

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Ing. Stanislava Vondráčková

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin

Vliv půdních aditiv na regulaci příjmu rizikových prvků a živin rostlinami

**The influence of soil amendments on the uptake of toxic elements and nutrients
by plants**

autoreferát doktorské disertační práce

Studijní program: Zemědělská specializace

Studijní obor: Využití a ochrana přírodních zdrojů

Školitel: **prof. Ing. Pavel Tlustoš, CSc.**
Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin

Konzultantka **prof. Ing. Jiřina Száková, CSc.**
Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin

Oponenti: Dr. Ing. Milan Sáňka (Masarykova univerzita, Brno)
doc. Ing. Radim Vácha, Ph.D. (VÚMOP, Praha)
doc. RNDr. Aleš Vaněk, Ph.D. (ČZU, Praha)

Obhajoba doktorské disertační práce se koná dne: 14. 12. 2015 ve 14 hod.
na: Fakultě agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů ČZU v Praze

S doktorskou disertační prací je možno se seznámit na děkanátě FAPPZ ČZU v Praze.

Praha 2015

Obsah

1 SUMMARY	1
2 ÚVOD.....	3
3 LITERÁRNÍ PŘEHLED.....	4
3.1 Kontaminace půd rizikovými prvky	4
3.2 Mobilita prvků v půdě a její regulace	4
3.3 In-situ chemická imobilizace	5
3.3.1 Imobilizace rizikových prvků a živin vápněním	5
3.3.2 Imobilizace rizikových prvků a živin aplikací fosforečných aditiv	6
3.3.3 Chemofytostabilizace	6
3.4 Pěstování rostlin na kontaminovaných půdách	7
3.4.1 Rostliny tolerantní k rizikovým prvkům.....	7
3.4.1.1 Širokolisté šťovíky a jejich využití ve fytořediačních technologiích	7
3.4.1.2 Rychle rostoucí dřeviny a jejich využití ve fytořediačních technologiích	8
4 VĚDECKÉ HYPOTÉZY A CÍLE PRÁCE	9
5 MATERIÁL A METODY.....	10
5.1 Charakteristika půd	10
5.2 Charakteristika aditiv	10
5.3 Charakteristika rostlin	11
5.4 Inkubační experimenty s vápenatými hmotami a fosforečnými aditivy	11
5.4.1 Analýzy půd	12
5.5 Nádobové pokusy se širokolistými šťovíky a rychle rostoucími dřevinami.....	12
5.5.1 Analýzy půd	13
5.5.2 Analýzy rostlin	14
5.6 Statistická analýza dat	14
6 VÝSLEDKY A DISKUSE.....	15
6.1 Regulace mobility prvků v půdách silně kontaminovaných rizikovými prvky	15
6.2 Pěstování rostlin na stabilizovaných půdách	17
6.2.1 Rychle rostoucí dřeviny	17
6.2.2 Širokolisté šťovíky	20
7 ZÁVĚR.....	26
8 SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY.....	28
9 SEZNAM PUBLIKACÍ K ŘEŠENÉ PROBLEMATICE.....	38

1 Summary

Plant cultivation in soils heavily contaminated by risk elements is a challenging issue due to phytotoxic effects that restrict plant growth. Liming and phosphate additives application reduce the mobility of some risk elements in contaminated soils and can be a suitable measure for contaminated soils but can also affect availability of nutrients for plants. Therefore, it is necessary to test response of tolerant plants – trees and herbs on soils heavily contaminated by risk elements and look for the most suitable combination of soil additives and tolerant plants.

Experimental part of PhD thesis was divided into the incubation experiments and the vegetation pot experiments. The incubation experiments: The efficiency of liming and phosphate additives at three application rates was tested for micro- and toxic elements immobilisation in weakly acid and alkaline soils heavily contaminated by As, Cd, Pb, and Zn within period of 42 days. The vegetation pot experiments: The two tolerant plants *Salix × smithiana* Willd. (three-year experiment) and *Rumex obtusifolius* L. (one-year experiment) were planted in the same contaminated soils as in the incubation experiments. Both soils were untreated and treated with two doses of lime and dolomite (*S. smithiana*) or treated with lime and superphosphate (*R. obtusifolius*). For both plants, we evaluated the initial plant growth, plant mortality, biomass production or content of macro-, micro- and toxic elements in the biomass. We evaluated also the content of organic acids in the biomass of *R. obtusifolius*.

Higher immobilisation effects on acid-extractable Cd, Zn, Pb, and Mn was observed for fast soluble additives (lime>superphosphate) compare to slow soluble additives (dolomite~rock phosphate) only in weakly acid soil. Lime application irrespective of dose with foliar Fe application and planting willows in the second year after the application of lime seemed to be the most suitable measure for increasing biomass production and decreasing toxic elements, especially Cd and Zn, without decreasing the macro- and micronutrients in the aboveground organs of willows in weakly acid soil. Seedlings of *R. obtusifolius* are sensitive to high availability of Ca, Cd, Pb, and Zn in soil. Biomass production was negatively related to the mobility of micro- and toxic elements. Elevated transport of micro- and toxic elements from belowground organs into leaves was recorded in both lime-treated soils and in superphosphate-treated alkaline soil as a result of sufficient amount of Ca available from soil solution as well as from superphosphate that can probably modify distribution of micro- and toxic elements in *R. obtusifolius* as a representative of ‘oxalate plants’. *Rumex obtusifolius* is an As-, Cd-, Pb-, and Zn-excluder and is sensitive to high availability of micro- and toxic elements in the soil. Soil chemical properties affect the distribution of essential elements within the plant greatly. In alkaline soil, *R. obtusifolius* is an Al-hyperaccumulator with the highest

concentrations of oxalate in leaves, of malate in stems, and of citrate in belowground organs. These organic acids form strong complexes with Al that can play a key role in internal Al tolerance.

2 Úvod

V České republice, podobně jako v mnoha dalších zemích, existují oblasti silně kontaminované několika rizikovými prvky současně. Na silně kontaminovaných lokalitách se ale kvůli toxickému působení rizikových prvků většinou daří pouze původním tolerantním rostlinným druhům. Často se jedná o drobné rostliny s relativně jemným kořenovým systémem. Z důvodu nedostatečného vegetačního pokryvu může větrnou nebo vodní erozí docházet k šíření rizikových prvků do okolního prostředí (Bolan et al., 2014; Grobelak a Napora, 2015), ale může docházet i k vymývání rizikových prvků z půdního profilu (Vaněk et al., 2005). Rizikové prvky je nezbytné v půdě přinejmenším stabilizovat a omezit možná rizika, která jsou s nimi spojená (Tlustoš et al., 2006a). Dekontaminační metody šetrné k životnímu prostředí, jako je například fytoextrakce, však nelze ve výše uvedených případech použít, protože vysoké obsahy rizikových prvků v půdě mohou být i pro řadu tolerantních rostlin fytotoxické (Nagajyoti et al., 2010). Fytoextrakční schopnost rostlin se navíc zpravidla projevuje pro jeden, maximálně pro dva rizikové prvky a použití takových rostlin tedy neřeší problém kontaminace půdy několika prvky současně.

Vhodnou dočasnou remediační technikou pro půdy kontaminované vysokými obsahy rizikových prvků je *in-situ* chemická imobilizace. Při této metodě jsou do půdy aplikována imobilizační půdní aditiva, která snižují mobilitu rizikových prvků i jejich dostupnost pro rostliny (Kumpiene et al., 2008). Na mobilitu rizikových prvků v půdě má vliv celá řada půdních parametrů (pH, kvalita a kvantita organické hmoty, kationtová výměnná kapacita – KVK, půdní druh i půdní typ); (Vácha et al., 2002; Alloway, 2013). Po přidavku aditiv do půd silně kontaminovaných rizikovými prvky s odlišnými agrochemickými parametry můžeme očekávat rozdílné účinky aditiv na snížení mobility rizikových prvků. Ve srovnání s použitím rostlin na silně kontaminovaných půdách jsou postupy využívající půdní aditiva vhodnější pro širší spektrum rizikových prvků. Odlišnosti v mobilitě rizikových prvků nesouvisí pouze s půdními vlastnostmi nebo s konkrétním rizikovým prvkem. Důležitou roli může hrát i zvolené půdní aditivum, jeho aplikační dávka nebo sledovaná doba působení (Yan et al., 2015). Půdní aditiva nemají vliv jen na mobilitu rizikových prvků, ale také na mobilitu živin v půdě a na vybrané půdní vlastnosti. Nevhodně zvolené půdní aditivum nebo jeho nevhodná aplikační dávka může omezit příjem živin, vyvolat jejich deficienci, znemožnit pěstování rostlin na kontaminované lokalitě (Bolan a Duraisamy, 2003) a tím i možné využití stabilizovaných lokalit (Friesl-Hanl et al., 2009).

Na stabilizovaných půdách je proto potřebné testovat i reakce tolerantních rostlin – bylin i dřevin a pro půdy silně kontaminované rizikovými prvky hledat nejvhodnější kombinaci půdního aditiva a tolerantní rostliny.

3 Literární přehled

3.1 Kontaminace půd rizikovými prvky

Kontaminace zemědělských půd v České republice je řešena vyhláškou MŽP 13/1994 Sb. (Česko, 1994). Míra kontaminace půd rizikovými prvky je hodnocena podle překročení jejich maximálních obsahů v lehkých a ostatních půdách v extraktu lučavkou královskou nebo roztokem HNO_3 o koncentraci 2 mol.l^{-1} . Půdy silně kontaminované rizikovými prvky několikanásobně převyšují stanovené legislativní limity. Mezi významné příklady silné kontaminace půd v České republice patří fluvizem v nivě řeky Litavky v obci Trhové Dušníky u Příbrami. Vysoké koncentrace As, Cd, Pb a Zn byly způsobeny především několikanásobným vylitím odkalovacích nádrží z místního závodu na zpracování olověného odpadu při povodních (Vaněk et al., 2005). Dalším příkladem silné kontaminace půd je i luvizem z břehu potoka Beránka v městské části Kutná Hora – Malín. Kontaminace As, Cd a Zn byla způsobena několik staletí trvajícím hornickou činností spojenou s těžbou Ag (Horák a Hejzman, 2013).

