván a metabolizován. Z tohoto důvodu má biomasa půdních bakterií a plísní v případě niklu významnější podíl na jeho zapojení do biogenní migrace v prostředí (Bencko et al, 1995).

2.1.7. Zinek

Zinek má relativní atomovou hmotnost 65,4, atomové číslo 27, hustotu 7,13 g.cm⁻³, bod tání 420 °C a bod varu 907 °C. V krystalické podobě je modravě bílým kovem s oxidačním číslem +2. Je to relativně měkký kov (Bencko et al, 1995).

V přírodě je obsažen ve sfaleritu, zinkitu nebo willemitu. Jeho výroba je založena na redukci oxidu zinečnatého při spalování uhlí za teplot 1.100 – 1.300 °C.

Do životního prostředí se zinek uvolňuje zejména při zpracování jeho rud, při galvanizacích, jako součást pigmentů do barev a plastů, keramických lazur, slitin (mosazi, bronzy), při zemědělské výrobě, kouření a jako součást komunálních odpadů (Kafka, Punčochářová, 2002).

Mobilita zinku v půdách závisí zejména na pH prostředí. Za nejběžnější a nejpohyblivější formu zinku v půdách je považován Zn²⁺. Uvolnitelný zinek, pokud není značně kyselé půdní prostředí, se sorbuje hlavně na jílnaté částice, na oxidy Fe, Mn, Al a na organickou hmotu. V kyselém prostředí může být adsorpce Zn²⁺ snížena konkurujícími kationy, což vede ke snadné mobilizaci a vymývání. V alkalickém prostředí je rozpustnost silně ovlivněna i organickými liganty, které mají za následek větší rozpustnost (Beneš, 2004).

Rozdílné obsahy zinku v půdě jsou dány typem mateční horniny, kdy vyšší obsahy byly prokázány u vyvřelých a usazených hornin – oproti metamorfovaným (Beneš et al, 1978).

Zinek je v půdě obsažen v různých formách, jeho celkový obsah je značně rozdílný a závisí zejména na obsahu zinku v mateční hornině a charakteru půdotvorného procesu. V ornících činí 10-300 ppm Zn, a to z převážné části v anorganické vazbě.

Nejdůležitějšími minerály obsahujícími zinek jsou sfalerit, magnetit, amfibol a biotit (Adriano, 2001).

V nevýměnné formě je zinek vázán v mřížce různých minerálů (biotit, augit, amfibol aj.), kde neutralizuje negativní valence neobsazené vodíkem, popř. izomorfně nahrazuje hořčík. Více zinku obsahují horniny bazické než kyselé, neboť v kyselém prostředí jsou sloučeniny rozpustnější.

Kromě uvedených hornin tvoří část nevýměnného zinku také nerozpustné sloučeniny, jako např. Zn_2SiO_4 , $Zn_3(PO_4)_2$ včetně jeho hydratovaných forem, $Zn(OH)_2$, $ZnCO_3$ aj. Uvedené nevýměnné formy zinku včetně organických sloučenin tvoří v půdě převážnou část celkového obsahu Zn. Jeho přijatelnost je velmi nízká. Zvětráváním se uvolňuje iont Zn^{2+} , zvláště v kyselém prostředí. Organické látky jsou schopny vázat zinek do stabilních forem, a proto se hromadí hlavně v humózním horizontu a v rašelině.

Průměrný obsah výměnného zinku v našich půdách činí 0,2-2,0 ppm, z čehož vodorozpustný podíl je pouze 1-10%. Obsah výměnného zinku v půdě závisí na obsahu koloidů, aktivních fosforečných iontů, ale také na hodnotě pH. Vliv půdní reakce na mobilitu zinku v půdě spočívá v jeho amfoterním charakteru. V kyselém prostředí (pH = 4) vytváří zinek vysoce polarizované kationty Zn^{2+} , které se při zvyšování pH sráží ve formě nepatrně rozpustného hydroxidu zinečnatého. Při dalším zvyšování pH vznikají zinečnatany, z nichž bývá nejvíce zastoupen zinečnatan vápenatý, který jsou velmi málo rozpustný. Z tohoto důvodu obsahují kyselé půdy až 10x více výměnného a rozpustného zinku než půdy neutrální a rovněž jeho vertikální pohyb je v takových půdách rychlejší. Nejmenší rozpustnost zinku byla zjištěna při pH 5,5-6,9. V alkalických půdách s vysokým obsahem Na^+ se v důsledku tvorby rozpustnějších zinečnatanů sodných typu $Zn(ONa)_2$ obsah přijatelného zinku opět zvyšuje. Na sorpční komplex může být zinek poután jako Zn^{2+} , $Zn(OH)^+$ nebo $ZnCl^+$.

Nepatrné množství zinku se v půdě nachází ve formě vodorozpustných solí. Nejvíce rozpustný je chlorid zinečnatý - $ZnCl_2 \cdot 11/2 H_2O$, dusičnan zinečnatý - $Zn(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$ a síran zinečnatý - $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ (Anonymus 2009).

Zinek je esenciální prvek nezbytný pro správnou funkci různých enzymů v tělech savců. Vyskytuje se prakticky ve všech rostlinných a živočišných tkáních (Bencko et al, 1995).

Nedostatek zinku vyvolává poruchy v dělení buněk na špičkách kořenů a vegetačních vrcholů a v kambiálních pletivech. Je omezena syntéza proteinů. Je redukován růst rostlin. K rostlinám, které jsou citlivé na nedostatek zinku, patří kukuřice. Při hlubším deficitu má

zakrnělý růst, listy na vegetačním vrcholu jsou stočené, stonek je silný a často puká (Tlustoš et al, 2006).

Vysoký příjem zinku s nízkým příjmem Cu vede k poruchám metabolismu cholesterolu. Toxické mohou být rozpustné soli zinku. Síran zinečnatý ve vyšších koncentracích leptá. Pro člověka je smrtelné požití v dávce 3 – 5 g. Chlorid zinečnatý působí podobně, ale je toxičtější. Po akutní otravě může dojít až k zánětu ledvin a poškození srdečního svalu (Tichý, 2002).

Toxické účinky u člověka byly pozorovány u velmi jemného kovového zinku a oxidu zinečnatého – v hutních provozech. Případné chronické otravy způsobené konzumací větších dávek zinku nebyly dosud popsány (Bencko et al, 1995).

Toxický účinek vysokých koncentrací v rostlinných tkáních se projevuje jen zřídka, a to v oblastech s vysokou kontaminací půdy zinkem (Bencko et al, 1995).

2.1.8. Olovo

Olovo je prvek IV. skupiny periodického systému s relativní atomovou hmotností 207,19, atomovým číslem 82, specifickou hmotností $11,34 \text{ g.cm}^{-3}$, bodem tání $327,5 \text{ }^\circ\text{C}$ a bodem varu $1740 \text{ }^\circ\text{C}$. V krystalické formě je to modrostříbřitě bílý, měkký kov. Možné oxidační stavy jsou 0, +2, +4. Ve většině anorganických sloučenin se olovo vyskytuje ve dvojmocné formě. Anorganické soli olova jsou většinou špatně rozpustné s výjimkou octanu, dusičnanu, chlorečnanu, chloristanu a do určité míry i chloridu. Nejvýznamnější z organických sloučenin olova jsou tetraetylolovo a tetraetylolovo, pro jejich široké použití. Obě organické sloučeniny jsou bezbarvé kapaliny s teplotou varu $110 \text{ }^\circ\text{C}$, respektive $200 \text{ }^\circ\text{C}$ (Bencko et al, 1995).

Průměrná koncentrace olova v horninách i půdě se udává kolem 20 mg.kg^{-1} . Většina hodnot se pohybuje v rozmezí $10 - 130 \text{ mg.kg}^{-1}$ v závislosti na hloubce vrstvy, lokalitě a některých vlastnostech hornin. Kyselé horniny mají obvykle vyšší obsah olova než alkalické. Olovo se vyskytuje v horninách nejčastěji ve spojení se zinkem a mědí (Bencko et al, 1995).

Koncentrace v půdách se přímo odráží v koncentraci olova v podzemních vodách. Povrchové, neznečištěné vody mají obvykle koncentrace nižší než 10 mg.kg^{-1} (O'Brien et al 1980).

V důsledku interakcí těžkých kovů s půdou dochází k jejich akumulaci na povrchu půdy a transport do nižších vrstev se příliš neuskutečňuje, pokud není pufrční schopnost půdy

vyčerpána. Půdy mohou být považovány za médium s konečnou kapacitou pro retenci těžkých kovů (Sims et al, 1986).

Celkový obsah olova v půdním roztoku a v rostlinách je v korelaci s obsahem organické hmoty. To vyjadřuje důležitost kompenzace negativních účinků zvýšených hladin olova organickou hmotou v půdě (Ellis et al, 1985).

Přídavek huminových látek výrazně imobilizoval rozpustné a výměnné formy některých těžkých kovů včetně Pb. Konstanty stability komplexů těchto látek klesaly takto : $Pb > Cu > Cd > Ni > Zn$ (Piccolo).

Olovo se vyznačuje výraznými chalkofilními vlastnostmi, a proto se v přírodních podmínkách vyskytuje zejména v galenitu - PbS. Protože má podobný iontový poloměr jako křemík a draslík, nachází se také v krystalových mřížkách různých draselných nerostů, jako jsou živce a slídy. V půdě se olovo nachází zejména ve formě Pb^{2+} , je však známa i jeho čtyřmocná forma. Tvoří celou řadu různých minerálů, které jsou poměrně špatně rozpustné ve vodě. Nejvíce je zastoupeno v kyselých vyvěřelých horninách ($10-30 \text{ mg.kg}^{-1}$), směrem k ultrabazickým horninám jeho obsah klesá.

V půdě je olovo velmi málo pohyblivé. Je to dáno tím, že soli olova jsou většinou málo rozpustné a kromě toho také proto, že olovo je dobře poutáno jílovými minerály i humusovými látkami. Přesto je upozorňováno na to, že imobilitu olova nelze přeceňovat, protože za přítomnosti chelátů jako transportních systémů může pohyblivost olova překvapivě narůstat.

Olovo se hromadí převážně v humusovém horizontu. Sorpce olova humusem je pevnější než jílovými minerály. Fulvokyseliny mohou naopak olovo chelatizovat a zvyšovat tak jeho pohyblivost v půdě a přijatelnost rostlinami.

Na sloučeniny olova je nejbohatší vrchní padesátimilimetrová vrstva půdy a s přibývajícím hloubkou obsah Pb klesá. Olovo se váže převážně na jílové minerály, oxidy manganu, hydroxidy Fe a Al a organickou hmotu. V některých půdách se může koncentrovat v částicích uhličitanu vápenatého nebo ve fosforečných sloučeninách (Anonymus 2009).

Zvýšený obsah olova v lidském organismu má prokazatelně toxické účinky na krvetvorbu, centrální nervový systém, ledviny, trávicí ústrojí a imunitní systém. Současně má negativní vliv na reprodukční systém – jak matek, tak otců. Olovo je prokazatelně karcinogenní, mutagenní a taratogenní. Chronická otrava olovem se projevuje zpočátku subjektivními příznaky : malátnost, pocit únavy, nechutenství, nespavost, častá zácpa (Bencko et al, 1995).

2.2. Remediacce

Proces odstraňování polutantů z prostředí se nazývá remediacce. Místem, kde se nejčastěji rizikové látky zachycují popřípadě i dále koncentrují, je především půda. Půda svými jedinečnými vlastnostmi je přímo určena poutat kontaminanty dopadající na její povrch z atmosféry, či přicházející rozpuštěné v povrchové vodě. Dnes je cílem nalézt a používat metody, které zeminu očistí, a zároveň půda neztratí svou funkci a vlastnosti a můžeme ji dále využívat (Tlustoš et al., 2004).

Remediacní techniky můžeme rozdělit do dvou skupin, na nepřímé a přímé remediacce. Nepřímé remediacce (ex situ) se zabývají úpravou (sanací) vytěžené půdy a to buď na místě (on situ) nebo speciálními úpravami mimo místo znečištění podle konkrétních podmínek. Přímé remediacce (in situ) se uskutečňují přímo na místě úpravou znečištěné půdy nebo podzemní vody. Při remediaci těžkých kovů můžeme použít tři typy remediacních technik : odstranění polutantů, jejich stabilizaci a přirozené oslabení vlivu polutantů (Dercová et al, 2005).

Konvenční remediacní technologie jsou založené na fyzikálně chemických procesech vedoucích ke stabilizaci polutantů v půdě a lze je rozdělit do těchto základních skupin :

- a) přidavek sorbentů: Přidání organické hmoty ke kontaminované půdě vede k imobilizaci těžkých kovů v půdním roztoku. Organická hmota, vhodná k aplikaci zahrnuje produkty zemědělské činnosti a aktivované uhlí.
- b) přidavek zeolitů : Uplatní se jejich vysoká sorpční schopnost.
- c) precipitace ve formě karbonátů, fosfátů a hydroxidů: Mnoho kovů vytváří nerozpustné sloučeniny s vápníkem a fosforem. Nejčastěji se používá vápno, mletý vápenec a trojitý superfosfát.
- d) precipitace ve formě sulfidů: Těžké kovy se sulfidovými ionty tvorbou nerozpustných sulfidů, které jsou silně nerozpustné i za nízkých hodnot pH.
- e) chelatizace tetrenem : Kovy vytváří s tetrenem (tetraethylenpentamid) stabilní cheláty, které jsou silně sorbovány jíly, a tím imobilizují kovy (Dercová et al, 2005).

2.3. Fytoremediace

Jedním z nových a rychle se rozvíjejících směrů pro dekontaminace znečištěných půd s velkým rozvojovým potenciálem jsou fytoremediace.

Fytoremediací se nazývá využití rostlin při remediaci znečištěné půdy. Fytoremediace byly vyvinuty pro širokou škálu aplikací nejen pro anorganické, ale také pro organické polutanty. Pro remediaci těžkých kovů a radionuklidů se využívá především fytoextrakce a fytostabilizace. V procesu fytoextrakce rostliny extrahují polutanty z půdy svým kořenovým systémem a ukládají je převážně v zelené biomase (jen částečně v kořenech), přičemž celý proces je možné periodicky opakovat až do požadovaného snížení celkového znečištění. Získaná biomasa se následně zpracuje tak, aby došlo ke koncentraci polutantů a to mikrobiálně (kompostováním), tepelně (zpopelněním, nebo spalováním), nebo chemicky (extrakcí) (Dercová et al, 2005).

Fytostabilizace využívá schopnosti rostlin chemicky fixovat, nebo stabilizovat polutanty v půdě. Remediační proces zahrnuje sorpci a srážení, stejně jako vytváření komplexů a redukčně – oxidační procesy. Fytostabilizace je vhodná hlavně pro těžko extrahovatelné polutanty z půdy – například olovo. Fytostabilizace se může kombinovat s fytoextrakcí. Při využití této kombinace dochází v první fázi k fytoextrakci biopřístupných frakcí polutantů a ve druhé fázi k fytostabilizaci ostatních frakcí polutantů v půdě. Pro fytostabilizaci se využívají rostliny s nízkou hladinou akumulace polutantů v biomase (Dercová et al, 2005).

Biologická dostupnost sledovaných prvků se liší od jejich celkové koncentrace v půdě. Pro úspěšnou fytoremediaci je biologická dostupnost sledovaných prvků zásadní (Adriano, 2001).

2.3.1. Fytoextrakce

Je remediační metoda založená na absorpci polutantů kořeny rostliny a jejich následné akumulaci v nadzemní části rostliny. Takto kontaminované rostliny se sklídí. Se sklizenou hmotou musíme zacházet jako s odpadem. Je proto žádoucí snížit její objem a hmotnost – nejlépe vysušením. Následuje likvidace sklizeného materiálu. Nejčastěji spálením, nebo bezpečných uložení na skládku. Po celou dobu je nutné s materiálem nakládat s přihlédnutím k obsahu kontaminantů.

Základním předpokladem pro fungování této metody jsou hyperakumulační schopnosti rostlinného druhu vůči sanovanému kontaminantu. Druhým předpokladem fungování je vysoká odolnost vůči působení toxických látek hromadících se v pletivech rostlin. Třetím předpokladem je tvorba dostatečného množství biomasy. Metoda se v současnosti testuje při sanaci těžkých kovů, polokovů (As, Se), radionuklidů a nekovů (např. B). Současně však není vhodná pro půdy obsahující rizikové organické látky. Zde je reálné nebezpečí metabolizace organických látek na ještě toxičtější formy, nebo jejich uvolňování do ovzduší (Soudek, 2007).

Slibně vypadajícím směrem rozvoje této metody je fytomining. Spočívá ve využívání rostlin pro „těžbu“ prvků a sloučenin z půd s nízkým obsahem rudy.

Základním principem je sázení a pěstování rostlinných hyperakumulátorů. Po sklizni takto naakumulovaných rostlin bude provedeno jejich spálení. Vzniklý popel bude obsahovat vysoký podíl požadovaných prvků, nebo sloučenin.

Tento postup má několik zajímavých předností :

- možnost využití rud a zrudněných půd, které je neekonomické zpracovávat konvenčními metodami,
- vzniklý popel má velmi nízký obsah síry a následná tavba této „bio-rudy“ vyžaduje méně energie než sulfidické rudy,
- obsah kovu v „bio-rudě“ je obvykle mnohem vyšší než v rudě běžné, a proto potřebuje méně skladovacího místa,
- při využití fytominingu není zapotřebí provádět velké přesuny půdního materiálu na rozdíl od současného povrchového dolování méně kvalitních rud. Technologie je tak, jak ekonomická, tak ekologická (Soudek, 2007).

2.3.2. Příjem těžkých kovů rostlinami

K růstu a dokončení životního cyklu potřebují rostliny nejen makronutrienty (N, P, K, S, Ca a Mg), ale také esenciální mikronutrienty jako Fe, Zn, Mn, Ni, Cu a Mo. Rostliny vyvinuly vysoce specifický mechanismus příjmu, translokace a ukládání těchto nutrientů. Navíc citlivé mechanismy udržují intracelulární koncentrace iontů kovů uvnitř fyziologického rozmezí. Obecně lze říci, že mechanismus příjmu je selektivní, rostliny upřednostňují příjem některých iontů před jinými. Mnoho těžkých kovů jako například Zn, Mn, Ni a Cu jsou esenciální mikronutrienty. Rostliny neakumulují pouze vysoké hladiny esenciálních

mikronutrientů, ale také absorbují významná množství neesenciálních kovů jako například Cd (Lasat, 2000).

Současně je přechod Pb podmíněn acidnější pH půdy, při které dochází ke zvýšení rozpustnosti sloučenin olova, čímž je umožněn přenos olova půdním roztokem do pletiv rostlin (Cibulka, 1991).

Pro průběh fytoextrakce musí být kontaminující látky pro kořeny rostlin biologicky přístupné formě. Některé kovy, například Zn a Cd se vyskytují především ve vyměnitelné, biologicky přístupné formě. Jiné, jako například Pb se v půdě vyskytují ve formě sraženin, tedy ve formě podstatně méně biologicky přístupné (Lasat 2000).

2.3.3. Molekulární mechanismus příjmu toxických kovů

Akumulace kovů rostlinami předpokládá přítomnost propracovaného molekulárního mechanismu. (a) Ionty jsou mobilizovány pomocí sekrece chelatonů a okyselením rhizosféry. (b) Příjem hydratovaných iontů kovů nebo kov-chelát komplexů je zprostředkován řadou transportních systémů v plasmatické membráně. V buňkách jsou kovy chelátovány a přebytečný kov je detoxifikován transportem do vakuoly. (c) Z kořenů jsou přechodné kovy transportovány do nadzemních částí rostlin xylémem. Pravděpodobně největší část kovů se dostane do xylému přes kořenový symplast. Apoplastický průchod může nastat v kořenové špičce. V xylému se kovy vyskytují jako hydratované ionty nebo kov-chelát komplexy. (d) Po dosažení apoplastu v listech jsou kovy různě zachyceny různými typy listových buněk a přesunuty z buňky do buňky přes plasmodesmu. Jsou přednostně ukládány v trichomech. (e) Příjem do listových buněk je opět umožňován různými transportéry. Vnitrobuněčná distribuce esenciálních přechodných kovů je zprostředkována specifickými metalochaperony a transportéry lokalizovanými v endomembránách (Clemens et al., 2002).

Pro zvýšení ochrany proti toxickým těžkým kovům musely rostlinné buňky vyvinout mechanismy pomocí nichž jsou ionty kovů, které se dostanou do cytosolu buňky ihned kompletovány a inaktivovány. Sloučeniny, které se účastní kompletace kovů zahrnují organické kyseliny, volné aminokyseliny, glutathion, fytochelatiny, metalothioneiny, metalochaperony a „heat shock“ proteiny. Metalothioneiny jsou polypeptidy bohaté na cystein, které jsou kódovány skupinou genů. Na druhou stranu fytochelatiny jsou skupinou enzymaticky syntetizovaných peptidů bohatých na cystein (Eapen a D'Souza, 2005, Hall, 2002).

Detoxikace obecně zahrnuje konjugaci následovanou aktivním uložením ve vakuole a apoplastu, kde je polutant nejméně nebezpečný. Rostliny mohou uvolnit sloučeniny ze svých kořenů a tím zvýšit rozpustnost polutantů a jeho příjem rostlinou. Uvnitř rostlinných tkání hrají tyto chelatony roli v toleranci, uložení a transportu anorganických a organických látek. Chelatované kovy mohou být v kořenech uloženy ve vakuole nebo mohou být exportovány do nadzemních částí xylémem. Jak bylo řešeno výše mohou být organické látky konjugovány a uloženy a nebo enzymaticky degradovány (dle Pilon-Smits, 2005).

Zinek se vyskytuje v rostlinách jako volný ion, nebo v komplexu s různými nízkomolekulárními sloučeninami, metalloproteiny v nerozpustné formě zabudovaný do buněčných stěn. Během transportu xylemem je poután do organických kyselin, nebo zůstává jako volný kationt. Ve floemu je koncentrace tohoto prvku značně vysoká a zinek vytváří komplexy s organickými nízkomolekulárními sloučeninami (Kochian, 1991).

2.3.4. Výhody fytořemediace

Jednou z největších výhod fytořemediací je množství kontaminovaného materiálu, který je možno likvidovat v porovnání s klasickým vytěžením kontaminované půdy. Dalšími výhodami těchto metod jsou :

- aplikace in situ (není potřeba transportovat kontaminovanou půdu)
- pasivní metoda (pro čištění není potřeba lidského personálu, kromě setí a některých agronomických technik)
- využívá solární energii (pro fotosyntézu, která je zdrojem energie pro všechny biochemické procesy v zelených rostlinách)
- transfer kontaminantů je rychlejší než přírodní atenuace
- vysoce akceptovatelné veřejným míněním (lidé mají mnohem více rádi zelenou přírodu než měsíční krajinu)
- snížení plynných a vodních emisí (například snížení prašnosti)
- půda zůstává na místě a je možné ji využít k jinému účelu (například pěstování energetických a technických plodin)
- slučitelné a „klasickými“ dekontaminačními technologiemi - například fytořemediace jako konečná metoda pro dočištění na požadovanou úroveň (Alkorta et al., 2004).

2.3.5. Nevýhody fytořemediace

Na druhou stranu mají tyto metody samozřejmě také mnoho nevýhod nebo omezení :

- nízká tolerance rostlin vůči polutantům (mnoho sloučenin je toxických ve vysokých koncentracích, přestože jsou rostliny mnohem více rezistentní než zvířata či člověk)
- obvykle nízký transport kontaminantů z kořenů do nadzemních částí (důležité protože jsme obvykle schopni sklídit pouze nadzemní část rostlin)
- nízká produkce biomasy u rostlin schopných řemediace (kontaminanty redukuje růst rostlin a hyperakumulátory jsou obvykle rostliny s nízkou produkcí biomasy)
- chybí cena a prováděcí údaje (potřeba kalkulace ceny)
- neobeznámenost s technologií u dozorčích orgánů (lidé a speciálně úředníci mají skepsi vůči novým neznámým metodám)
- ukládání kontaminovaného rostlinného materiálu (potřeba speciálních skládek a nebo řízené spalování)
- nebezpečí kontaminace potravního řetězce (kontaminované rostliny mohou být spásány živočichy)
- kontaminace musí být v dosahu kořenové zóny (kontaminace může být rozšířena mimo tenkou vrstvu půdy ve které koření většina rostlin)
- dlouhodobý proces (až desítky let)
- kontaminant je v biologicky nedostupné formě (například hydrofobní organické sloučeniny, nerozpustné anorganické sloučeniny)
- chybí rostlinné druhy vhodné pro řemediaci - mnoho hyperakumulátorů roste v subtropickém pásmu (Lasat, 2000).