3.2 Mobilita prvků v půdě a její regulace

Celkové obsahy rizikových prvků jsou pouze měřítkem míry kontaminace půd. Nedovolují nám posoudit pohyb rizikových prvků v půdě (jejich mobilitu) ani reálné nebezpečí jejich vstupu do potravního řetězce (jejich biodostupnost a toxicitu); (Rao et al., 2008; Abollino et al., 2011). Rizikové prvky v půdě je možné rozdělit do dvou frakcí – inertní (reziduální) a labilní (mobilní a potenciálně mobilizovatelné formy prvků); (Rachou a Sauvé, 2008). Mezi mobilní formy rizikových prvků v půdě patří vodorozpustné a iontově výměnné frakce. Nicméně pouze malý podíl rizikových prvků v půdě se vyskytuje v mobilních formách okamžitě přijatelných pro rostliny (He et al., 2005). Potenciálně mobilizovatelné formy rizikových prvků (tj. zejména frakce prvků vázané na uhličitany, oxidy nebo na organickou hmotu); (Hen et al., 2005) jsou pro rostliny nedostupné (Sheoran et al., 2011), avšak jejich přístupnost může být ovlivněna vybranými fyzikálními, chemickými a biologickými parametry půd (Adriano, 2001).

Metody chemické extrakce půdy (jednoduché a sekvenční) slouží ke studiu mobility a biodostupnosti prvků, pomáhají definovat jednotlivé vazby (chemické formy) prvků v půdě (Abollino et al., 2011). Pomocí metod jednoduché extrakce můžeme stanovovat mobilní a potenciálně mobilizovatelné frakce prvků v půdě (Němeček et al., 2010). Běžně se pro jednoduchou extrakci půd používají silné a slabé kyseliny, cheláty nebo pufované a nepufované soli, které extrahují rizikové prvky z půdy na odlišném principu působení (Tlustoš et al., 1994; Meers et al., 2007; Kunhikrishnan et al., 2012). Metody postupné extrakce byly vyvinuty s cílem přesněji

definovat zastoupení prvků v jednotlivých frakcích půdy (Tlustoš et al., 2005; Abollino et al., 2011). Frakce rizikových prvků, které můžeme v půdě pomocí metod postupné extrakce stanovit, jsou vodorozpustné, iontově výměnné, vázané na uhličitany, vázané na oxidy Mn a Fe, vázané na organickou hmotu a sulfidy a pseudo-reziduální nebo reziduální (Rao et al., 2008). Rizikové prvky mohou mít různou afinitu k jednotlivým složkám půdy (Yobouet et al., 2010). Zastoupení rizikových prvků v jednotlivých chemických formách se může lišit podle míry kontaminace půd, použitých extrakčních činidel, doby jejich působení nebo iontové síly činidel (Tlustoš et al., 2005).

Pohyblivost prvků v půdě může být ovlivněna chemickými i biologickými procesy. Mezi nejdůležitější chemické procesy regulující mobilitu prvků v půdě a jejich biodostupnost zařazujeme adsorpci/desorpci, srážení/rozpuštění a komplexaci/chelataci (Kunhikrishnan et al., 2012; Bolan et al., 2014).

3.3 *In-situ* chemická imobilizace

In-situ chemická stabilizace patří mezi tzv. „měkké“ remediace, které jsou vhodné pro půdy kontaminované rizikovými prvky. Při této metodě jsou do půdy aplikována imobilizační aditiva, která snižují mobilitu rizikových prvků i jejich dostupnost pro rostliny (Kumpiene et al., 2008). Pomocí konkrétních aditiv mohou být na principu adsorpce, komplexace nebo precipitace omezovány labilní formy prvků, bez vlivu na jejich celkové obsahy (Kumpiene et al., 2008; Bolan et al., 2014). Mezi často používaná imobilizační půdní aditiva patří vápenaté hmoty, fosforečná aditiva, aditiva na bázi amorfních oxidů železa, hliníku nebo manganu nebo biouhel (Bolan et al., 2014). Mezi přednosti *in-situ* imobilizačních technik patří především jednoduchý způsob aplikace, finanční nenáročnost, nízký dopad na životní prostředí, omezení tvorby odpadu nebo účinnost na široké spektrum rizikových prvků (Wuana a Okieimen, 2011; Mignardi et al., 2012). Naopak nevýhodou *in-situ* imobilizačních technik je jejich efektivita zejména v povrchové vrstvě půdy nebo dočasnost opatření. Po delší době může dojít ke snížení účinnosti aplikace půdních aditiv a k opětovné mobilizaci rizikových prvků. Z tohoto důvodu je nezbytné trvale monitorovat kontaminované lokality ošetřené imobilizačními půdními aditivami (Lee et al., 2004; Wuana a Okieimen, 2011).

3.3.1 Imobilizace rizikových prvků a živin vápněním

Vápnění je jednou z nejpoužívanějších *in-situ* chemických stabilizačních technik regulující mobilitu rizikových prvků v kontaminovaných půdách (Lee et al., 2004; Kumpiene et al., 2008). Vápněním se zvyšuje pH půdy, dochází ke zvýšené adsorpci rizikových prvků na půdní koloidy a k následnému snížení mobility a biologické dostupnosti většiny rizikových prvků (Puschenreiter et

al., 2005; Trakal et al., 2011). Při vápnění je nutné mít na paměti i to, že může zvyšovat mobilitu rizikových prvků As, Cr, Cu, Se nebo V v půdách (Adriano, 2001; Podlešáková et al., 2001). Aplikací vápenatých hmot je možné mobilizovat i živiny např. N, Mo (Ridley et al., 1990; Fageria et al., 2002). Z řady experimentů vyplývá, že vápnění je účinné imobilizační opatření pro půdy kontaminované Cd, Cu, Ni, Pb a Zn (Vácha et al., 2002; García et al., 2004; Trakal et al., 2011). Na kyselých půdách kontaminovaných Cd, Pb a Zn aplikace vápenatých hmot zvyšuje výnosy zrna jarní pšenice (Tlustoš et al., 2006c), produkci nadzemní biomasy vrb i biomasy kořenů vrb (Trakal et al., 2011) díky snížené fytoxicitě rizikových prvků. Vápnění je opatření, kterým můžeme např. omezit obsahy Ca a Mg v kořenech jarní pšenice, zvýšit či snížit jejich obsahy v nadzemní biomase nebo omezit obsahy Cd a Pb v kořenech a v nadzemní biomase jarní pšenice (Tlustoš et al., 2006c).

3.3.2 Imobilizace rizikových prvků a živin aplikací fosforečných aditiv

V mnoha studiích se aplikace fosforečných aditiv ukázala jako velmi úspěšná zejména pro imobilizaci Pb díky tvorbě vysoce nerozpustného pyromorfitu (Munksgaard a Lottermoser, 2011; Fang et al., 2012). Fosforečná aditiva mohou působit imobilizačně i na jiné rizikové prvky např. Cd, Cu a Zn, které se často vyskytují v půdách společně s Pb (Spuller et al., 2007; Baker et al., 2012; Yan et al., 2015). Nicméně imobilizace dalších rizikových prvků Cd, Cu nebo Zn pomocí různých druhů fosforečných aditiv v půdách kontaminovaných několika rizikovými prvky současně byla studována v menším rozsahu (Baker et al., 2012; Yan et al., 2015). Úspěšnost imobilizace rizikových prvků fosforečnými aditivami může být ovlivněna půdní reakcí (Zhang a Ryan, 1998). V kyselých půdách (pH~5) dochází ke zvýšenému uvolňování rizikových prvků z minerálů, zlepšuje se i rozpustnost fosfátů. Naopak při půdní reakci vyšší než pH=6 se jejich rozpustnost snižuje (Chrysochoou et al., 2007; Mignardi et al., 2012). Aplikace fosforečných aditiv do kontaminovaných půd může přinášet řadu pozitiv (např. zdroj P pro rostliny, imobilizace vybraných rizikových prvků). Potřebné je ale jejich aplikaci monitorovat z důvodu možných negativních dopadů např. zvýšené riziko vyplavování P a následná eutrofizace povrchových vod (Hafsteinsdóttir et al., 2015), nebo mobilizace As, Sb, Se a W (Chrysochoou et al., 2007; Munksgaard a Lottermoser, 2011).

3.3.3 Chemofytostabilizace

Chemofytostabilizace je považována za slibné, dočasné remediační opatření pro půdy silně kontaminované rizikovými prvky (Alkorta et al., 2010). Při této metodě se nejprve do kontaminované půdy aplikují aditiva, která omezují mobilitu rizikových prvků v půdě a snižují tak jejich přístupnost pro rostliny (Grobelač a Napora, 2015). Následně je možné na stabilizovanou

lokalitu vysázet rostliny tolerantní k rizikovým prvkům (Alkorta et al., 2010) a využít lokalitu esteticky i hospodářsky (Tlustoš et al., 2007; Friesl-Hanl et al., 2009).

3.4 Pěstování rostlin na kontaminovaných půdách

Rostliny v závislosti na rostlinném druhu nebo genotypu mohou na přítomnost rizikových prvků v půdě reagovat různými způsoby (přirozená citlivost nebo tolerance); (Tlustoš et al., 2006b). Existují rostliny (tzv. metalofyty), které se na kontaminovaných půdách vyskytují přirozeně. Tyto rostliny jsou na půdy kontaminované rizikovými prvky adaptované a na kontaminovaných půdách prosperují (Baker, 1981; Sheoran et al., 2011). Rostliny je možné podle obsahu rizikových prvků v rostlinných pletivech rozdělit na rostliny s nízkou akumulací rizikových prvků (exkludační), s běžnou akumulací rizikových prvků (indikační) a s vysokou akumulací rizikových prvků (akumulační); (Baker, 1981). Tolerance rostlin je schopnost rostlin přežít na půdách kontaminovaných rizikovými prvky, které jsou pro jiné rostliny toxické (Hall, 2002). Tolerantní rostliny mají vyvinuté obranné mechanismy (fyziologické a biochemické), které jim pomáhají snášet vysoké koncentrace rizikových prvků v půdě (Hall, 2002; Rascio a Navari-Izzo, 2011). Obranné strategie rostlin můžeme rozdělit na vnější (kořenová exsudace, event. i mykorrhiza), probíhající v rhizosféře a vnitřní (vazba rizikového prvku do buněčné stěny kořenů, snížený transport rizikového prvku přes plazmatickou membránu, detoxikace rizikového prvku v buňce jeho chelatací pomocí různých ligandů nebo uložení rizikového prvku do vakuoly pomocí tonoplastových transportérů), probíhající v rostlině (Hall, 2002; Hossain et al., 2012).