2.3.6. Zvýšení účinnosti fytořemediace

Fytořemediace je v podstatě agronomický postup a její úspěch závisí na agronomických znalostech aplikovaných na plochu. Díky tomuto faktu jsou hnojení půdy, zvyšování biodostupnosti pomocí syntetických chelátorů, selekce rostlin, hustota rostlin při výsevu či výsadbě, střídání plodin a podpora plodin (hubení škůdců a zavlažování) schopny zlepšit účinnost fytořemediací. Výzkum je potřebný pro identifikaci fytořemediuujících druhů schopných udržet stálou rychlost extrakce kovu. Mnoho informací je také potřebných pro optimalizaci doby sklizně. Rostliny by měly být sklizeny v době, kdy se snižuje rychlost

akumulace kovu rostlinou. To by mohlo minimalizovat dobu každého vegetačního cyklu a umožnit sklízet mnohem více biomasy v jedné sezóně (Lasat, 2000).

Transgenní rostliny mohou být novou a moderní cestou jak zvýšit účinnost fytořemediací. Mnoho genů se účastní příjmu kovů, translokace, ukládání a transferu. To může vést k rozvoji transgenních rostlin v závislosti na strategii, pro kterou budou zkonstruovány. Například pro akumulaci vysokých koncentrací kovů ve sklíditelných částech (Eapen a D'Souza, 2005).

Jednou z možností jak připravit rostliny s potřebnými vlastnostmi je somatická hybridizace (Eapen a D'Souza, 2005).

Somatická buněčná hybridizace mezi rostlinami s vysokou produkcí biomasy a hyperakumulátory s nízkou produkcí biomasy proto může pomoci vyvinout hybridy s vysokou produkcí biomasy a hyperakumulační kapacitou (Gleba et al, 1999).

Remediační kapacita rostlin může být významně zlepšena technologiemi genetické manipulace a transformace rostlin.

Vzhledem k nízkému výnosu nadzemní biomasy není pro využití k akumulaci a odstranění rizikových prvků z životního prostředí vhodná většina takzvaných hyperakumulátorů – rostlin s vysokou schopností kumulovat tyto prvky. Proto je uplatňována snaha genetickými modifikacemi získat rostliny s vysokou kumulací rizikových prvků a zároveň a vysokým výnosem nadzemní biomasy. Zvýšení výnosu nadzemní biomasy pomocí genetické modifikace je náročné, protože tvorba biomasy je řízena polygenně. Z tohoto důvodu jsou genetické manipulace zaměřeny na tvorbu rostlin se zvýšenou tolerancí nebo se zvýšenou schopností kumulovat či transportovat vybrané rizikové prvky nebo organické polutanty (Pavlíková et al, 2004).

V současné době jsou známy transgenní rostliny - Huseníček Rolní (*Arabidopsis thaliana*) schopné přeměňovat dvojmocnou rtuť na méně toxickou Hg⁰ (Pavlíková et al, 2004).

Obdobně byl vytvořen geneticky modifikovaný Tabák (*Nicotiana tabacum*) se zvýšenou schopností vázat Cd, Zn, a Ni (Pavlíková et al, 2004).

2.4. Vrby a topoly

2.4.1. axonometrie vrb a topolů

Vrby a topoly řadíme z hlediska taxonomie do :

- Nadříše - Eukaryota
- Říše - Rostliny (*Plantae*)
- Podříše - Vyšší rostliny (*Cormobionta*)
- Oddělení - Krytosemenné rostliny (*Magnoliophyta*)
- Třída - Dvouděložné (*Magnoliatae*)
- Řád - Vrbokvěté (*Salicales*)
- Čeleď - Vrbovité (*Salicaceae*)
 - Vrba (*Salix*)
 - Topol (*Populus*)

2.4.2. Vrby

Vrby se vyznačují velikou proměnlivostí tvarů a vzrůstu, od drobných keříků přes keře po mohutné stromy. Jsou to dvoudomé rostliny s opadavými listy. Rod je druhově velmi početný. Jen v Česku je v literatuře popsáno 25 druhů (včetně introdukovaných) a velkého množství kříženců. Celkově se na světě počet druhů tohoto rodu odhaduje na 300 až 600, přičemž jsou původní na všech kontinentech s výjimkou Austrálie a Nového Zélandu (Hejný, 1990).

Vrby patří mezi dvoudomé rostliny. Listy jsou střídavé, jednoduché, celokrajné nebo pilovité, většinou řapíkaté. Květenství mají vzpřímené, ojedinele ohnuté jehnědy. Květy jsou jednopohlavné, v paždí celokrajných listenů. Plodem je tobolka, která se otevírá 2 chlopněmi se 2 až 32 semeny (Koblížek, 2000).

Z ekologického hlediska jsou vrby dřevinami nenáročnými a snášejí poměrně dobře různé půdní prostředí. Jsou značně přizpůsobivé změnám vodního režimu, některé snadno překonávají i dlouhodobé záplavy. Svými nároky na světlo se vrby řadí mezi dřeviny s maximálními požadavky na sluneční záření. Světломilnost je charakteristická pro všechny druhy vrb, jen několik z nich snese mírné boční zastoupení (Šimíček, 1992).

2.4.3. Topoly

Topoly jsou středně velké až velké stromy s tlustými, plnodřevními kmeny, s většinou objemnými korunami se silnými větvemi. Jsou to dvoudomé, opadavé stromy (Amann, 1997).

Topoly jsou rozšířeny po celém subtropickém a mírném pásmu severní polokoule. Je známo asi 40 – 110 druhů. V České republice jsou domácí jen tři druhy a jeden kříženec - topol osika, topol černý, topol bílý a topol šedý (Hejný, 1990).

Topoly jsou převážně světlo milné dřeviny. Daří se jim v živných, hlubokých, vlhkých půdách (Koblížek, 2000).

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

2.4.4. Využití vrb a topolů k fytoextrakci polutantů z kontaminovaných půd

Vrby vykazují vysokou akumulaci schopnost Cd a Zn, včetně jejich transportu do nadzemní biomasy. Tato vlastnost však nebyla potvrzena pro As a Pb, neboť tyto prvky jsou blokovány v kořenech a nejsou do nadzemní biomasy dále transportovány. To je většinou dáno tím, že Zn a Cd jsou snadněji v půdě rozpustné nebo uvolnitelné. Olovo se v půdě zpravidla nachází v nerozpustných sloučeninách jako jsou fosfáty, karbonáty, hydroxy – oxidy, nebo je pevně vázáno na organickou hmotu, tedy v rostlinám nepřístupných formách. Příjem a odběr Pb je možné výrazně zvýšit aplikací chelatačních činidel do půdy, přesto však roční výtěžnost Pb z půdy sklizní vrb zůstává hluboko pod 1% (Vysloužilová et al., 2003 a).

Účinnost a délka fytoextrakce pomocí vrb je závislá na výchozí úrovni kontaminace půdy, přístupnosti těžkých kovů rostlinám, akumulaci rizikových prvků v nadzemní biomase a na výnosu biomasy (Vysloužilová et al., 2003 a).

Mezi jednotlivými klony vrb (a použitými zeminami) byly nalezeny významné rozdíly v akumulaci Cd a Zn. Cd a Zn byly transportovány z kořenů do nadzemních pletiv a všechny testované klony potvrdily jejich vyšší akumulaci v listech než ve větvích. Nejvyšší podíl Cd a Zn odebraných listy byl nalezen u vrb pěstovaných na nejvíce kontaminované půdě (až 83% Cd a 71% Zn z celkového odběru). Proto je nezbytná sklizeň vrb pěstovaných pro fyto-remediační účely včetně listů. Ačkoliv extrémně vysoká kontaminace fluvizemně Litavka významně snížila produkci biomasy, bylo vrbami pěstovanými na této půdě odebráno nejvíce Zn díky extrémně vysoké akumulaci Zn (max. 5061 ppm v listech). Klony vykazovaly odlišnou schopnost odebírat Cd a Zn v závislosti na půdním typu a úrovni kontaminace. Remediační faktory pro Zn na silně kontaminované půdě byly stanoveny pod 1%. Vrby se však ukázaly

jako vhodné fytoextraktory středně kontaminované půdy, kde bylo po dvou letech odebráno sklizenou biomasou okolo 20% Cd a 4% Zn z jejich celkového obsahu v půdě (Vysloužilová et al., 2003, b).

Průměrný roční výnos dřevní hmoty u čtyř sledovaných genotypů rychle rostoucích keřových vrb byl během 1 až 4-letých sklizňových cyklech 16,79t/ha/rok. Nejvyšší výnos byl zaznamenán u *Salix viminalis* x *S. viminalis lanceolata* (22,89 t/ha/rok). U genotypů *Salix viminalis* x *S. viminalis lanceolata*, *Salix viminalis* var. *gigantea* a *Salix viminalis* var. *regalis* se výnos s prodloužením sklizňového cyklu z jednoho na čtyři roky zvyšoval, zatímco opačný proces byl zaznamenán u genotypu *Salix triadra* (Szcukowski et al., 2005).

Při sledování akumulace As, Cd, Pb a Zn v nadzemní biomase sedmi klonů *Salix* spp. (*S. x smithiana* S-218, *S. x smithiana* S-150, *S. x viminalis* S-519, *S. alba* s-464, *S. alba Pyramidalis* s-141, *S. dasyclados* S-406, *S. x rubens* S-391) byly zjištěny výrazné rozdíly u jednotlivých klonů a u různých užitých přísadků sledovaných prvků do půdy. Zvýšený obsah Zn v půdě vyvolal výrazné snížení produkce nadzemní biomasy u všech sledovaných klonů způsobený jeho fyto toxicitou. Redukce výnosu snížila odběr rostlinám přístupných forem sledovaných prvků biomasou (Vysloužilová et al., 2003 c).

V nadzemní části *Salix dasyclados* Bylo zjištěno 5,67 mg.kg⁻¹ olova a 900 mg.kg⁻¹ zinku. Současně bylo v nadzemní části *Populus nigra* L zjištěno 14,4 mg.kg⁻¹ olova a 502 mg.kg⁻¹ zinku (Fischerová et al, 2004).

Účinnost fytoextrakce prostřednictvím topolů – konkrétně klonů *Populus nigra* L. a *Populus maximowiczii* Henry byla hodnocena během dvouletého pokusu na půdách z oblasti Příbrami, která byly zasaženy hornickou a hutnickou činností. Součástí pokusu bylo zvýšení mobility těžkých kovů v půdách působením mobilizující látky EDTA (etylendiamintetraoctová kyselina) a NH₄Cl.

Zvýšený příjem kovů po aplikaci mobilizujících látek byl provázen nižším výnosem biomasy rostlin Topolu a zjištěná účinnost extrakce sledovaných látek byla po dvou letech srovnatelná s rostlinami neošetřenými EDTA.

Vyšší účinnost fytoextrakce byla zjištěna u Cd a Zn ve srovnání s Pb a Cu. Dle zjištěných výsledků nejsou Topoly vhodné pro chemicky podpořenou fytoextrakci kovů z kontaminovaných zemědělských půd (Komárek et al., 2007).

U topolů (*Populus alba* L) vysazených na deponii říčního sedimentu byla zjištěna vysoká tvorba biomasy a uspokojivá míra přežití – 60-90%. Současně byla zjištěna u listů koncentrace zinku na úrovni 465 mg.kg⁻¹. Vzhledem ke každoročnímu opadu listů není možná

vhodné využití topolu k fytostabilizaci – kontaminace se může prostřednictvím biomasy dostávat do ekosystému. Navzdory zvýšené koncentraci těžkých kovů není možné využít efektivně topoly k fytoextrakci – odebrané množství kontaminantu je nízké a doba potřebná k dosažení ekonomicky přijatelných výsledků je příliš dlouhá (Mertens 2004).

3. MATERIÁL A METODY

3.1. Popis lokality

Místem pokusu byla deponie sedimentu z toku Slatinka v povodí řeky Labe v katastru obce Slatina u Vysokého Mýta. Na deponii byla při čišťení toku umístěna souvislá vrstva sedimentů, která měla po slehnutí průměrnou tloušťku 20 cm. Sediment byl na místě uložen 8 měsíců před výsadbou.

V místě prováděného pokusu byly v letech 2004, 2007 a 2008 prováděny Státní vodohospodářskou správou rozборы sedimentů drobných vodních toků. U sledovaných prvků byly v jednotlivých letech zjištěny tyto obsahy :

Tabulka č. 1.

Obsah rizikových prvků v sedimentu (mg.kg^{-1})

Lokalita a období / prvek	Obsah prvku v mg.kg^{-1} sušiny		
	Pb	Ni	Zn
Slatinka 04	9,0	12,4	286
Slatinka 07	34,6	54,9	276
Slatinka 08	23,1	13,3	683
Průměrný obsah	22,2	26,9	415

Pro potřebné výpočty byly odebrány vzorky půdy z pokusné plochy za účelem zjištění objemové hmotnosti sedimentu. Vzorky byly odebrány Kopeckého válečkem, dne 15.9. 2009 mezi 8 a 9 hodinou. Půda byla v době odběru vlhká, teplota vzduchu 16 °C, zataženo. Pro zjištění objemové hmotnosti sedimentu byly vzorky po zvážení následně vysušeny na konstantní hmotnost při 105 °C, po dobu 24 hodin. Zjištěné a průměrné hodnoty objemové hmotnosti jsou uvedeny v tabulce č. 2.

Tabulka č.2 :

Objemové hmotnosti sedimentu - 100 cm³ (g)

Číslo vzorku	Odebraný vzorek - hmotnost 100 cm ³ (g)	Vysušený vzorek - hmotnost 100 cm ³ (g)	poznámka
vzorek č. 1	184	125	
vzorek č. 2	183	123	
vzorek č. 3	179	126	
vzorek č. 4	175	130	
vzorek č. 5	135	76	vyřazen chyba
vzorek č. 6	180	123	
vzorek č. 7	179	127	
suma	1080	754	
Průměrná hodnota :	180	126	

Pro uložení sedimentů na zemědělskou půdu platí od 1.9. 2009 Vyhláška Ministerstva zemědělství č. 257/2009 Sb. Pro obsahy sledovaných prvků určuje tyto hodnoty :

- nikl - 80 mg.kg⁻¹ sušiny,
- olovo - 100 mg.kg⁻¹ sušiny,
- zinek - 300 mg.kg⁻¹ sušiny,

Přípustné hodnoty obsahu prvků v sedimentu překračuje pouze zinek, a to vlivem hodnoty z posledního odběru v roce 2008, kdy přípustnou hodnotu obsahu překročil více než dvojnásobně.

Pro obsahy vybraných prvků v zemědělské půdě platí limity určené vyhláškou Ministerstva zemědělství č. 257/2009 obsah pro sledované prvky v běžných půdách :

- nikl - 50 mg.kg⁻¹ sušiny,
- olovo - 60 mg.kg⁻¹ sušiny,
- zinek - 120 mg.kg⁻¹ sušiny,

Tyto limity v zkoumaném sedimentu překračuje pouze zinek, a to více než trojnásobně (346 %). Nikl dosahuje 54% přípustného množství a olovo pouze 37%.

3.2. Popis výsadby

Do vrstvy sedimentu byly vysázeny klony vrb a topolů – konkrétně *Salix Tordis SW 960299*, *Salix smithiana S-218*, *Populus nigra J105/P – Jap 104*049* a *Populus nigra Wolterson*.

Pro zjednodušení jsou jednotlivé klony sledovaných rostlin v dalším textu a tabulkách označovány :

Salix 1 – *Salix Tordis SW 960299*

Salix 2 – *Salix smithiana S-218*

Populus 1 – *Populus nigra J105/P – Jap 104*049*

Populus 2 – *Populus nigra Wolterson*

Výsadba byla provedena v pravidelných skupinách, kdy od každého klonu byly vytvořeny vždy 3 políčka o velikosti 60 x 60 cm. Každé políčko obsahovalo 16 řízků délky 8 – 12 cm o síle v rozmezí 1 – 2 cm. Celá výsadba tak tvořila 12 políček. Cílem bylo umístit rostliny od jednoho klonu co nejdále od sebe – viz příloha č. 1 : Schéma výsadby.

Výsadba byla provedena dne 20.5. 2008. Následně byly rostliny v období 05 – 08/2008 dle potřeby nepravidelně zavlažovány.

Odběr prvních vzorků byl proveden v první dekádě října 2008, kdy bylo s přihlédnutím k počtu aktuálně prospívajících rostlin sklizeno z každého políčka 1-3 kusy rostlin.

V první dekádě května 2009 byla jednotlivá políčka dosázena novými řízků shodných klonů na minimální počet 12 kusů rostlin na každém jednotlivém políčku.

Druhý odběr vzorků byl proveden v první dekádě října 2009, kdy bylo sklizeno z jedenácti políček po 3 kusech a z jednoho 2 kusy rostlin.

3.3. Analýza vzorků

Sklizené rostliny byly zbaveny mechanicky nečistot, krátce omyty, rozděleny na jednotlivé části – list, letorost, dřevo a kořen a poté vysušeny. Po vysušení byly vzorky z jednotlivých políček namlety a homogenizovány.

Z každého vzorku byl navážen 1 g vzorku do křemenných nádobek. Každý vzorek byl navážen ve dvou opakováních. Každý desátý provedený vzorek byl „slepý“ – pro odhalení případné sekundární kontaminace.

Pro stanovení obsahů sledovaných prvků byl proveden rozklad na suché cestě v přístroji Apion (CZ). Rozklad probíhal v uzavřeném prostředí za zvýšeného tlaku v proudu superoxidačních plynů ($O_2 + O_3 + NO_x$) po dobu 14-ti hodin při teplotě 400°C. Vzniklý popel byl po vychladnutí rozpuštěn v 1,5% HNO_3 a kvantitativně převeden do kalibračních zkumavek. Následně byly zkumavky doplněny 1,5% HNO_3 do objemu 25 ml a uzavřeny voskovou folií Parafilm.

Celkové obsahy prvků ve vzorcích byly stanoveny metodou atomové absorpční spektrometrie pomocí atomového absorpčního spektrometru Varian 280Z v laboratořích KAVR FAPPZ ČZU Praha.

4. VÝSLEDKY

4.1. Výnosy

Výnos biomasy jednotlivých klonů v letech 2008 a 2009 se výrazně liší. Tabulka č. 3 uvádí zjištěné množství sušiny u sledovaných klonů u jednotlivých částí sklizených rostlin v letech 2008 a 2009.

Tabulka č. 3a

Množství sušiny – část rostliny – list (g)

Klon	rok	lokality			průměr	směrodatná odchylka
		1	2	3		
		hmotnost (g)	hmotnost (g)	hmotnost (g)	hmotnost (g)	hmotnost (g)
Salix 1	2008	3,7	5,5	4,2	4,467	0,759
Salix 1	2009	39,8	28,4	17,9	28,700	8,943
Salix 2	2008	3,9	4,0	4,6	4,167	0,309
Salix 2	2009	42,8	32,9	128,3	68,000	42,830
Populus 1	2008	6,3	11,0	7,2	8,167	2,037
Populus 1	2009	9,4	49,4	52,0	36,933	19,498
Populus 2	2008	10,7	2,0	2,3	5,000	4,032
Populus 2	2009	15,6	19,5	6,9	14,000	5,267

Tabulka č. 3b

Množství sušiny – část rostliny – letorost (g)

Klon	rok	lokalita			průměr	směrodatná odchylka
		1	2	3		
		hmotnost (g)	hmotnost (g)	hmotnost (g)	hmotnost (g)	hmotnost (g)
Salix 1	2008	9,9	12,7	9,4	10,667	1,452
Salix 1	2009	122,2	78,3	69,4	89,967	23,080
Salix 2	2008	12,2	10,5	5,6	9,433	2,798
Salix 2	2009	68,3	67,8	281,8	139,300	100,763
Populus 1	2008	2,7	6,3	5,5	4,833	1,543
Populus 1	2009	7,0	39,9	59,2	35,367	21,550
Populus 2	2008	13,3	2,1	2,8	6,067	5,123
Populus 2	2009	17,4	26,7	11,8	18,633	6,145

Tabulka č. 3c

Množství sušiny – část rostliny – dřevo (g)

Klon	rok	lokalita			průměr	směrodatná odchylka
		1	2	3		
		hmotnost (g)	hmotnost (g)	hmotnost (g)	hmotnost (g)	hmotnost (g)
Salix 1	2008	43,6	42,4	41,2	42,400	0,980
Salix 1	2009	57,9	51,3	42,5	50,567	6,308
Salix 2	2008	54,7	83,6	48,6	62,300	15,266
Salix 2	2009	39,0	70,1	100,7	69,933	25,189
Populus 1	2008	38,3	101,7	20,2	53,400	34,943
Populus 1	2009	57,7	106,6	61,0	75,100	22,315
Populus 2	2008	96,6	65,6	39,1	67,100	23,498
Populus 2	2009	79,7	79,9	77,8	79,133	0,946

Tabulka č. 3d

Množství sušiny – část rostliny – kořen (g)

Klon	rok	lokalita			průměr	směrodatná odchylka
		1	2	3		
		hmotnost (g)	hmotnost (g)	hmotnost (g)	hmotnost (g)	hmotnost (g)
Salix 1	2008	4,7	16,8	9,1	10,200	5,001
Salix 1	2009	22,1	17,0	15,6	18,233	2,793
Salix 2	2008	26,9	6,8	8,3	14,000	9,142
Salix 2	2009	10,1	15,0	41,8	22,300	13,933
Populus 1	2008	1,9	1,9	1,9	1,900	0,000
Populus 1	2009	57,7	106,7	61,0	75,133	22,362
Populus 2	2008	1,8	1,8	1,8	1,800	0,000
Populus 2	2009	61,3	102,5	65,1	76,300	18,591

Všechny klony vyprodukovaly ve druhém vegetačním období větší množství biomasy, než v období prvním. Nejvyšší meziroční nárůst biomasy byl zaznamenán u kořenů, zejména u kořenů topolů, kde nárůst činil 3 854% u *Populus nigra* J105/P – Jap 104*049 a 4 139% u

Populus nigra Woltersson. Nejmenší přírůstek biomasy byl zjištěn u dřeva jednotlivých rostlin – v relativně úzkém rozpětí 12 – 41%.

Při porovnání výnosů jednotlivých pokusných políček byly v rámci konkrétních klonů v jednotlivých letech nejvyšší rozdíly u vrby *Salix smithiana* S-218, kde u letorostů činí výnos biomasy na jednotlivých políčkách ve druhém vegetačním období obdobných 67,8 mg.kg⁻¹, 68,3 mg.kg⁻¹ a výrazně vyšších 281,8 mg.kg⁻¹. Na stejném políčku dosáhla *Salix smithiana* S-218 výrazně vyšších výnosů i u ostatních částí rostliny.

Celkově vyšších výnosů biomasy u listů a letorostů dosáhly vrby v pořadí *Salix Tordis* SW 960299 < *Salix smithiana* S-218. Při porovnání biomasy dřeva a kořenů byla vyšší produkce zaznamenána u topolů, přičemž produkce u *Populus nigra* Woltersson byla jen nepatrně vyšší u obou částí než u *Populus nigra* J105/P – Jap 104*04.

Nejvyšší životaschopnost za daných podmínek prokázaly klony *Salix Tordis* SW 960299, kde z vysazených rostlin přežilo 92,57 %. Srovnatelně vysoké procento – 83,67% přežilo i klonů druhé vrby - *Salix smithiana* S-218. Výrazně méně rostlin (75%) přežilo v případě *Populus nigra* J105/P – Jap 104*049, a vůbec nejméně životaschopných rostlin bylo u druhého sledovaného topolu - *Populus nigra* Woltersson, kde přežilo pouze 53,33 % jedinců.