3.4.1 Rostliny tolerantní k rizikovým prvkům

Existuje celá řada tolerantních rostlin k rizikovým prvkům. Pro experimentální část byly z důvodu mezinárodní využitelnosti vybrány celosvětově rozšířené druhy širokolistých šťovíků a rychle rostoucích dřevin. Rychle rostoucí dřeviny byly zvoleny i z důvodu potenciálního využití pro hospodářské účely.

3.4.1.1 Širokolisté šťovíky a jejich využití ve fytoremediačních technologiích

Šťovíky jsou významné tzv. oxalátní rostliny (White a Broadley, 2003), které tolerují Al v silně kyselých modelových podmínkách (Schöttelndreier et al., 2001; Tolrà et al., 2005; Myiagi et al., 2013). Širokolisté šťovíky zejména šťovík tupolistý a šťovík kadeřavý jsou považovány za významné celosvětově rozšířené plevele zejména travních porostů a orných půd (Hrdličková et al., 2011). Šťovík zahradní, šťovík kyselý nebo šťovík tupolistý mohou být používány v gastronomii jako listová zelenina nebo ve fytoterapii (Demirezer et al., 2001; Vardavas et al.,

2006; Tuazon-Nartea a Savage, 2013). V poslední době se řada vědců zabývá myšlenkou využití různých druhů šťovíků ve fytořediačních technologiích (Güteryüz et al., 2008; Barrutia et al., 2009; Muhammad et al., 2013). Důvodem je nenáročnost šťovíků, jejich všudypřítomnost a u některých druhů šťovíků i značný potenciál pro akumulaci rizikových prvků zejména díky jejich vysoké produkci biomasy (Zhuang et al., 2007). Výhodou je také jejich přirozený výskyt v průmyslových a důlních oblastech (Güteryüz et al., 2008; Epelde et al., 2010). Ve fytořediačních technologiích mohou být šťovíky uplatněny především na mírně nebo středně kontaminovaných půdách, často jsou zařazovány mezi exkludační rostliny (např. šťovík kyselý nebo šťovík menší); (Wenzel et al., 2003; Gaweda, 2009). Popsány byly také indikační a akumulační schopnosti šťovíků (šťovík kyselý nebo šťovík kadeřavý); (Zhuang et al., 2007; Epelde et al., 2010). Obsahy rizikových prvků se v rostlinných orgánech šťovíků mohou významně lišit podle míry kontaminace půd, konkrétního rizikového prvku nebo druhu šťovíku (Zhuang et al., 2007; Güteryüz et al., 2008; Gaweda, 2009). Tolerance šťovíků k rizikovým prvkům bude pravděpodobně souviset s přítomností organických kyselin. Organické kyseliny mohou hrát důležitou roli v toleranci a detoxikaci rizikových prvků rostlinami. Důvodem je možná vnější nebo vnitřní chelatace organických kyselin s rizikovými prvky (Sytar et al., 2013).

3.4.1.2 Rychle rostoucí dřeviny a jejich využití ve fytořediačních technologiích

Rychle rostoucí dřeviny jsou na rozdíl od bylin charakterizovány řadou důležitých vlastností např. hlubší kořenový systém, vyšší produkce biomasy nebo vyšší transpirační aktivita (Tlustoš et al., 2007; Capuana, 2011), díky kterým jsou vhodné pro fytořediační technologie (Dos Santos Utmazian a Wenzel, 2007). Velká pozornost z hlediska fytořediace je zaměřována především na vrby, které je možné využít pro fytoextrakce i fytostabilizace (Pulford a Watson, 2003; Meers et al., 2007). Důvodem je jejich vysoká produkce biomasy a schopnost tolerovat nebo akumulovat rizikové prvky (Pulford a Watson, 2003; Abhilash et al., 2012). Distribuce rizikových prvků v orgánech vrb může být ovlivněna konkrétním rizikovým prvkem. Míra kontaminace půdy rizikovými prvky může mít také vliv na distribuci rizikových prvků v orgánech vrb i na produkci jejich biomasy (Tlustoš et al., 2007). Vrby mohou být využity ve fytořediačních technologiích zejména na mírně nebo středně kontaminovaných půdách (Vysloužilová et al., 2003b; Jensen et al., 2009). Na silně kontaminovaných půdách vrby neprosperují (Jensen et al., 2009). Produkce vrb je zde limitována fytotoxicitou Cd (až 80 mg.kg⁻¹ v listech) a Zn (až 3000 mg.kg⁻¹ v listech); (Jensen et al., 2009). Na silně kontaminovaných půdách je proto nezbytná imobilizace rizikových prvků před uplatněním fytořediačních technologií (Vysloužilová et al., 2003a; Tlustoš et al., 2006a).

4 Vědecké hypotézy a cíle práce

Tématem disertační práce bylo posoudit účinek imobilizačních půdních aditiv na mobilitu rizikových prvků a živin ve dvou půdách silně kontaminovaných rizikovými prvky As, Cd, Pb a Zn s odlišnými agrochemickými parametry. Tématem práce bylo i vyhodnotit reakce rostlin, pěstovaných na takto stabilizovaných půdách a účinky porovnat s kontrolními variantami půd, bez přidaných imobilizačních aditiv.

Hypotézy práce

- 1) Vápenaté hmoty a fosforečná aditiva reagují s rizikovými prvky, snižují jejich mobilitu v půdě a omezují jejich přístupnost pro rostliny.
- 2) Aplikací vápenatých hmot a fosforečných aditiv do půdy se pravděpodobně mění přístupnost živin a tím může být negativně ovlivněn vývoj a růst rostlin.
- 3) Účinnost aplikace vápenatých hmot a fosforečných aditiv je pravděpodobně ovlivněna půdními vlastnostmi, intenzitou kontaminace a povahou kontaminantu.

Cíle práce

- 1) Sledování účinnosti aditiv (vápenaté hmoty, fosforečná aditiva) na omezení přístupnosti rizikových prvků a na změnu přístupnosti živin v půdě v modelových inkubačních experimentech.
- 2) Hodnocení vlivu půdních aditiv (vápenaté hmoty, fosforečná aditiva) na omezení přístupnosti rizikových prvků v půdě a na akumulaci rizikových prvků v širokolistých šťovících a rychle rostoucích dřevinách v nádobovém pokusu.
- 3) Posuzování účinku aditiv (vápenaté hmoty, fosforečná aditiva) z hlediska změny přístupnosti živin v půdě a akumulace živin v širokolistých šťovících a rychle rostoucích dřevinách v nádobovém pokusu.

5 Materiál a metody

5.1 Charakteristika půd

Pro inkubační i nádobové experimenty byly použity dvě půdy silně kontaminované rizikovými prvky s odlišnými agrochemickými parametry, z lokality Trhové Dušníky („Litavka“) a z lokality Kutná Hora („Malín“). Podrobné informace o historii a zdrojích kontaminace půd rizikovými prvky jsou uvedeny v kapitole 3.1. Detailní charakteristika obou zemín je uvedena v tabulce 1.

Tabulka 1. Charakteristika zemín.

charakteristika	zemina	
	Litavka	Malín
půdní druh	písčítý	hlinitý
půdní typ, subtyp	fluvizem glejová	luvizem modální
pH (CaCl ₂)	6,5 ± 0,02	7,3 ± 0,02
KVK (mmol ₍₊₎ .kg ⁻¹)	109 ± 38	333 ± 15
C _{org} (%)	3,6 ± 0,1	2,7 ± 0,1
P _{Mehlich III} (mg.kg ⁻¹)	9 ± 0,3	56 ± 3
K _{Mehlich III} (mg.kg ⁻¹)	192 ± 8	234 ± 4
Ca _{Mehlich III} (mg.kg ⁻¹)	1856 ± 31	8914 ± 98
Mg _{Mehlich III} (mg.kg ⁻¹)	160 ± 5	354 ± 5
As _{total} (mg.kg ⁻¹)	354 ± 2	688 ± 26
Cd _{total} (mg.kg ⁻¹)	53,8 ± 0,9	11,3 ± 0,2
Cr _{total} (mg.kg ⁻¹)	51,5 ± 0,8	45 ± 1
Cu _{total} (mg.kg ⁻¹)	61 ± 0,4	62 ± 2
Fe _{total} (mg.kg ⁻¹)	21193 ± 146	17379 ± 224
Mn _{total} (mg.kg ⁻¹)	2688 ± 16	371 ± 4
Ni _{total} (mg.kg ⁻¹)	18,5 ± 0,1	23,5 ± 0,3
Pb _{total} (mg.kg ⁻¹)	3305 ± 85	98 ± 31
Zn _{total} (mg.kg ⁻¹)	6172 ± 42	1022 ± 18

_{total} – pseudoocelkové obsahy rizikových prvků – extrakce lučavkou královskou

5.2 Charakteristika aditiv

Anorganická půdní aditiva, která byla v rámci experimentů použita, jsou uvedena v tabulce 2. Z vápenatých hmot bylo vybráno okamžitě rozpustné pálené vápno a pozvolna rozpustný dolomit. Jako zástupci fosforečných aditiv byly zvoleny trojitý superfosfát s rychle uvolnitelným fosforem a mletý fosfát s pozvolna uvolnitelným fosforem.