4.2. Obsah prvků v sušině

Zjištěný obsah olova v sušině u jednotlivých částí rostlin zjištěný ze sklizně v jednotlivých letech je uvedený v tabulce č.4.

Tabulka č. 4a

Obsah olova v sušině – list (mg.kg⁻¹)

Klon	rok	Lokalita			průměr	směrodatná odchylka
		1	2	3		
		mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹
Salix 1	2008	0,397	0,690	0,569	0,552	0,120
Salix 1	2009	1,610	3,200	2,080	2,297	0,667
Salix 2	2008	0,822	0,627	0,927	0,792	0,124
Salix 2	2009	0,935	1,120	0,591	0,882	0,219
Populus 1	2008	0,455	0,453	0,267	0,392	0,088
Populus 1	2009	1,007	1,935	0,604	1,182	0,557
Populus 2	2008	0,315	0,164	0,297	0,259	0,067
Populus 2	2009	0,877	0,802	0,913	0,864	0,046

Tabulka č. 4b

Obsah olova v sušině – letorost (mg.kg^{-1})

Klon	rok	Lokalita			průměr mg.kg^{-1}	směrodatná odchylka mg.kg^{-1}
		1	2	3		
		mg.kg^{-1}	mg.kg^{-1}	mg.kg^{-1}		
Salix 1	2008	0,040	0,082	0,098	0,073	0,024
Salix 1	2009	0,279	0,538	0,167	0,328	0,155
Salix 2	2008	0,145	0,189	0,202	0,179	0,024
Salix 2	2009	0,205	0,318	0,248	0,257	0,047
Populus 1	2008	0,140	0,211	0,148	0,166	0,032
Populus 1	2009	0,327	0,403	0,156	0,295	0,103
Populus 2	2008	0,084	0,184	0,135	0,134	0,041
Populus 2	2009	0,238	0,237	0,100	0,192	0,065

Tabulka č. 4c

Obsah olova v sušině – dřevo (mg.kg^{-1})

Klon	rok	Lokalita			průměr mg.kg^{-1}	směrodatná odchylka mg.kg^{-1}
		1	2	3		
		mg.kg^{-1}	mg.kg^{-1}	mg.kg^{-1}		
Salix 1	2008	0,031	0,076	0,095	0,067	0,027
Salix 1	2009	0,210	0,347	0,289	0,282	0,056
Salix 2	2008	0,091	0,023	0,025	0,046	0,032
Salix 2	2009	0,316	0,300	0,132	0,249	0,083
Populus 1	2008	0,112	0,056	0,101	0,090	0,024
Populus 1	2009	0,109	0,489	0,201	0,266	0,162
Populus 2	2008	0,067	0,042	0,057	0,055	0,010
Populus 2	2009	0,251	0,359	0,351	0,320	0,049

Tabulka č. 4d

Obsah olova v sušině – kořen (mg.kg^{-1})

Klon	rok	Lokalita			průměr mg.kg^{-1}	směrodatná odchylka mg.kg^{-1}
		1	2	3		
		mg.kg^{-1}	mg.kg^{-1}	mg.kg^{-1}		
Salix 1	2008	0,830	2,810	3,095	2,245	1,007
Salix 1	2009	0,599	1,245	1,405	1,083	0,348
Salix 2	2008	5,220	1,365	2,330	2,972	1,638
Salix 2	2009	1,225	0,916	0,777	0,973	0,187
Populus 1	2008	1,490	1,490	1,490	1,490	0,000
Populus 1	2009	0,882	1,930	0,782	1,198	0,519
Populus 2	2008	1,830	1,830	1,830	1,830	0,000
Populus 2	2009	1,960	0,514	0,689	1,054	0,644

Obsah olova v sušině se u jednotlivých klonů u listů, letorostů a dřeva ve druhém vegetačním období zvyšuje. Naopak u kořenů rostlin byl ve druhém roce zjištěn pokles obsahu olova u všech sledovaných klonů.

Z důvodu velmi nízkého výnosu biomasy u kořenů obou klonů topolů nebylo v prvním vegetačním období možné provést jejich analýzy samostatně pro jednotlivá políčka.

Nejvyšší obsahy olova byly zjištěny v prvním roce u kořenů vrb - 2,973 mg.kg⁻¹ u *Salix smithiana S-218*, respektive 2,245 mg.kg⁻¹ u *Salix Tordis SW 960299*.

U obsahů olova v listech, letorostech a dřevu dosahuje ve druhém vegetačním období nejvyšších hodnot *Salix Tordis SW 960299*. Přičemž u tohoto klonu byly zaznamenány největší rozdíly mezi obsahy na jednotlivých políčkách.

Zjištěný obsah zinku v sušině u jednotlivých částí rostlin ze sklizně v jednotlivých letech je uvedený v tabulce č.5.

Tabulka č. 5a

Obsah zinku v sušině – list (mg.kg⁻¹)

Klon	rok	lokalita			průměr	směrodatná odchylka
		1	2	3		
		mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹
Salix 1	2008	491,000	763,500	830,000	694,833	146,666
Salix 1	2009	426,500	737,000	629,000	597,500	128,703
Salix 2	2008	810,500	760,000	626,000	732,167	77,851
Salix 2	2009	544,500	473,500	523,000	513,667	29,727
Populus 1	2008	102,500	150,500	272,000	175,000	71,334
Populus 1	2009	237,000	429,500	341,000	335,833	78,673
Populus 2	2008	168,000	69,250	131,500	122,917	40,769
Populus 2	2009	254,000	270,000	234,000	252,667	14,727

Tabulka č. 5b

Obsah zinku v sušině – letorost (mg.kg⁻¹)

Klon	rok	lokalita			průměr	směrodatná odchylka
		1	2	3		
		mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹
Salix 1	2008	120,000	163,000	161,500	148,167	19,926
Salix 1	2009	109,500	169,500	131,000	136,667	24,820
Salix 2	2008	216,500	259,500	257,500	244,500	19,816
Salix 2	2009	131,000	117,000	81,900	109,967	20,653
Populus 1	2008	61,100	72,850	91,800	75,250	12,648
Populus 1	2009	76,100	91,800	81,350	83,083	6,526
Populus 2	2008	61,600	38,100	59,000	52,900	10,519
Populus 2	2009	111,000	114,500	138,000	121,167	11,988

Tabulka č. 5c

Obsah zinku v sušině – dřevo (mg.kg^{-1})

Klon	rok	letorost			průměr	směrodatná odchylka
		1	2	3		
		mg.kg^{-1}	mg.kg^{-1}	mg.kg^{-1}	mg.kg^{-1}	mg.kg^{-1}
Salix 1	2008	79,150	94,750	79,200	84,367	7,342
Salix 1	2009	89,400	128,500	67,300	95,067	25,304
Salix 2	2008	78,300	68,750	91,000	79,350	9,114
Salix 2	2009	70,850	66,850	61,900	66,533	3,661
Populus 1	2008	34,050	26,000	50,350	36,800	10,129
Populus 1	2009	30,900	41,450	30,300	34,217	5,121
Populus 2	2008	27,250	20,050	23,250	23,517	2,945
Populus 2	2009	26,050	31,900	23,050	27,000	3,675

Tabulka č. 5d

Obsah zinku v sušině – kořen (mg.kg^{-1})

Klon	rok	lokalita			průměr	směrodatná odchylka
		1	2	3		
		mg.kg^{-1}	mg.kg^{-1}	mg.kg^{-1}	mg.kg^{-1}	mg.kg^{-1}
Salix 1	2008	151,000	206,500	207,500	188,333	26,402
Salix 1	2009	71,750	142,500	124,500	112,917	30,022
Salix 2	2008	228,000	204,500	196,000	209,500	13,534
Salix 2	2009	88,400	97,050	50,550	78,667	20,193
Populus 1	2008	90,500	90,500	90,500	90,500	0,000
Populus 1	2009	53,100	45,800	30,350	43,083	9,484
Populus 2	2008	104,000	104,000	104,000	104,000	0,000
Populus 2	2009	46,200	38,700	42,350	42,417	3,062

Obsah zinku v listech a letorostech u vrb meziročně vzrůstá. U topolů naopak v listech a letorostech meziročně klesá. U dřeva se obsahy zinku meziročně téměř neliší. Obsah zinku se v kořenech všech sledovaných klonů meziročně snižuje.

Při pokusu se projeví výrazné rozdíly v obsahu zinku mezi rostlinami na jednotlivých pokusných políčkách, zejména u listů sledovaných vrb v prvním vegetačním období. Tyto rozdíly se ve druhém vegetačním období snížily.

Výrazně nejvyšší obsahy zinku za obě vegetační období vykazují u všech klonů listy – průměrně 428 mg.kg^{-1} . Nejnižší hodnot naopak dosahuje dřevo s průměrnou hodnotou 56 mg.kg^{-1} .

Zjištěný obsah niklu v sušině u jednotlivých částí rostlin zjištěný ze sklizně v jednotlivých letech je uvedený v tabulce č. 6.

Tabulka č. 6a

Obsah niklu v sušině – list (mg.kg^{-1})

Klon	rok	Lokalita			průměr	směrodatná odchylka
		1	2	3		
		mg.kg^{-1}	mg.kg^{-1}	mg.kg^{-1}	mg.kg^{-1}	mg.kg^{-1}
Salix 1	2008	2,070	1,315	1,280	1,555	0,364
Salix 1	2009	2,400	2,655	4,045	3,033	0,723
Salix 2	2008	2,180	1,645	1,845	1,890	0,221
Salix 2	2009	1,630	2,030	1,775	1,812	0,165
Populus 1	2008	0,520	0,528	0,592	0,547	0,032
Populus 1	2009	1,505	3,060	1,465	2,010	0,743
Populus 2	2008	0,762	0,930	0,953	0,882	0,085
Populus 2	2009	2,215	1,980	2,110	2,102	0,096

Tabulka č. 6b

Obsah niklu v sušině – letorost (mg.kg^{-1})

Klon	rok	Lokalita			průměr	směrodatná odchylka
		1	2	3		
		mg.kg^{-1}	mg.kg^{-1}	mg.kg^{-1}	mg.kg^{-1}	mg.kg^{-1}
Salix 1	2008	0,706	0,350	0,359	0,472	0,166
Salix 1	2009	0,507	0,297	0,446	0,417	0,088
Salix 2	2008	0,490	0,421	0,850	0,587	0,188
Salix 2	2009	0,388	0,428	0,539	0,452	0,064
Populus 1	2008	0,323	0,300	0,295	0,306	0,012
Populus 1	2009	0,332	0,165	0,442	0,313	0,114
Populus 2	2008	0,410	0,553	0,499	0,487	0,059
Populus 2	2009	0,628	0,314	0,694	0,545	0,166

Tabulka č. 6c

Obsah niklu v sušině – dřevo (mg.kg^{-1})

Klon	rok	Lokalita			průměr	směrodatná odchylka
		1	2	3		
		mg.kg^{-1}	mg.kg^{-1}	mg.kg^{-1}	mg.kg^{-1}	mg.kg^{-1}
Salix 1	2008	0,333	0,229	0,319	0,294	0,046
Salix 1	2009	0,534	0,727	0,569	0,610	0,084
Salix 2	2008	0,487	0,549	0,524	0,520	0,025
Salix 2	2009	0,749	0,573	0,363	0,562	0,158
Populus 1	2008	0,247	0,063	0,209	0,173	0,079
Populus 1	2009	0,278	0,575	0,111	0,321	0,192
Populus 2	2008	0,297	0,253	0,269	0,273	0,018
Populus 2	2009	0,577	0,383	0,411	0,457	0,086

Tabulka č. 6d

Obsah niklu v sušině – kořen (mg.kg⁻¹)

Klon	rok	Lokalita			průměr mg.kg ⁻¹	směrodatná odchylka mg.kg ⁻¹
		1	2	3		
		mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹		
Salix 1	2008	3,005	2,740	3,300	3,015	0,229
Salix 1	2009	1,645	2,050	2,650	2,115	0,413
Salix 2	2008	4,880	2,160	2,890	3,310	1,149
Salix 2	2009	2,200	1,635	0,646	1,494	0,642
Populus 1	2008	1,850	1,850	1,850	1,850	0,000
Populus 1	2009	2,160	1,770	1,940	1,957	0,160
Populus 2	2008	2,590	2,590	2,590	2,590	0,000
Populus 2	2009	2,150	1,625	2,055	1,943	0,228

Obsah niklu v listech a dřevu se meziročně zvýšil u obou topolů a *Salix Tordis SW 960299*. U *Salix smithiana S-218*, se zjištěné hodnoty meziročně téměř neliší. Obdobně se meziročně u všech klonů neliší obsahy niklu zjištěné v sušině letorostů.

U kořenů došlo k poklesu obsahu niklu u všech klonů s výjimkou *Populus nigra J105/P – Jap 104*04*, kde naopak došlo k mírnému nárůstu hodnot – o méně než 6 %.

Nejvyšší obsahy niklu z hlediska jednotlivých klonů za obě vegetační období byly zjištěny u kořenů rostlin. Obdobných hodnot bylo dosaženo i u listů. Letorosty a dřevo dosáhly 4 - 5x nižších obsahů.

4.3. Odběr prvků rostlinami

Odběry sledovaných prvků v různých částech rostlin jsou uvedeny v tabulce č. 7, přičemž uvedené hodnoty uvádějí průměrnou hodnotu odebraného prvku pro jednotlivé části rostliny ze všech rostlin daného klonu. Uváděná hodnota „skliditelná část“ vyjadřuje množství prvku v listech a letorostech, tedy v částech rostliny, které je možné opakovaně sklízet, bez nebezpečí zničení rostlin.

Tabulka č. 7

Odběr prvku rostlinou (μg)

Ni 2008	Odběr prvku rostlinou (μg)					
	List	letorost	dřevo	Kořen	Skliditelná část	Celá rostlina
Salix 1	6,95	5,03	12,45	30,75	12,0	55,2
Salix 2	7,88	5,54	32,40	46,34	13,4	92,1
Populus 1	4,46	1,48	9,24	3,52	5,9	18,7
Populus 2	4,41	2,96	18,32	4,66	7,4	30,3

Ni 2009	Odběr prvku rostlinou (µg)					
Salix 1	87,06	37,49	30,85	38,56	124,5	194,0
Salix 2	123,19	62,92	39,28	33,31	186,1	258,7
Populus 1	74,24	11,07	24,13	147,01	85,3	256,4
Populus 2	29,42	10,16	36,16	148,28	39,6	224,0

Pb 2008	Odběr prvku rostlinou (µg)					
	list	letorost	dřevo	kořen	Skliditelná část	Celá rostlina
Salix 1	2,47	0,78	2,85	22,90	3,2	29,0
Salix 2	3,30	1,69	2,89	41,60	5,0	49,5
Populus 1	3,20	0,80	4,79	2,83	4,0	11,6
Populus 2	1,29	0,81	3,71	3,29	2,1	9,1

Pb 2009	Odběr prvku rostlinou (µg)					
Salix 1	65,91	29,51	14,26	19,75	95,4	129,4
Salix 2	59,98	35,80	17,44	21,69	95,8	134,9
Populus 1	43,66	10,44	20,00	90,01	54,1	164,1
Populus 2	12,10	3,57	25,35	80,45	15,7	121,5

Zn 2008	Odběr prvku rostlinou (µg)					
	list	letorost	dřevo	kořen	Skliditelná část	Celá rostlina
Salix 1	3 104	1 580	3 577	1 921	4 684	10 182
Salix 2	3 051	2 306	4 944	2 933	5 357	13 234
Populus 1	1 429	364	1 965	172	1 793	3 930
Populus 2	615	321	1 578	187	936	2 701

Zn 2009	Odběr prvku rostlinou (µg)					
Salix 1	17 148	12 295	4 807	2 059	29 444	36 310
Salix 2	34 929	15 318	4 653	1 754	50 248	56 655
Populus 1	12 403	2 938	2 570	3 237	15 342	21 148
Populus 2	3 637	2 258	2 137	3 236	5 795	11 168

Při porovnání celkových odběrů sledovaných prvků byly nejvyšší hodnoty zjištěny u zinku. U všech klonů došlo ve druhém vegetačním období ke zvýšení jeho odběru. Nejlepších výsledků bylo dosaženo u klonu *Salix smithiana S-218*, přičemž 97% obsahu bylo uloženo v nadzemních částech rostlin. U druhého klonu vrby - *Salix Tordis SW 960299* bylo zjištěno o 36% zinku méně, přičemž v nadzemních částech rostlin bylo 94% z odebraného zinku.

Sledované topoly dosáhly v porovnání se *Salix smithiana S-218*, pouze 37% odběru u *Populus nigra J105/P – Jap 104*049* a 20% u *Populus nigra Wolterson*. Současně oba klony vrb dosáhly nižšího podílu zinku v nadzemní části rostliny v porovnání s vrbami.

U olova došlo ve druhém roce k výraznému zvýšení odběrů, přičemž u obou vrb se ve druhém vegetačním období zvyšuje podíl odebraného olova uloženého v nadzemní části - 85% shodně u obou klonů. U topolů se výrazně větší část olova ukládá v kořenech rostlin – konkrétně 55% u *Populus nigra J105/P – Jap 104*049* a 66% u *Populus nigra Wolterson*.

Odběry olova jsou v porovnání se zinkem na například u *Salix smithiana S-218* více než 400x nižší. Obdobný poměr zjištěných odběrů platí i pro ostatní sledované klony.

U niklu byly zjištěny odběry o 50 až 100% vyšší, než u olova. U obou klonů vrb byl zjištěn vyšší odběr u nadzemních částí rostlin, než u topolů. Ty uložily ve druhém vegetačním období většinu odebraného olova – 57% u *Populus nigra J105/P – Jap 104*049* a 66% u *Populus nigra Wolterson* v kořenech. Tyto hodnoty se téměř shodují s hodnotami naměřenými u klonů topolů pro olovo.

Pro názornější vyhodnocení odběru prvků jednotlivými klony byl proveden přepočít uvažované vrstvy sedimentu (20 cm) na pokusných políčkách na hmotnost půdy (sedimentu) na 1 m². Vypočtená hmotnost sedimentu činí 252 kg.

Následující tabulka č. 8 uvádí teoretické odběry sledovaných prvků při optimálním stavu, kdy na ploše 1m² dlouhodobě roste 44 rostlin. Současně je zde uvedené teoretické množství odebraných prvků z vrstvy 20 cm a na 1 kg suché půdy.

Pro praktické využití fytoremediace je nutné, aby rostliny působily dlouhodobě. V takovém případě je možné ročně sklízet pouze listy a letorosty jednotlivých rostlin – tato hodnota je v tabulce označována jako sklíditelná část. Kořeny a dřevo rostlin každý rok zůstávají.

Pro výpočet byly použity hodnoty naměřené ze vzorků odebraných po druhém vegetačním období, kdy rostliny vykazovaly vyšší produkci biomasy a vyšší odběry sledovaných prvků.

Tabulka č. 8

Teoretické odběry prvků při optimálním stavu rostlin (μg)

Ni	Teoretický odběr prvku (μg)			
	odběr na 1m^2 , z vrstvy 20 cm	odběr na 1 kg půdy z vrstvy 20 cm	odběr na 1m^2 , z vrstvy 20 cm	odběr na 1 kg půdy z vrstvy 20 cm
	Skliditelná část rostliny		Celá rostlina	
Salix 1	1 775	7,04	2 787	11,06
Salix 2	3 176	12,60	4 174	16,56
Populus 1	1 366	5,42	3 913	15,53
Populus 2	569	2,26	3 529	14,01

Pb	Teoretický odběr prvku (μg)			
	odběr na 1m^2 , z vrstvy 20 cm	odběr na 1 kg půdy z vrstvy 20 cm	odběr na 1m^2 , z vrstvy 20 cm	odběr na 1 kg půdy z vrstvy 20 cm
	Skliditelná část rostliny		Celá rostlina	
Salix 1	1 383	5,49	1 869	7,42
Salix 2	1 433	5,69	2 017	8,01
Populus 1	810	3,21	2 662	10,57
Populus 2	229	0,91	1 924	7,64

Zn	Teoretický odběr prvku (μg)			
	odběr na 1m^2 , z vrstvy 20 cm	odběr na 1 kg půdy z vrstvy 20 cm	odběr na 1m^2 , z vrstvy 20 cm	odběr na 1 kg půdy z vrstvy 20 cm
	Skliditelná část rostliny		Celá rostlina	
Salix 1	419 302	1 664	520 927	2 067
Salix 2	810 795	3 217	911 597	3 617
Populus 1	247 844	986	336 022	1 333
Populus 2	86 218	342	169 499	673

Vypočtené výsledky korespondují s odběry prvků uvedenými v tabulce č. 7. Nejlepších výsledků dosahuje klon *Salix smithiana S-218*, zejména pro akumulaci zinku, který by z jednoho m^2 odebral za vegetační období 912 mg zinku, z čehož 811 mg by bylo uloženo ve skliditelné části rostliny, tedy listu, či letorostu. U ostatních klonů byly pro odběr zinku

vypočteny hodnoty řádově o desítky % nižší. Obdobně výparně nižší odběry byly vypočteny pro olovo a nikl.

Pro lepší porovnání remediačních schopností jednotlivých rostlin slouží pro jednotlivé klony a prvky remediační faktor (Rf) - podíl ročního odběru prvku rostlinami vůči celkovému obsahu prvku v sedimentu.

Pro lepší představu o účinnosti remediace je v tabulce č. 9 uvedena doba, kterou by rostliny potřebovaly k odstranění kontaminace rovnající se hodnotě maximálního limitu obsahu prvku v zemědělské půdě, tedy u olova 60 mg.kg^{-1} , zinku 120 mg.kg^{-1} a niklu 50 mg.kg^{-1} . Ve výpočtu je zohledněna i zjištěná mortalita jednotlivých klonů.

Tabulka č. 9

Remediační faktor (%)

prvek	klon	remediační faktor (%)	Doba nutná pro odstranění hodnoty limitu pro zemědělskou půdu (roky)
Ni	Salix 1	0,041	19 380
	Salix 2	0,062	14 317
	Populus 1	0,058	17 037
	Populus 2	0,052	26 567
Pb	Salix 1	0,033	34 679
	Salix 2	0,036	35 553
	Populus 1	0,048	30 053
	Populus 2	0,034	58 476
Zn	Salix 1	0,498	249
	Salix 2	0,872	157
	Populus 1	0,321	476
	Populus 2	0,162	1 331

Pro výpočet byly použity hodnoty naměřené ze vzorků odebraných po druhém vegetačním období, kdy rostliny vykazovaly vyšší produkci biomasy a vyšší odběry sledovaných prvků.

Zjištěné Rf pro zinek se pohybují u vrb v rozmezí 0,50 - 0,87 %. U topolů byl vypočten potenciační Rf na úrovni 0,32 – respektive 0,16 %.

Pro olovo dosáhl nejlepších výsledků klon *Populus nigra J105/P – Jap 104*049* s hodnotou 0,048 %. Zbývající klony dosáhly téměř stejných hodnot remediačního faktoru v rozmezí 0,033 – 0,036 %.

Nejvyššího remediačního faktoru u niklu dosáhl klon *Salix smithiana S-218* s hodnotou 0,062 %. Nejmenší hodnoty Rf pro nikl dosáhl druhý klon vrby - *Salix Tordis SW 960299* s hodnotou 0,041 %. Topoly dosáhly téměř shodných hodnot 0,052 – respektive 0,058 %.

Při srovnání Rf pro jednotlivé prvky vychází u zinku řádově 10x příznivější výsledky než u niklu, respektive u olova. Uvedené stovky a tisíce let nutné k fytoextrakci sledovaných prvků v množství rovnající se úrovni maximálního limitu obsahu prvku v zemědělské půdě, ukazují na špatné praktické využití této metody.

5. DISKUSE

Zjištěná kontaminace sedimentu činila u olova 22,2 mg.kg⁻¹, 26,9 mg.kg⁻¹ u niklu a 415 mg.kg⁻¹ u zinku. Vyhláška MZ ČR č. 257/2009 Sb., ze dne 5.8. 2009 stanoví pro ukládání sedimentů na zemědělskou půdu maximální obsahy pro olovo na úrovni 100 mg.kg⁻¹, pro nikl 80 mg.kg⁻¹ a pro zinek 300 mg.kg⁻¹. Povolenou hranici překročil u sledovaného sedimentu pouze zinek o 115 mg.kg⁻¹, tedy o 38%.