Tabulka 2. Charakteristika imobilizačních aditiv.

charakteristika	aditivum			
	pálené vápno ^a (L)	dolomit ^b (D)	mletý fosfát ^c (P)	trojitý superfosfát ^a (S)
pH (CaCl ₂)	12,0 ± 0,01	8,3 ± 0,02	7,8 ± 0,01	2,2 ± 0,003
P _{total} (g.kg ⁻¹)	0	0	67 ± 11	246
Ca _{total} (g.kg ⁻¹)	686	220	174 ± 22	159
Mg _{total} (g.kg ⁻¹)	0	100	2,6 ± 0,2	0
As _{total} (mg.kg ⁻¹)	0	1,2 ± 0,3	5,8 ± 1,5	0
Cd _{total} (mg.kg ⁻¹)	0	0,02 ± 0,01	3,2 ± 0,3	0
Fe _{total} (mg.kg ⁻¹)	0	0	469 ± 77	0
Mn _{total} (mg.kg ⁻¹)	0	0	7,9 ± 1,3	0
Pb _{total} (mg.kg ⁻¹)	0	0,29 ± 0,01	0,8 ± 0,2	0
Zn _{total} (mg.kg ⁻¹)	0	0,7 ± 0,2	83,5 ± 13,7	0

^a – chemicky čistá látka, distributor Lach-Ner s.r.o., Česká republika

^b – distributor Agro CS a.s., Česká republika

^c – distributor Timac Agro Czech s.r.o., Česká republika

_{total} – pseudocelkové obsahy rizikových prvků (As, Cd, Fe, Mn, Pb, Zn) – extrakce lučavkou královskou

_{total} – pseudocelkové obsahy makroprvků (P, Ca, Mg) – extrakce lučavkou královskou (mletý fosfát) nebo převzaty od distributorů (pálené vápno, dolomit, trojitý superfosfát)

5.3 Charakteristika rostlin

Pro nádobové pokusy byly vybrány zástupci bylin i dřevin (viz kapitola 3.4). Konkrétně byl zvolen šťovík tupolistý (*Rumex obtusifolius* L.) a vrba Smithova (*Salix × smithiana* Willd.), tj. přirozený hybrid vrby jívy a vrby košíkářské (Tlustoš et al., 2007; Weger, 2008).

5.4 Inkubační experimenty s vápenatými hmotami a fosforečnými aditivy

Cílem inkubačních experimentů bylo zhodnotit účinek vápnění a fosforečných aditiv pro stabilizaci toxických prvků (As, Cd, Pb, Zn) a mikroprvků (Fe, Mn) ve vybraných půdách (tabulka 1).

Modelové experimenty zahrnovaly čtrnáct variant pro každou zeminu (C – kontrolní varianta bez přídavku vápenatých hmot; L1, L2 a L3 – varianty s aplikací vápna; D1, D2 a D3 – varianty s aplikací dolomitu; C – kontrolní varianta bez přídavku fosforečných aditiv; S1, S2 a S3 – varianty s aplikací superfosfátu; P1, P2 a P3 – varianty s aplikací mletého fosfátu). Aplikační dávky aditiv jsou uvedeny v tabulce 3. Celkem bylo založeno 28 pokusných variant pro obě zeminy. Každá varianta byla desetkrát opakována.

Tabulka 3. Množství makroprvků (P, Ca a Mg) a rizikových prvků (As, Cd, Pb a Zn) dodaných do půd třemi rostoucími aplikačními dávkami vápna (L1, L2, L3), dolomitu (D1, D2, D2), superfosfátu (S1, S2, S3) a mletého fosfátu (P1, P2, P3).

aditivum	zkratka aditiv	množství prvků dodaných do půdy						
		P g.kg ⁻¹	Ca g.kg ⁻¹	Mg g.kg ⁻¹	As mg.kg ⁻¹	Cd mg.kg ⁻¹	Pb mg.kg ⁻¹	Zn mg.kg ⁻¹
pálené vápno	L1	0	15	0	0	0	0	0
	L2	0	30	0	0	0	0	0
	L3	0	60	0	0	0	0	0
dolomit	D1	0	15	6,8	0,1	0,001	0,02	0,05
	D2	0	30	13,6	0,2	0,003	0,04	0,1
	D3	0	60	27,2	0,3	0,006	0,08	0,2
trojitý superfosfát	S1	0,3	0,2	0	0	0	0	0
	S2	1	0,7	0	0	0	0	0
	S3	3	2	0	0	0	0	0
mletý fosfát	P1	0,1	0,3	0	0,009	0,005	0,001	0,1
	P2	0,3	0,8	0	0,03	0,01	0,004	0,4
	P3	1	2,6	0	0,09	0,05	0,01	1,25

V 250 ml plastových lahvích bylo 50 g na vzduchu proschlé zeminy, přeseť přes 2 mm síto, smícháno s příslušným množstvím aditiva (tabulka 3). Následně byla do každé plastové lahve přidána deionizovaná voda v množství zajišťující 60 % maximální vodní kapacity půdy. Inkubační experimenty probíhaly při konstantní teplotě 25°C po dobu 7, 14, 28 a 42 dnů.

5.4.1 Analýzy půd

Ve výše uvedených dnech byly v půdních vzorcích stanoveny mobilní a potenciálně mobilizovatelné koncentrace As, Cd, Pb, Zn, Fe a Mn metodou optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES, VARIAN Vista-Pro, Varian, Austrálie). Vlastnímu stanovení koncentrací jednotlivých prvků předcházela jednoduchá extrakce půdy. Pro zjištění mobilních koncentrací prvků byly půdní vzorky extrahovány roztokem CaCl₂ o koncentraci 0,01 mol.l⁻¹ v poměru 1/2,4 (w/v) po dobu 6 hodin. Pro určení potenciálně mobilizovatelných koncentrací prvků v půdě byly půdní vzorky vyluhovány roztokem CH₃COOH o koncentraci 0,11 mol.l⁻¹ v poměru 1/2,4 (w/v) po dobu 16 hodin.

5.5 Nádobové pokusy se širokolistými šťovíky a rychle rostoucími dřevinami

Cílem nádobových pokusů bylo posoudit vlastnosti tolerantní byliny a dřeviny pěstované na půdách stabilizovaných vápněním nebo aplikací fosforečných aditiv.

Při založení pokusů bylo do plastových nádob odváženo 5 kg na vzduchu proschlé, přeseťé (10 mm síto) zeminy smíchané s hnojivým roztokem NPK (0,5 g N ve formě NH_4NO_3 ; 0,16 g P a 0,4 g K ve formě K_2HPO_4) a následně s imobilizačními aditivy.

Širokolisté šťovíky. Jednoletý nádobový experiment zahrnoval tři varianty pro každou zeminu (C – kontrolní, zemina bez přidavku aditiva; Ca – pálené vápno v dávce $7,3 \text{ g.kg}^{-1}$ zeminy a P – trojitý superfosfát v dávce $1,3 \text{ g.kg}^{-1}$ zeminy). Pokusné varianty byly založeny v pěti opakováních pro obě zeminy. Do každé nádoby bylo do hloubky 1-2 cm zaseto 100 semen šťovíku tupolistého. Po měsíci byly rostliny vyjednoceny na 3 rostliny na nádobu. Po šesti měsících růstu byla biomasa šťovíků sklizena a rozdělena na podzemní a nadzemní orgány (stonky, listy a semena). Na konci pokusu byly odebrány půdní vzorky z celého půdního profilu nádoby.

Rychle rostoucí dřeviny. Tříletý nádobový experiment zahrnoval pět variant pro každou zeminu. Pokusné varianty: C – kontrolní, zemina bez přidavku aditiva; L1 – pálené vápno v dávce $7,3 \text{ g.kg}^{-1}$ zeminy; L2 – pálené vápno v dávce $21,9 \text{ g.kg}^{-1}$ zeminy; D1 – dolomit v dávce $21,6 \text{ g.kg}^{-1}$ zeminy a D2 – dolomit v dávce $68,1 \text{ g.kg}^{-1}$ zeminy byly založeny ve čtyřech opakováních pro obě zeminy. Do každé nádoby byl zasazen jeden 20 cm řízek vrby, vyčnívající cca. 1-2 cm nad povrch půdy. Od druhé vegetační sezóny bylo vrbám ve čtrnáctidenních intervalech mimokořenově dodáváno Fe (6% roztok Fe ve formě EDDHMA, tj. kyselina etylendiamindi(*o*-hydroxy-*p*-metylfenyl)octová). Před každou vegetační sezónou byly uhynulé řízky vrb nahrazeny novými řízkami. Na konci každého vegetačního období (září) byla nadzemní biomasa vrb (listy, větve) sklizena. Zároveň byly odebrány půdní vzorky z celého půdního profilu nádoby.

5.5.1 Analýzy půd

Půdní vzorky byly usušeny při teplotě 25°C , přeseťy přes 2 mm síto a extrahovány roztoky CaCl_2 o koncentraci $0,01 \text{ mol.l}^{-1}$ (Tlustoš et al., 1994) a CH_3COOH o koncentraci $0,11 \text{ mol.l}^{-1}$ (Quevauviller, 1998). V půdních extraktech byla stanovena široká škála prvků pomocí metod ICP-OES (makroprvky – P, mikroprvky – Cu, Fe, Mn, Ni, toxické prvky – Al, As, Cd, Cr, Pb, Zn) a plamenové atomové absorpční spektrometrie (FAAS, VARIAN SpectrAA-280, Austrálie); (makroprvky – K, Ca a Mg). Výměnná půdní reakce byla měřena v suspenzi půdy a roztoku CaCl_2 o koncentraci $0,01 \text{ mol.l}^{-1}$ v poměru 1/5 (w/v). V případě nádobového pokusu se šťovíkem tupolistým byly půdní vzorky vyluhovány také roztokem KCl o koncentraci $0,5 \text{ mol.l}^{-1}$ (výměnná frakce Al), deionizovanou vodou (vodorozpustná frakce Al) v poměru 1/10 (w/v; Drabek et al., 2005) a roztoky kyseliny citrónové a šťavelové o koncentraci $0,11 \text{ mol.l}^{-1}$ (frakce Al výměnná, vázaná na uhličitany a redukovatelná); (Wuana et al., 2010) v poměru 1/20 (w/v). Vybrané labilní

koncentrace Al byly stanoveny pomocí metody ICP-OES. Půdní reakce byla měřena i v suspenzi půdy a roztoku kyseliny octové, citrónové nebo šťavelové o koncentraci $0,11 \text{ mol.l}^{-1}$ (1/20, w/v).

5.5.2 Analýzy rostlin

Biomasa rostlin byla usušena při teplotě 60°C a rozemleta. Celkové obsahy makroprvků, mikroprvků a toxických prvků byly stanoveny pomocí metod ICP-OES a FAAS. Vlastnímu stanovení obsahů jednotlivých prvků předcházela vysokotlaký mikrovlnný rozklad ve směsi 65% HNO_3 :30% H_2O_2 (4:1; Ethos 1, MLS GmbH, Německo) u šťovíků nebo klasický rozklad na suché cestě, tj. zpopelnění vzorku s následným rozpuštěním popela ve zředěné HNO_3 (Mader et al., 1998) u vrb. Pro zajištění kvality zjištěných dat byly použity referenční materiály CTA-OTL-1 (Oriental Tobacco Leaves, šťovíky) a NCS DC 73348 (Bush Branches and Leaves, vrby). Obsah N ve šťovících byl stanoven metodou podle Kjeldahla na přístroji Vapodest 50s (Gerhardt, Königswinter, Německo) po mokřím rozkladu 98% H_2SO_4 za přítomnosti práškového selenu. Pomocí iontově-výměnné chromatografie s potlačenou vodivostí (IC, ICS 1600, Dionex, USA; Tejnecký et al., 2010), po výluhu rostlinných orgánů v horké vodě (Malik et al., 2008), byly v dospělých rostlinách šťovíků stanoveny i obsahy aniontů nízkomolekulárních organických kyselin. Obsahy Al byly stanoveny ve stejné suspenzi pomocí metody ICP-OES. Během prvních 28 dnů byly hodnoceny i počáteční fáze růstu šťovíku.

5.6 Statistická analýza dat

Statistické vyhodnocení dat bylo provedeno v programu STATISTICA 12.0 (StatSoft, Tulsa, OK, USA). Výběr vhodné statistické metody byl ověřen Shapiro-Wilkovým testem normality a Levenovým testem homogenity rozptylu. Data z inkubačních experimentů byla vyhodnocena pomocí ANOVy při opakovaných měřeních a jednoduché ANOVy s následným Tukeyho HSD testem na hladině významnosti $\alpha=0,05$. Pro vyhodnocení dat z nádobových pokusů byl zvolen neparametrický Kruskal-Wallisův test s následným vícenásobným porovnáním průměrů. Ke statistickému zpracování dat byla použita také analýza hlavních komponent (PCA) v programu CANOCO 4.5 (ter Braak a Šmilauer, 2002). Vztah mezi vybranými proměnnými byl posouzen i lineární regresí.

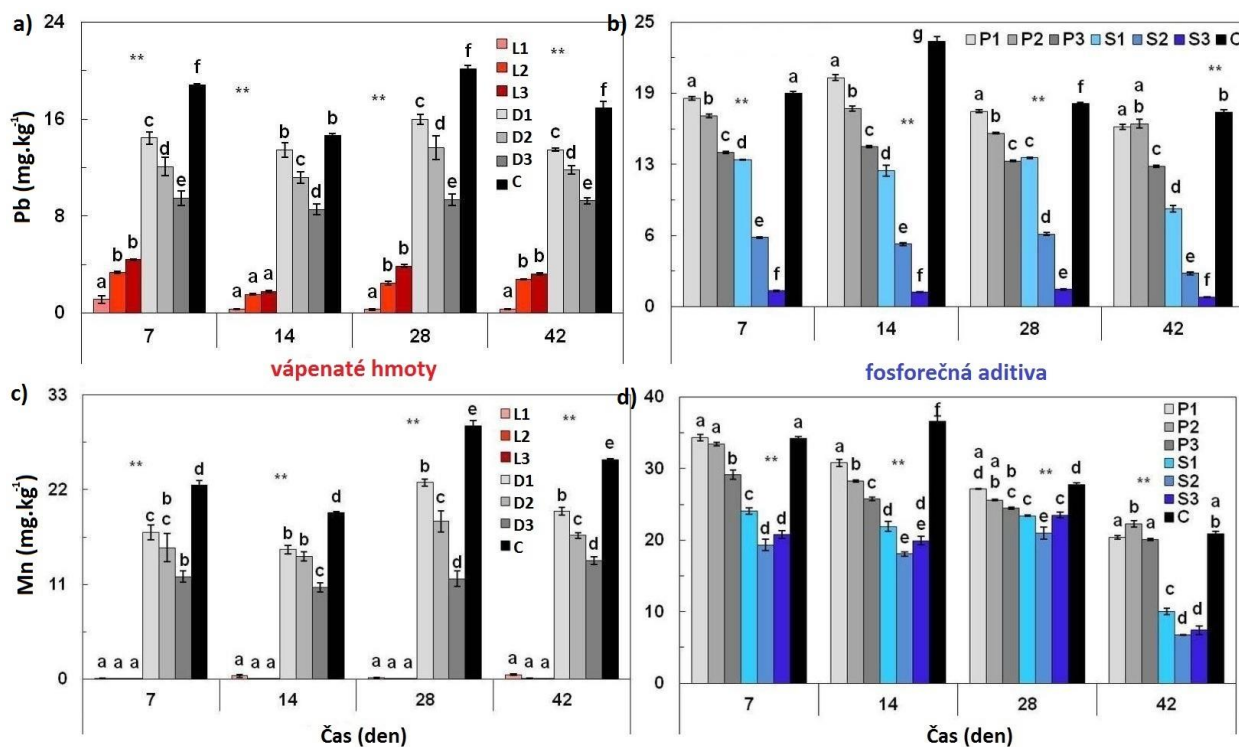
6 Výsledky a diskuse

6.1 Regulace mobility prvků v půdách silně kontaminovaných rizikovými prvky

Mobilita toxických prvků (As, Cd, Pb, Zn) a mikroprvků (Fe, Mn) byla významně ovlivněna půdními vlastnostmi. V alkalické půdě Malín nebyla mobilita prvků změněna vápněním ani aplikací fosforečných aditiv. Tyto výsledky jsou v souladu s dalšími studiemi, které potvrzují, že při alkalickém pH půd je rozpustnost řady prvků minimální (Podlešáková et al., 2001; Němeček et al., 2010; Kabata-Pendias, 2011). Po aplikaci fosforečných aditiv do alkalických půd byla příčinou neúspěšné imobilizace prvků i přítomnost fosforečanů ve velmi málo rozpustných formách (Hong et al., 2010; Moradi et al., 2012). Aplikace vápenatých hmot a fosforečných aditiv účinně regulovaly mobilitu prvků ve slabě kyselé půdě Litavce. Významnou úlohu v regulaci prvků ve slabě kyselé půdě sehrálo aditivum. Potenciálně mobilizovatelné koncentrace Cd, Pb, Zn a Mn byly během 42 dnů inkubace více imobilizovány aplikací rychle rozpustných aditiv (vápno>superfosfát) než pomalu rozpustných aditiv (dolomit~mletý fosfát). Důvodem byl významný nárůst půdní reakce až na pH=12 po aplikaci vápna a okamžitá reaktivita účinné složky superfosfátu (H_2PO_4^-) s prvky v půdním roztoku (Dermatas a Meng, 2003; Guo et al., 2006; Alkorta et al., 2010). Naopak labilní koncentrace As a Fe a mobilní koncentrace Pb a Mn nebyly omezeny vápněním ani aplikací fosforečných aditiv. Podle účinnosti imobilizačních aditiv ve slabě kyselé půdě byly rizikové prvky rozděleny do dvou skupin – 1) bez poklesu koncentrací (mobilních i potenciálně mobilizovatelných – As, Fe a mobilních – Pb, Mn) a 2) pokles koncentrací (potenciálně mobilizovatelných – Pb, Mn a mobilních i potenciálně mobilizovatelných – Cd, Zn).