Při provedeném pokusu byl prokázán nárůst tvorby biomasy mezi 1. a 2. rokem vegetace u všech sledovaných klonů a u všech sledovaných částí.

Nejvyšší meziroční nárůst biomasy byl zaznamenán u kořenů, zejména u kořenů topolů, které v prvním roce vytvořily jen minimální množství biomasy. Ve druhém roce, tak nárůst činil 3 854% u *Populus nigra J105/P – Jap 104*049* a 4 139% u *Populus nigra Wolterson*.

Meziroční nárůst biomasy u letorostů se pohyboval od 207% u *Populus nigra Wolterson* až po 1 377% u *Salix smithiana S-218*.

Obdobně vysoké rozpětí zjištěných hodnot nárůstu biomasy bylo zaznamenáno u listů – konkrétně v pořadí 180% u *Populus nigra Wolterson*, 352% u *Populus nigra J105/P – Jap 104*049*, 543% u *Salix Tordis SW 960299* a 1 532% u *Salix smithiana S-218*.

Nejmenší přírůstek biomasy byl zjištěn u dřeva jednotlivých rostlin – v relativně úzkém rozpětí 12 – 41%. Tento nárůst koresponduje s výsledky dosaženými Szczukowským et al. (2005), který zaznamenal nárůst tvorby dřevní hmoty o 36% mezi jednoletými a čtyřletými rostlinami různých genotypů rychle rostoucích vrb.

Zde zjištěná tvorba biomasy u topolů na kontaminované půdě odpovídá výsledkům dosaženým Mertensem (2004).

Při zakládání pokusu bylo záměrně na každé políčko o rozměru 60 x 60 cm vysázeno větší množství – konkrétně 16 kusů rostlin z důvodu ověření mortality rostlin a přesnějšího zjištění tvorby biomasy a odběru sledovaných prvků již od prvního vegetačního období. Při praktickém využití rostlin v terénu je důvodný předpoklad přirozeného úhynu části rostlin.

Životaschopnost jednotlivých sledovaných klonů na kontaminované půdě se liší vzestupně v pořadí Topoly → Vrby, přičemž u mezi jednotlivými topoly je relativně výrazný rozdíl – cca 23%. U *Populus nigra Wolterson* přežilo pouze 53,33 % jedinců, u *Populus nigra J105/P – Jap 104*049* – dva roky přežilo 75 % rostlin.

Pro srovnání Mertens (2004) uvádí u topolů (*Populus alba L*) vysazených na obdobné deponii říčního sedimentu vysokou tvorbu biomasy a uspokojivou míru přežití – 60-90%. Zjištěný rozdíl v míře přežití topolů může být způsoben klimatickými vlivy a rozdíly v celkových agrochemických podmínkách jednotlivých lokalit.

Vyšší mortalita u topolů koresponduje s popisovou potřebou hlubších, úrodných půd uváděnou Koblížkem (2000). Zejména v prvním roce byla u topolů patrná nízká tvorba biomasy v kořenové části.

U klonů Vrb je rozdíl v životaschopnosti jednotlivých klonů menší – činí cca 9 %, přičemž výrazný vliv na uvedené hodnoty měl úbytek deseti kusů rostlin v průběhu druhého roku na ze tří pokusných políček klonu *Salix smithiana S-218*. Bez tohoto úbytku by byla životnost rostlin tohoto klonu na úrovni 100 %. U rostlin *Salix smithiana S-218* tak i vlivem tohoto jednorázového úbytku dva roky přežilo 83,67 % rostlin.

Nejlepší výsledek z hlediska životaschopnosti byl v provedeném pokusu dosažen u rostlin klonu *Salix Tordis SW 960299*. Zde ze všech vysazených rostlin uhynuly čtyři kusy v prvním roce na jednom pokusném políčku. Celkově rostliny tohoto klonu prokázaly vysokou životaschopnost – procentuálně vyjádřenou hodnotou 92,57 %.

Zjištěná životaschopnost vrb odpovídá tvrzení Šimáčka (1992) o jejich nenáročnosti a vysoké odolnosti vůči vlivům prostředí.

Celkové množství akumulovaného zinku v jednotlivých částech vrb vzrůstá v obou sledovaných klonech v prvním roce v pořadí : letorost < kořen < list < dřevo.

Druhým rokem, po aklimatizaci rostlin na dané lokalitě se pořadí zjištěného obsahu zinku v jednotlivých částech rostlin výrazně mění.

Nejméně zinku se nachází v kořenech vrby, kde dochází u obou klonů k poklesu jeho obsahu oproti prvnímu roku. Množství zinku ve dřevu obou klonů se mezi jednotlivými roky výrazně neliší.

Výrazné nárůsty kumulace zinku vykazují druhým rokem letorosty a listy obou klonů. Přičemž meziroční rozdíly činí 6-ti násobek u letorostů, 5-ti násobek u klonu *Salix Tordis SW 960299* a dokonce 12-ti násobek u klonu *Salix smithiana S-218*.

Tento výsledek koresponduje s výsledkem Vysloužilové, (2003 a), která konstatovala u vrby vysokou akumulaci schopnost zinku a jeho vysoký transport do nadzemních částí rostliny.

Oproti tomu zjištěné obsahy olova v jednotlivých částech rostliny se od výsledků Vysloužilové, (2003 a) liší.

V prvním roce vykazuje nejvyšší obsah olova u obou klonů vrby kořen rostlin, jeho množství je více než 10x vyšší než v ostatních částech rostlin.

Ve druhém roce ale dochází k poklesu celkového obsahu olova v kořenech, řádově na polovinu, obdobně jako je tomu u zinku. Hodnoty celkových obsahů olova ve dřevu, letorostech a listech jsou ale výrazně vyšší. Olovo se tak více kumuluje v nadzemní části rostlin. Přičemž nárůst činí 5-ti násobek u dřeva, 20-ti násobek u listů a 27-ti násobek u letorostů.

I přes tyto vysoké procentuální nárůsty kumulace olova v nadzemní části rostlin, zůstává jeho celkový obsah v rostlinách hluboko pod jedním procentem jeho obsahu v půdě dané lokality, což opět tvrzení Vysloužilové (2003 a) odpovídá.

U třetího sledovaného prvku – niklu vzrůstá celková kumulace v jednotlivých částech rostlin v obou sledovaných klonech v prvním roce v pořadí : letorost < list < dřevo < kořen. I zde dochází ve druhém roce k výrazné změně. Obsah niklu v kořenech zůstává řádově na stejné úrovni. V ostatních, nadzemních částech rostliny dochází k nárůstu obsahu, přičemž nejvyšší koncentrace je ve sklíditelné části rostlin, tedy listech a letorostech. Zjištěné obsahy jsou obdobné jako u olova, tedy podstatně nižší než u zinku.

Zjištěné obsahy koncentrace zinku v listech dosahovaly u obou klonů vrby v obou letech vyšších hodnot, než v letorostech, což potvrzuje výsledky Vysloužilové (2003 b) zjištěné při dvouletém nádobovém pokusu provedeném na půdách různého typu a s různou úrovní kontaminace.

Obdobně dosažené výsledky potvrzují výsledky Vysloužilové (2003 b), kdy konstatuje výrazné rozdíly v akumulaci zinku v jednotlivých klonech vrb. Tento rozdíl se potvrdil i u sledovaných klonů topolů.

Fischerová (2004) uvádí v nadzemní části u *Salix dasyclados* 5,67 mg.kg⁻¹ olova a 900 mg.kg⁻¹ zinku. Těchto hodnot sledované klony nedosáhly. Průměrná hodnota obsahu olova v nadzemních částech rostlin činila 0,501 mg.kg⁻¹. U zinku činila průměrná hodnota 292 mg.kg⁻¹.

Ve stejné práci Fischerová (2004) zjistila u *Populus nigra L* koncentraci olova v nadzemní části 14,4 mg.kg⁻¹. V provedeném pokusu činila koncentrace olova v nadzemní části sledovaných topolů pouze 0,351 mg.kg⁻¹. Obdobně nižší hodnoty dosáhla koncentrace zinku – 112 mg.kg⁻¹, přičemž Fischerová (2004) uvádí 502 mg.kg⁻¹.

Nižší dosažené hodnoty mohou mít důvod v nižší koncentraci sledovaných prvků v použitých půdách.

Mertens (2004) zjistil u listů (*Populus alba L*) koncentraci zinku na úrovni 465 mg.kg⁻¹. Zde zjištěné hodnoty koncentrace zinku nedosahují této úrovně a pohybují se u *Populus nigra J105/P – Jap 104*049* v rozmezí od 102,5 mg.kg⁻¹ do 429 mg.kg⁻¹ s průměrnou hodnotou 255,4 mg.kg⁻¹.

U druhého sledovaného klonu - *Populus nigra Wolterson* jsou zjištěné hodnoty koncentrace zinku ještě nižší - pohybují se v intervalu od 69,25 mg.kg⁻¹ do 254 mg.kg⁻¹ s průměrnou dosaženou hodnotou 187,8 mg.kg⁻¹.

Pro porovnání hodnoty koncentrací dalších sledovaných prvků v listech činí pro olovo u *Populus nigra Wolterson* průměrně 0,56 mg.kg⁻¹ a pro *nigra J105/P – Jap 104*049* průměrně 0,79 mg.kg⁻¹. U niklu dosahuje obsah v listech u *Populus nigra Wolterson* průměrně 0,98 mg.kg⁻¹ a pro rostliny klonu *nigra J105/P – Jap 104*049* průměrně 1,29 mg.kg⁻¹.

Pro přesnější porovnání schopnosti fytoremediace u jednotlivých klonů je vhodný poměr mezi celkovým množstvím sledovaného prvku v půdě – v tomto případě sedimentu a množstvím prvku odebraného za jedno vegetační období nadzemní částí rostliny.

Při porovnání jednotlivých sledovaných klonů dosahuje ve druhém vegetačním období nejlepšího remediačního faktoru Rf u zinku *Salix smithiana S-218* – 0,87%. Druhý klon vrby - *Salix Tordis SW 960299* dosahuje hodnoty Rf – 0,50 %.

Při dvouletém nádobovém pokusu zjistila Vysloužilová (2003 b) FR u zinku na úrovni 4%. Lepší výsledek u provedeného pokusu může být v tomto případě způsoben vyšší celkovou kontaminací u půd použitých Vysloužilovou (2003 b).

Pro srovnání Rf pro nikl u sledovaných vrb činí 0,041% (*Salix Tordis SW 960299*) a 0,062% *Salix smithiana S-218*. Pro olovo tyto hodnoty činí 0,033% (*Salix Tordis SW 960299*) a 0,036% *Salix smithiana S-218*. Tyto hodnoty jsou nízké a využití vrb pro fytořemediaci by bylo nevhodné.

Remediační faktor u použitých topolů pro odběr zinku ve druhém vegetačním období činil 0,32 % u *Populus nigra J105/P – Jap 104*049* a 0,16 % u *Populus nigra Wolterson*. Tyto hodnoty jsou výrazně nižší, než zjistil Komárek (2007), který uvádí pro zinek remediační faktor u *Populus nigra L* 3,80%, přičemž počítal odběr pouze pro listy a letorosty.

Pro srovnání Rf pro nikl činí u sledovaných topolů 0,058 % (*Populus nigra J105/P – Jap 104*049*) a 0,052 % (*Populus nigra Wolterson*). Pro olovo tyto hodnoty činí 0,048 % u *Populus nigra J105/P – Jap 104*049* a 0,034 % u *Populus nigra Wolterson*. Tyto hodnoty jsou relativně nízké a využití topolů pro fytořemediaci by bylo nevhodné.

Celkově lze souhlasit s Komárkem (2007), že topoly se pro remediace z důvodu nízké účinnosti nehodí.

6. ZÁVĚR

Obecně lze konstatovat, že využití remediačních technologií bude v budoucnu narůstat. Společenský trend kladení důrazu na ochranu životního prostředí bude hnacím motorem rozvoje těchto technologií.