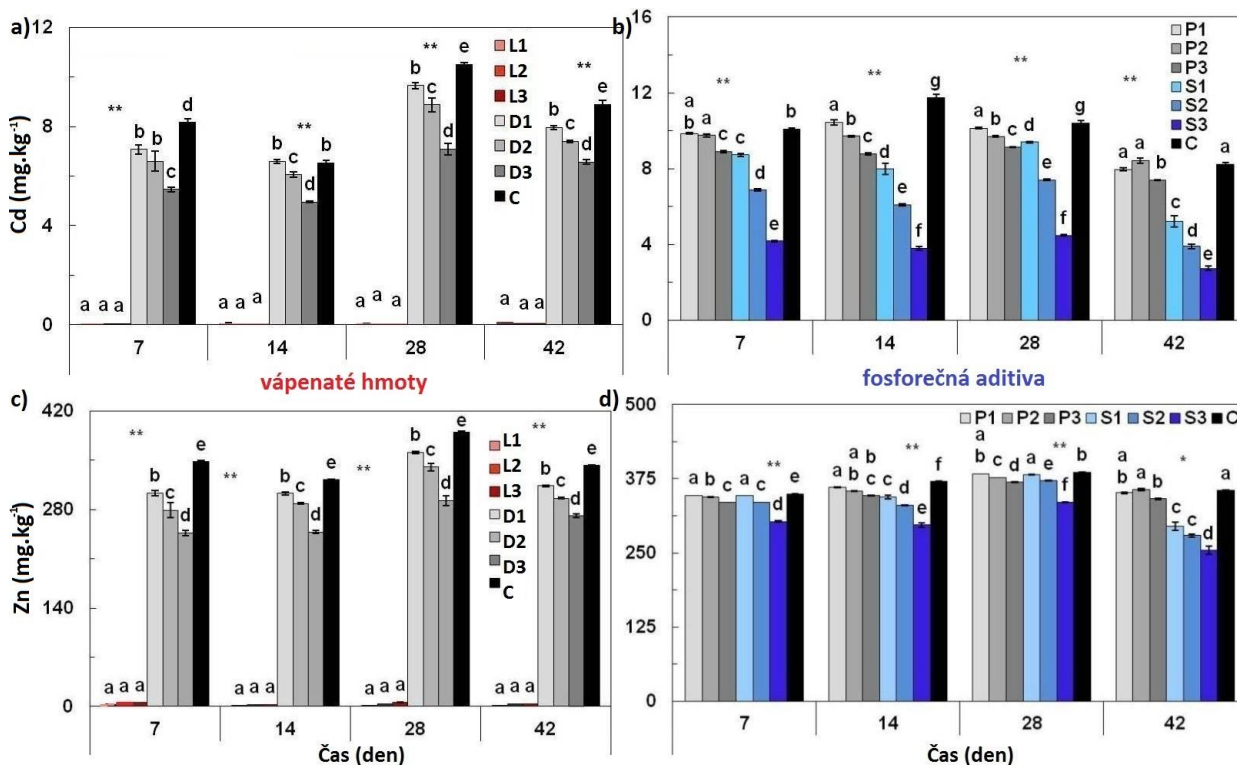
Při regulaci mobility Pb a Mn významnou roli sehrálo i použité extrakční činidlo. Půdní aditiva úspěšně imobilizovala potenciálně mobilizovatelné koncentrace Pb i Mn v pořadí: mletý fosfát<dolomit<superfosfát<vápno (grafy 1a, 1b, 1c, 1d). Po aplikaci vápna byla výrazně zvýšena půdní reakce až na pH=12 a následkem toho byly okamžitě omezeny potenciálně mobilizovatelné koncentrace Pb a Mn. Přídavek dolomitu snížil Pb a Mn jen mírně – precipitací dvojmocných kationtů Pb a Mn s uhličitany (Elkhatib et al., 1991; Otero et al., 2009). Středně rozpustný superfosfát s okyselujícím účinkem byl schopný poskytnout více volných fosforečnanových iontů pro reakce s Pb ve slabě kyselé půdě (Wang et al., 2008; Thawornchaisit a Polprasert 2009; Cui et al., 2010) než pomalu rozpustný mletý fosfát. Potenciálně mobilizovatelné koncentrace Pb byly více sníženy aplikací superfosfátu než aplikací mletého fosfátu. Mírné snížení potenciálně mobilizovatelných koncentrací Mn po aplikaci superfosfátu souviselo s tvorbou nerozpustných fosforečnanových komplexů s Mn – MnHPO_4 a $\text{Mn}_3(\text{PO}_4)_2$ (Vangronsveld et al. 2009).

Graf 1. Potenciálně mobilizovatelné koncentrace Pb (1a, 1b) a Mn (1c, 1d) ve slabě kyselé půdě v 7., 14., 28. a 42. dnu od aplikace vápenatých hmot (pálené vápno – L1, L2, L3, dolomit – D1, D2, D3) a fosforečných aditiv (mletý fosfát – P1, P2, P3, trojitý superfosfát – S1, S2, S3) a bez přidavku aditiv (kontrola – C).



Půdní aditiva imobilizovala potenciálně mobilizovatelné koncentrace Cd i Zn v pořadí: mletý fosfát < dolomit < superfosfát < vápno (grafy 2a, 2b, 2c, 2d). Půdní aditiva účinkovala podobně i na mobilní koncentrace Cd a Zn. Stabilizace Cd a Zn pomocí vápnění byla vyvolána podobnými imobilizačními mechanismy. Okamžitý pokles mobilních i potenciálně mobilizovatelných koncentrací Cd a Zn po aplikaci vápna souvisel s vysoce rozpustnou formou vápna (Mayfield et al., 2004). Mobilní a potenciálně mobilizovatelné koncentrace Cd a Zn byly přidavkem dolomitu snižovány pozvolna – precipitací dvojmocných kationtů Cd a Zn s uhličitany (Bradl, 2004). Stabilizace mobilních a potenciálně mobilizovatelných koncentrací Cd pomocí fosforečných aditiv byla spojena s precipitací volných fosforečnanových iontů s dvojmocnými kationty Cd do podoby nerozpustných fosforečnanů kademnatých – $Cd_3(PO_4)_2$ (Spuller et al., 2007; Hong et al., 2010). Vzhledem k chemické podobnosti Cd a Zn (Kabata-Pendias, 2011) se imobilizace Zn pomocí aplikace fosforečných aditiv ve většině případů podobala imobilizaci Cd.

Graf 2. Potenciálně mobilizovatelné koncentrace Cd (2a, 2b) a Zn (2c, 2d) ve slabě kyselých půdách v 7., 14., 28. a 42. dnu od aplikace vápenatých hmot (pálené vápno – L1, L2, L3, dolomit – D1, D2, D3) a fosforečných aditiv (mletý fosfát – P1, P2, P3, trojitý superfosfát – S1, S2, S3) a bez přísady aditiv (kontrola – C).



Aplikační dávky imobilizačních aditiv sehrály v regulaci mobility prvků důležitou úlohu. Vliv aplikačních dávek aditiv na mobilitu toxických prvků a mikroprvků v půdách potvrzují i další studie (Elkhatib et al., 1991; Bolan a Duraisamy, 2003; Yan et al., 2015).

6.2 Pěstování rostlin na stabilizovaných půdách

6.2.1 Rychle rostoucí dřeviny

Růst a mortalita rostlin. Okamžité sázení vrby do půd ošetřených vyšší dávkou vápna (L2) bylo neslučitelné s jejich životaschopností – vrby uhynuly ještě před sklizní (tabulka 4). Pro počáteční vývoj vrby byla silně alkalická reakce půdy vyvolaná aplikací vysoké dávky vápna nevhodná. Nesoulad s potřebou vysokého pH půdy pro dobrý rozvoj kořenů vrby (Hytönen a Kaunisto, 1999) pravděpodobně souvisel s destrukcí kořenů hydroxidem vznikajícím reakcí vápna s vodou. Další příčinou mohly být vysoké koncentrace rizikových prvků po mineralizaci organické hmoty ve vyvápnné půdě (Mühlbachová a Tlustoš, 2006). Dávka dolomitu sehrála důležitou roli v úhynu vrby. Zhoršený růst a zvýšená mortalita vrby byly pozorovány ve slabě kyselých půdách Litavce ošetřené nižší dávkou dolomitu (D1); (tabulka 4 a graf 3a).

Tabulka 4. Mortalita vrb (%) a pH půd, ve kterých byly vrby pěstovány během tříletého období.

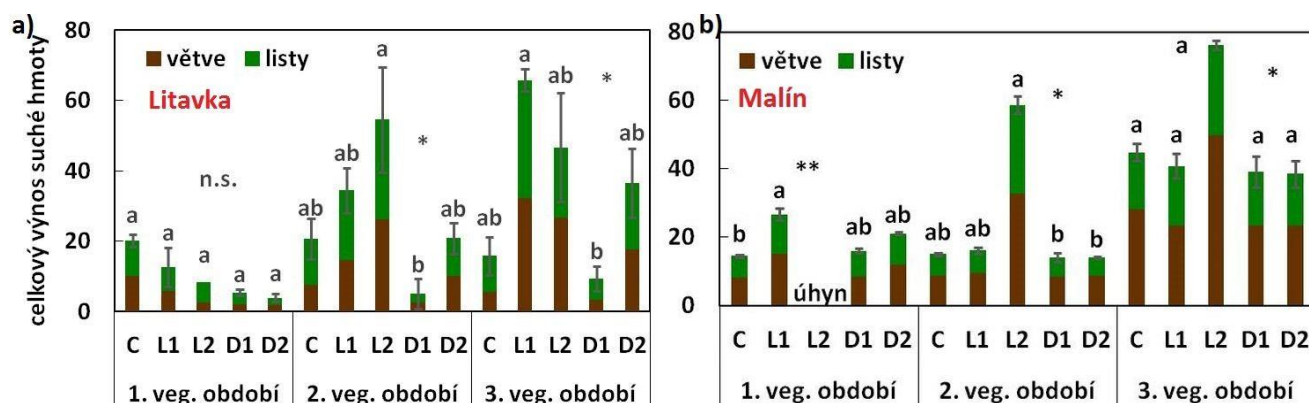
zemina	varianta	mortalita			pH (CaCl ₂)		
		vegetační období			vegetační období		
		1.	2.	3.	1.	2.	3.
Litavka	C	0	25	0	6,0 ^b ± 0,02	6,2 ^b ± 0,04	6,1 ^b ± 0,06
	L1	50	0	0	7,7 ^{ab} ± 0,03	7,6 ^{ab} ± 0,03	7,4 ^{ab} ± 0,03
	L2	75†	0	25	7,9 ^{ac} ± 0,01	7,8 ^{ac} ± 0,02	7,7 ^a ± 0,07
	D1	25	50	25	6,6 ^{bc} ± 0,02	6,7 ^b ± 0,03	6,7 ^{bc} ± 0,06
	D2	100	0	0	6,6 ^{bc} ± 0,02	6,9 ^{bc} ± 0,07	6,7 ^{bc} ± 0,04
Malín	C	0	0	0	7,3 ^{ab} ± 0,03	7,2 ^{ab} ± 0,02	7,2 ^{ab} ± 0,01
	L1	0	0	0	7,7 ^{ab} ± 0,04	7,6 ^{ab} ± 0,04	7,4 ^{ab} ± 0,02
	L2	100†	0	0	8,3 ^a ± 0,04	7,9 ^a ± 0,02	7,6 ^{ac} ± 0,02
	D1	0	0	0	7,4 ^{ab} ± 0,03	7,3 ^{ab} ± 0,02	7,3 ^{ab} ± 0,02
	D2	0	0	0	7,3 ^{ab} ± 0,01	7,4 ^{ab} ± 0,03	7,3 ^{ab} ± 0,03

† – úhyn vrb před sklizní

Pokusné varianty: C – kontrolní; L1, L2 – aplikace páleného vápna ve dvou dávkách; D1, D2 – aplikace dolomitu ve dvou dávkách

Produkce biomasy. Vyšší výnosy listů vrb ve slabě kyselé půdě Litavce a vyšší výnosy větví v alkalické půdě Malín byly pravděpodobně způsobeny rozdílnou půdní reakcí a mírou kontaminace půd (Tlustoš et al., 2007). Aplikace vápna v prvním roce pokusu, bez ohledu na použitou dávku (L1, L2), přispěla ke zvýšení výnosu nadzemní biomasy vrb ve druhém a třetím roce pokusu ve slabě kyselé půdě Litavce (graf 3a). Vyšší dávka vápna (L2) přispěla ke zvýšení výnosu vrb od druhého roku pokusu i v alkalické půdě Malín (graf 3b). Pozvolná účinnost dolomitu (Mayfield et al., 2004) se projevila ve slabě kyselé půdě Litavce od třetí vegetační sezóny zvýšeným růstem vrb (viz varianta D2 v grafu 3a).

Graf 3. Celková produkce nadzemní biomasy vrb (g.rostlina⁻¹).



Pokusné varianty: C – kontrolní; L1, L2 – aplikace páleného vápna ve dvou dávkách; D1, D2 – aplikace dolomitu ve dvou dávkách

Obsahy a distribuce makroprvků, mikroprvků a toxických prvků v orgánech vrb.

Vyšší obsahy P, K, Ca a Mg v listech než ve větvích byly stanoveny v kontrolních půdách. Zvýšený transport makroprvků z větví do listů vrb nebyl vápněním ovlivněn. Vápnění ve většině případů nezměnilo ani obsahy makroprvků v nadzemní biomase. Vyšší obsahy P ve větvích v prvním roce pokusu souvisely s růstovým omezením vrb po vápnění. Obsahy většiny makroprvků stanovené ve vrbách v kontaminovaných kontrolních půdách se podobaly hodnotám makroprvků ve vrbách pěstovaných v nekontaminovaných půdách (4,5 g Ca.kg⁻¹; 2-2,5 g Mg.kg⁻¹; 8-18 g K.kg⁻¹; Jug et al., 1999). Pouze zjištěný průměrný obsah P v listech vrb (1,7 g.kg⁻¹) ve slabě kyselé kontrolní půdě je možné považovat za skrytý nedostatek P (< 2,1 g.kg⁻¹; Jug et al., 1999).

Vyšší obsahy Fe, Mn a Ni v listech než ve větvích vrb byly zjištěny v kontrolních půdách. Vápnění nezměnilo zvýšený transport Fe, Mn ani Ni z větví do listů. Na rozdíl od ostatních mikroprvků obsah i distribuci Cu v nadzemní biomase ovlivňovaly půdní vlastnosti. Ve slabě kyselé půdě byl zjištěn omezený transport Cu z větví do listů. V alkalické půdě byl naopak pozorován transport zvýšený. Podobné výsledky popisují i Kacálková et al. (2015). Vápnění distribuci Cu v nadzemní biomase vrb nezměnilo. Během první vegetační sezóny byly u vrb ve slabě kyselé půdě pozorovány viditelné příznaky nedostatku Fe, tzv. chlorózy, s nejvyšší pravděpodobností vyvolané fyto toxicitou Zn (>100 mg Zn.kg⁻¹; Kabata-Pendias, 2011). K podobným závěrům dospěli i další autoři (Vysloužilová et al., 2003b; Tlustoš et al., 2007). Stanovené obsahy Cu v listech vrb (až 15,4 mg.kg⁻¹) v kontaminovaných kontrolních půdách byly ve většině případů vyšší než běžné obsahy Cu v listech vrb v kyselých nekontaminovaných půdách (3,5-9,2 mg Cu.kg⁻¹; Syso et al., 2014). Zjištěné obsahy Mn a Ni v listech vrb v kontaminovaných kontrolních půdách (<26,9 mg Mn.kg⁻¹; <1,8 mg Ni.kg⁻¹) byly nižší než běžné obsahy Mn a Ni v listech vrb v kyselých nekontaminovaných půdách (168-779 mg Mn.kg⁻¹; 5,3-13 mg Ni.kg⁻¹; Syso et al., 2014). V prvním roce pokusu byly obsahy Cu, Fe a Mn v nadzemních orgánech vrb nižší než v následných letech. Důvodem byla jejich precipitace vyvolaná alkalickým pH půdy po vápnění v první vegetační sezóně. Vyšší obsahy Fe v listech vrb souvisely také s listovou aplikací Fe prováděnou od druhé vegetační sezóny.

Vyšší obsahy Al, Cd a Zn v listech než ve větvích vrb byly zjištěny v kontrolních půdách. Podobné výsledky popisují i další autoři (Tlustoš et al., 2007; Kacálková et al., 2015). Vápnění neovlivnilo zvýšený transport Al, Cd a Zn z větví do listů vrb. Obsahy i distribuce Cr a Pb ve vrbách se odlišovaly od předešlých toxických prvků. Chrom v nadzemní biomase ovlivňovaly chemické vlastnosti půd. Na Pb ve vrbách významně působily půdní vlastnosti i vápnění. Vliv sledované doby působení aditiv se projevil na obsahu většiny toxických prvků. Zvýšené obsahy Al, Cd a Cr v nadzemních orgánech po třetí vegetační sezóně byly pravděpodobně vyvolány sníženou

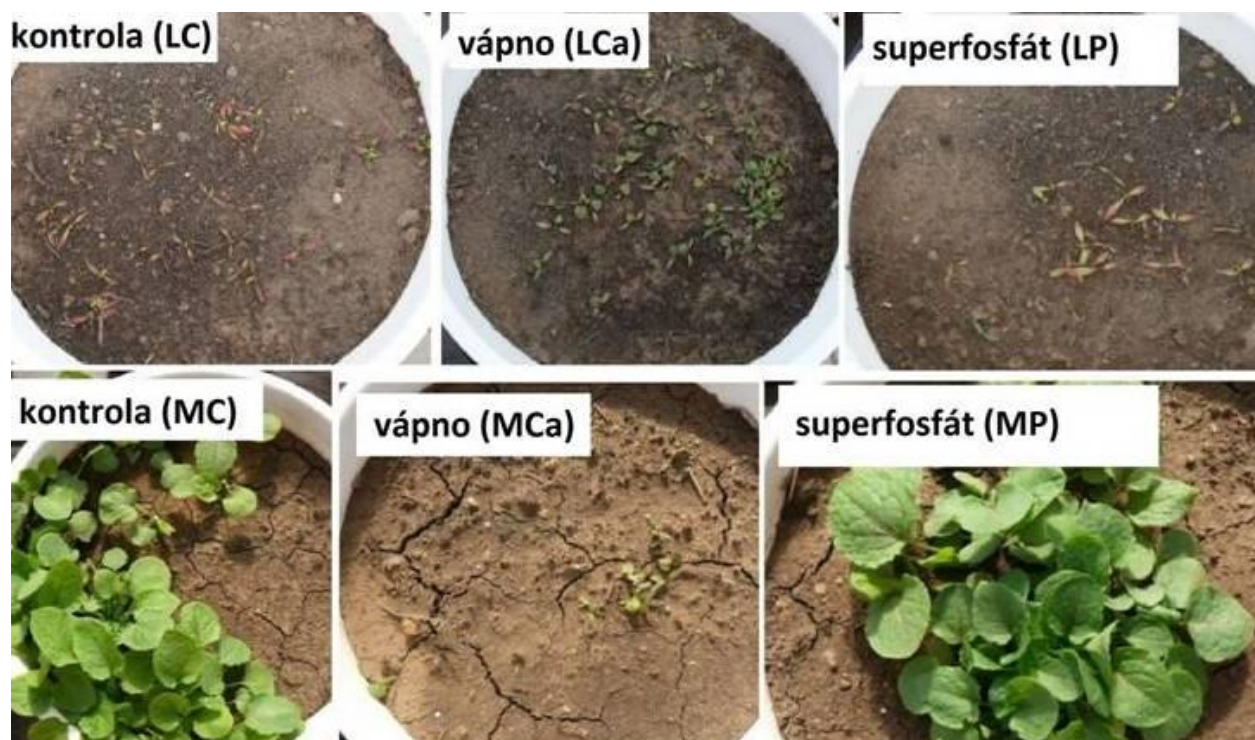
imobilizační účinností vápnění (Lee et al., 2004). Hranice fytotoxicity pro Cd a Zn ($>5 \text{ mg Cd.kg}^{-1}$, $>100 \text{ mg Zn.kg}^{-1}$; Pugh et al., 2002; Kabata-Pendias, 2011) byly překročeny u listů vrb na obou kontrolních půdách. Stanovené obsahy Pb v listech vrb ve slabě kyselé kontrolní půdě byly vyšší (až $3,0 \text{ mg Pb.kg}^{-1}$) než běžné obsahy Pb v listech vrb v kyselých nekontaminovaných půdách ($1,0\text{--}1,1 \text{ mg Pb.kg}^{-1}$; Syso et al., 2014). Hranice fytotoxicity pro Pb ($>30 \text{ mg.kg}^{-1}$; Pugh et al., 2002) však překročena nebyla.

Aplikace nižší dávky dolomitu nebyla vhodným opatřením pro pěstování vrb ve slabě kyselé půdě. Po aplikaci vápna nebyly zvýšené obsahy Pb v listech vrb sníženy, ale nepředstavovaly pro růst vrb takové omezení, jako vysoké obsahy Zn. Stabilizace půdy vápnem v kombinaci s listovou aplikací Fe částečně pomohlo omezit vysoké obsahy Cd a Zn v listech vrb. Uvedený postup pomohl snížit poměr Zn:Fe v listech a tím zmírnit nedostatek Fe v listech vrb ve slabě kyselé půdě.

6.2.2 Širokolisté šťovíky

Počáteční růst a mortalita rostlin. Počáteční růst a mortalita šťovíků byly ovlivněny půdou i aditivy (obrázek 1).

Obrázek 1. Počáteční růst šťovíků v silně kontaminovaných půdách (Litavka – L, Malín – M).