Limitujícím faktorem všech lidských činností je ekonomika. Vzhledem k relativně nízkým nákladům na fytořemediační technologie lze oprávněně očekávat nárůst jejich využívání.

Využití vrb a topolů k fytořemediaci sedimentů vodotečí v jejich bezprostřední blízkosti je možné z hlediska jejich dobré odolnosti ke zvýšené vlhkosti půdy a dobré odolnosti vůči působení kontaminantů. Sledované klony prokázaly vysokou odolnost. Zejména oba klony vrb u kterých dvě vegetační období přežilo 92,6 %, respektive 83,7 % rostlin.

Dalším faktorem hovořícím pro jejich využití je relativně vysoká produkce nadzemní biomasy u těchto rostlin. Zde bylo nejlepších výsledků dosaženo u klonu *Salix smithiana S-218*. Vysoká produkce biomasy byla prokázána i u ostatních sledovaných klonů.

Zjištěné remediační schopnosti sledovaných klonů potvrzují již dříve popisované výrazné rozdíly v jejich schopnostech vázat ve svých tkáních sledované prvky, transportovat je do nadzemní části rostliny, produkovat biomasu. V tomto směru bylo dosaženo lepších výsledků u sledovaných vrb, zejména u klonu *Salix smithiana S-218*, kde bylo například u zinku 97 % prvku uloženo v nadzemní části rostlin.

Při porovnání remediačních faktorů (Rf) jednotlivých klonů je výrazný rozdíl mezi klony i mezi výsledky pro jednotlivé sledované prvky.

Nejlepšího výsledku bylo dosaženo u klonu *Salix smithiana S-218*, kde Rf dosahuje u zinku 0,87 %. Dobrého výsledku u fytoextrakce dosáhl i druhý klon vrby, *Salix Tordis SW 960299*, kde byl zjištěn Rf na úrovni 0,50 %.

Remediační faktory sledovaných topolů dosahují u zinku hodnot 0,32 % u klonu *Populus nigra J105/P – Jap 104*049* a 0,16 % u klonu *Populus nigra Wolterson*.

U niklu a olova nepřinesly výsledky fytoextrakce uspokojivé výsledky. Za pozornost zde stojí pouze vyšší koncentrace olova zjištěná v nadzemních částech vrb ve druhém vegetačním období. Remediační faktory pro olovo a nikl dosáhly hodnot pod 0,07 %. Z tohoto důvodu je pro praktické využití vrb a topolů pro fytoextrakci nevhodné.

Provedený pokus prokázal schopnost fytoextrakce zinku, olova a niklu prostřednictvím vrb a topolů a jejich vysokou životaschopnost v uvažovaném prostředí. Zjištěné výsledky potvrzují vyšší odběry remediační faktory u zinku, než u olova či niklu. Dosažené výsledky u všech klonů ale neprokázaly jednoznačně výhodnost uvažované metody, zejména z hlediska nízkých dosažených remediačních faktorů a tím dlouhé doby nutné pro výrazné snížení kontaminace sedimentu.

SEZNAM LITARATURY :

- Adriano D. C. : 2001, Trace elements in terrestrial environments – Biochemistry, availability, and risk of metals. 2nd ed. Springer – Verlag, New York, Berlin, Heidelberg: 866s.
- Alkorta, I., Hernández-Allica, J., Becerril, J.M., Amezaga, I., Albizu, I., Garbisu, C.: 2004, Recent findings on the phytoremediation of soil contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead and arsenic, *Rew. Environ. Sci. Bio/Tech.* č. 3, s. 71-90,
- Amann, G.: 1997, Stromy a keře lesa. Kapesní obrazová knížka jehlic a listů, květů, plodů a semen, větviček v zimním stavu a klíčících rostlinek nejpozoruhodnějších stromů a keřů středoevropského lesa s textovou částí o jejich stavbě a životě, Vimperk,
- Anonymus 2009 – dostupné na :
http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/agrochemie_pudy/puda_znhtm
- Bečvář, M.: 2006, Zatížení sedimentů a Suspended Sediment Koncentrace Predikce, *Ústav Soil & Water Res.*, 1, 2006 (1): 23-31,
- Bencko V., Cikrt M., Lener J.: 1995, Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka, Grada Avicenum, Praha,
- Beneš, S., Pabiánová, J.: 1987, Přirozené obsahy a distribuce prvků v půdách. Monografie, VŠZ Praha, s. 123-149,
- Beneš, S.: 2004, Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí II. část, Ministerstvo zemědělství České republiky, Praha,
- Cibulka J. a kolektiv : 1991, Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře, Academia Praha
- Clemens, S., Palmgren, M.G., Kramer, U.: 2002, A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation, *Trends in Plant Science* 7, s. 309-315,
- Dercová, K., Makovnicková, J., Barančíková, G., Žuffa, J.: 2005, Bioremediácia toxických prvkov kontaminujúcich vody a pôdy, *Chemické listy* 99, s. 682-693,
- Eapen, S., D'Souza, S.F.: 2005, Prospects of genetic engineering of plants for phytoremediation of toxic metals, *Biotechnology Advances* 23 s. 97-114,
- Ellis, R. H., Alloway, B. J. : 1985, Factors affecting the availability of cadmium, lead and nickel in soil amended with sewage sludge. *Inter. Conference „Heavy metals in the Environment“ Heidelberg*, str. 358 – 361,
- Eminger, S.: 2004, Posouzení nebezpečných vlastností sedimentu – sediment z údržby drobných vodotečí a vodních nádrží, EMPLA,

- Fischerová Z., Tlustoš P., Száková J., Šichorová K., Kořínek K. : 2004, The differences in Cd and Pb accumulation of selected plant species and the verification of their remediation capability. In: Anke M., Flachowsky G., Kisters K., Schäfer U., Schenkel H., Seifert M., Stoeppler M. (eds.): Macro and trace elements (Mengen- und Spurelemente), 22nd Workshop, Jena: 1218–1223.
- Gleba, D., Borisjuk, N.V., Borisjuk, L.G., Kneer, R., Poulev, A., Skarzhinskaya, M., Dushenkov, S., Logendra, S., Gleba, Y.Y., Raskin, I.: 1999, Use of plant roots for phytoremediation and molecular farming, Proc. Natl. Acad. Sci. USA, s. 5973-5977,
- Hejny, S., Slavík, B. : 1990, Květena České republiky 2. díl, Praha: Academia,
- Integrovaný registr znečišťování: 2010 - dostupný na :
http://www.irz.cz/repository/latky/nikl_a_jeho_slouceniny.pdf
- Kafka, Z., Punčochářová, J.: 2002, Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita, Chemické listy 96, s. 611-617,
- Kincl, M., Krpeš, V.: 2006, Základy fyziologie rostlin, Baloušek, ISBN 80-239-8375-X,
- Koblížek, J.: 2000, Jehličnaté a listnaté dřeviny našich zahrad a parků. Tišnov: Sursum,
- Kochian, L.V.: 1991, Mechanism of micronutrient uptake and translocation in plants, In: Micronutrients in agriculture (ed. Mortvedt J.J.), Soil Sci. Soc Am., book series No. 4, Madison WI: str. 229-296,
- Komárek, M., Tlustoš, P., Száková, J., Chrastný, V. : 2008, The use of poplar dutiny a two-year induced phytoextraction of metals from contaminated agricultural soil, Environmental Pollution 151 (2008), str. 27-38
- Kryštofová, O.: 2006, Dekontaminace polutantů rostlinami, vliv toxických látek na modelové organismy – využití pro fytořediční technologie, PF MUB,
- Kubal, M., Burkhard, J., Březina, M.: 2002, Dekontaminační technologie, Praha,
- Lasat, M. M.: 2000, Phytoextraction of metals from contaminated soil: a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues, J. Hazard. Subst. Res.2, 5/1-5/25
- Mertens, J., Vervaeke, P., De Schrijver, A., Luysaert, S., 2004, Metal uptake by young trees from dredged brackish sediment: limitations and possibilities for phytoextraction and histostabilization. Science of the Total Environment 326, str. 209-215.
- O'Brien, B.J., Smith, S., Coleman, D. O. : 1980, Lead pollution of the global environment, MARC Reports No. 16 – 18, London,

- Pavlíková, D., Macek, T., Macková M., Balík, J.: 2004, Využití geneticky modifikovaných organismů pro remediaci půd, Sborník z 10. mezinárodní konference Racionální použití hnojiv ČZU, s. 79-84, Praha,
- Pilon-Smits, E.: 2005, Phytoremediation, *Annu. Rev. Plant. Biol* 56, s. 15-39,
- Piccolo, A., : 1989, Reaktivita of addend humic substances toward plant available heavy metals in soil *Science total Environment*, 81/82, str. 607-614,
- Sims, R., Sorensen, D., Sims, J., McLean, J., et al : 1986, Contaminated surface soils in-place treatment techniques. *Notes Publications*, New Jersey, str. 242 – 248,
- Soudek, P.: 2007, Fytoremediace – dostupné na :
<http://www.ueb.cas.cz/Laboratory%20of%20Plant%20Biotechnologies/fytoremediace.pdf>
- Szcukowski, S., Stolarski, M., Tworkowski, J., Przyborowski, J., Klasa, A.: 2005, Produktivita keřových vrb pěstovaných v krátkodobých rotačních cyklech, *PALNT SOIL ENVIROMENT*, 51, 2005 (9), str. 423-430,
- Šimíček, V.: 1992, Vrby při úpravách vodních toků a ekologické obnově krajiny, *Agrospoj*, Praha,
- Tichý, M.: 2002, *Toxikologie pro chemiky*. Karolinum, Praha, str. 90,
- Tlustoš, P., Száková, J., Fischerová, Z., Šichorová, K.: 2004, Remediace půd, Sborník z 10. mezinárodní konference Racionální použití hnojiv ČZU, s. 69-78, Praha,
- Tlustoš, P., Pavlíková, D., Balík, J.: 2006, Mechanismus příjmu rizikových prvků rostlinami a jejich hromadění v biomase, ČZU v Praze,
- Vyhláška MZ ČR č. 257/2009 Sb., ze dne 5.8. 2009,
- Vysloužilová a), M., Száková, J., Tlustoš, P., Šichorová, K.: 2003, Schopnost vrb extrahovat As, Cd, Pb, a Zn po aplikaci EDTA do kontaminované půdy. *Mikroelementy 2003*, sborník přednášek, semináře o metodice stanovení a výzkumu stopových prvků v biologickém materiálu a v životním prostředí. Česká odborná skupina pro potravinářskou a agrikulturní chemii, Český Těšín,
- Vysloužilová b), M., Tlustoš, P., Száková, J.: 2003, Schopnost fytoextrakce Cd a Zn u sedmi klonů *Salix* spp. pěstovaných na půdách kontaminovaných těžkými kovy, *Plant Soil Environment*, 49, 2003 (12), str. 542 – 547,
- Vysloužilová c), M., Tlustoš, P., Pavlíková, D.: 2009, Příjem As, Cd, Pb a Zn vrbami (*Salix* spp.) rostoucími na půdě s vysokým přídatkem těchto prvků, *PSE*, 49, 2003(5), 191-196.)

Příloha č. 1 : Schéma výsadby

← Slatinka - směr toku ←				
Klon : Salix 2 Vzorek : V - 2.1.1.	Klon : Populus 1 Vzorek : T - 1.2.	Klon : Salix 1 Vzorek : V - 1.2.	Klon : Populus 2 Vzorek : T - 2.3.	Neosázená kontrolní plocha
Klon : Salix 1 Vzorek : V - 1.1.1.	Klon : Populus 2 Vzorek : T - 2.1.1.	Neosázená kontrolní plocha	Klon : Populus 1 Vzorek : T - 1.3.	Klon : Salix 2 Vzorek : V - 2.3.3.
Neosázená kontrolní plocha	Klon : Populus 1 Vzorek : T - 1.1.1.	Klon : Salix 2 Vzorek : V - 2.2.2.	Klon : Populus 2 Vzorek : T - 2.2.	Klon : Salix 1 Vzorek : V - 1.3.

Výsazené klony :

Salix 1 - *Salix Toridis* SW 960299 ,Salix 2 - *Salix smithiana* S-218Populus 1 - *Populus nigra* J105/P- Jap 104*049Populus 2 - *Populus nigra* Wolterson.