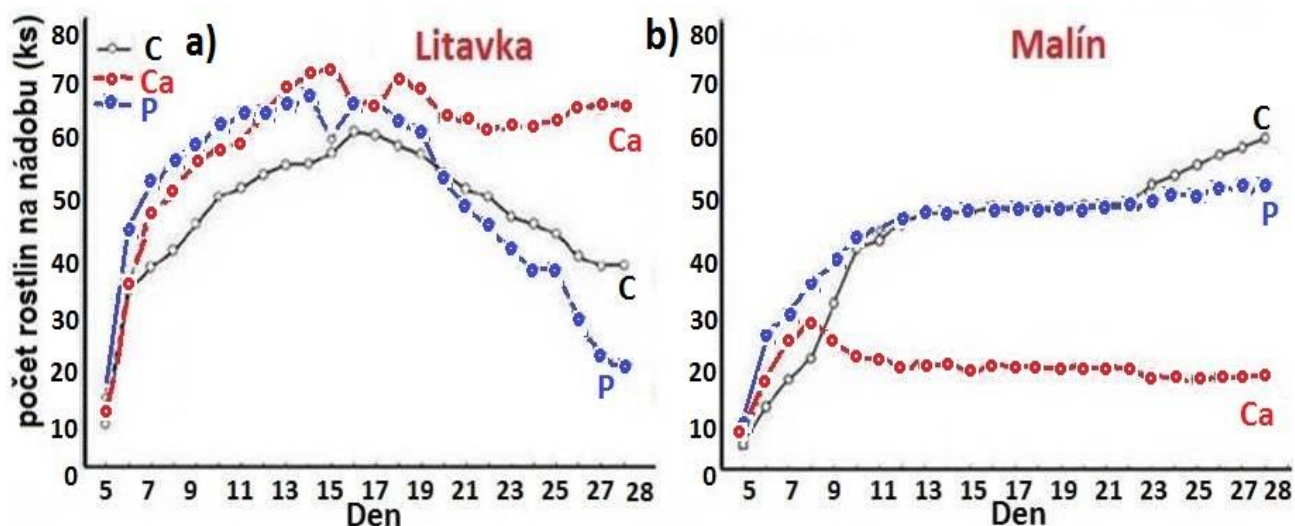


Rychleji a ve větším počtu vzcházely drobné rostliny šťovíků s načervenalými úzkými, dlouhými listy ve slabě kyselé kontrolní půdě (LC) a ve variantě se superfosfátem (LP); (graf 4a, obrázek 1). Pozorována byla také jejich výrazně vyšší mortalita. Důvodem úhynu šťovíků v počátečních fázích

růstu byla vysoká biodostupnost Cd, Pb a Zn ve slabě kyselé půdě. Po vyvápnění slabě kyselé půdy došlo k výraznému poklesu mobility Cd o 94 % a Zn o 82 % a tím byl pozitivně ovlivněn vývoj raných fází šťovíků. Rostliny měly širší, méně načervenalé listy (obrázek 1 – varianta LCa).

V alkalické kontrolní půdě (MC) a ve variantě se superfosfátem (MP) byly pozorovány zelené, více životaschopné rostliny (obrázek 1). Počáteční vývoj šťovíků ve vyvápňené alkalické půdě byl výrazně horší (graf 4b – varianta Ca). Strádání rostlin bylo spojeno s alkalickým pH půdy (pH=7,6) a s vysokou počáteční dostupností Ca v kontrolní půdě. Nízká mobilita rizikových prvků, stanovená již v alkalické kontrolní půdě, neměla vliv na kvalitu šťovíků v počátečních fázích růstu. Citlivost dospělých rostlin šťovíků k vysokým obsahům Ca a Mg v nekontaminované půdě pozorovali již Humphreys et al. (1999) a Hann et al. (2012). Šťovíky jako tzv. oxalátní rostliny (White a Broadley, 2003) dokáží vysoké obsahy Ca ve svých pletivech inaktivovat tvorbou vysoce nerozpustných komplexů Ca se šťavelany a jejich zabudováním do vakuol nebo buněčných stěn (Franceschi a Nakata, 2005; Tolrá et al., 2005). Novým poznatkem doktorské práce byla prokázána citlivost šťovíků v raných fázích růstu k vysokým obsahům Ca ve vyvápňené alkalické půdě. Novým zjištěním také bylo, že pro počáteční růst šťovíků je nevyhovující vysoká biodostupnost Cd, Pb a Zn ve slabě kyselé kontrolní půdě i ve variantě se superfosfátem.

Graf 4. Růst šťovíků během prvních 28 dnů ve slabě kyselé půdě Litavce (a) a v alkalické půdě Malín (b).



Pokusné varianty: C – kontrolní, Ca – aplikace páleného vápna, P – aplikace trojitého superfosfátu

Produkce biomasy. Chemické vlastnosti půd a půdní aditiva významně působily také na produkci biomasy dospělých rostlin v kontaminovaných půdách. Celková produkce biomasy šťovíků i produkce jednotlivých orgánů rostla v obou půdách v pořadí: kontrola~superfosfát<vápno

(tabulka 5). Vysokými obsahy mikroprvků (>5 mg Ni.kg⁻¹; Gülerüz et al., 2008) a toxických prvků v rostlině (>5 mg Cd.kg⁻¹, >30 mg Pb.kg⁻¹, >100 mg Zn.kg⁻¹; Pugh et al., 2002; Kabata-Pendias, 2011) bylo pravděpodobně inhibováno buněčné dělení a prodlužování buněk (Barrutia et al., 2009) a tím snížena produkce biomasy šťovíku. Vysoké obsahy toxických prvků dokonce omezily vývoj stonků a generativních orgánů ve slabě kyselé kontrolní půdě a ve variantě se superfosfátem. Aplikace superfosfátu nebyla vhodným opatřením pro zvýšení produkce biomasy šťovíků ve slabě kyselé ani v alkalické půdě. Šťovíky prosperovaly v půdách stabilizovaných vápnem. I další autoři (Tlustoš et al., 2006c; Alvarenga et al., 2008) popisují zvýšenou produkci biomasy polních plodin i plevelných rostlin ve vyvápňených kyselých půdách kontaminovaných Cd, Cu, Ni, Pb a Zn.

Tabulka 5. Celková produkce biomasy šťovíků (g.rostlina⁻¹).

zemina	varianta	produkce suché hmoty
Litavka	C	0,5 ^c ± 0,1
	Ca	17,0 ^a ± 1,5
	P	1,3 ^c ± 0,3
Malín	C	9,1 ^b ± 0,8
	Ca	19,1 ^a ± 1,7
	P	11,6 ^b ± 1,1

Pokusné varianty: C – kontrolní, Ca – aplikace páleného vápna, P – aplikace trojitého superfosfátu

Obsahy a distribuce makroprvků, mikroprvků a toxických prvků v orgánech šťovíku.

V kontrolních půdách byly nejvyšší obsahy makroprvků stanoveny v listech (N, P, K, Ca, Mg) i v semenech (N, P). Nejnižší obsahy makroprvků byly naopak zjištěny ve stoncích (N, P, Ca, Mg) a v podzemních orgánech šťovíků (K). Uvedené výsledky jsou v souladu s dalšími studiemi (López-Lefebre et al., 2001; Gaweda, 2009; White a Veneklaas, 2012). Vápněním ani aplikací superfosfátu nebyla změněna distribuce makroprvků (K, Ca, Mg) mezi rostlinnými orgány šťovíku ve slabě kyselé ani v alkalické půdě.

Nejvyšší obsahy většiny mikroprvků byly zjištěny v podzemních orgánech v kontrolních půdách. Jejich nejnižší obsahy byly stanoveny ve stoncích. V kontrolních půdách byl také zjištěn omezený transport mikroprvků z podzemních orgánů do listů. Podzemní orgány šťovíků fungovaly jako bariéra, která omezovala přesun vysokých obsahů mikroprvků do nadzemních orgánů. Podobné výsledky popisují i další autoři (Gaweda, 2009; Hänsch a Mendel, 2009; Zhang et al., 2010). Ve vyvápňených půdách a v alkalické půdě po aplikaci superfosfátu byl zjištěn zvýšený transport Cu, Fe, Mn a Ni z podzemních orgánů do listů. Změny v distribuci mikroprvků byly pravděpodobně spojeny s přítomností organických kyselin. Jak již bylo uvedeno dříve, šťovíky se mohou bránit proti vysokým obsahům Ca ve svých pletivech tvorbou stabilních komplexů Ca se šťavelany (Tolrá et al., 2005; Miyagi et al., 2013). Je pravděpodobné, že na podobném principu

funguje vnitřní obranný mechanismus šťovíků i proti vysokým obsahům mikroprvků v podzemních orgánech v kontrolních půdách. Šťovíky zřejmě více ohrožují vysoké obsahy Ca než vysoké obsahy mikroprvků. Ve vyvápňených půdách šťavelany přednostně tvořily stabilní komplexy s Ca než s mikroprvky. Volné mikroprvky mohly být dále transportovány do listů. Zvýšený transport mikroprvků z podzemních orgánů do listů v alkalických půdách ošetřených superfosfátem lze vysvětlit dostatečným množstvím Ca uvolněným ze superfosfátu a z půdního roztoku.

Obsahy a distribuce toxických prvků v biomase šťovíku se shodovaly s obsahy i s distribucí mikroprvků v kontrolních půdách i v půdách ošetřených vápnem a superfosfátem. Vnitřní obranná strategie šťovíků proti vysokým obsahům mikroprvků byla účinná i pro toxické prvky. Zvýšený transport toxických prvků do nadzemní biomasy po vápnění byl v rozporu s dalšími autory (Tlustoš et al., 2006c; Jiang et al., 2007; Qiu et al., 2011). Tito autoři ale pro své experimenty používali rostliny, které nepatřily do oxalátních rostlin (pšenice obecná, kukuřice setá, čínské zelí). Nízký obsah šťavelanů v neoxalátních rostlinách pravděpodobně neumožňoval uplatnit vnitřní obranný mechanismus proti vysokým obsahům vápníku.

Na základě výsledků vegetačního pokusu byl šťovík tupolistý v kontrolních půdách zařazen mezi rostliny s nízkou akumulací As, Cd, Pb a Zn, mezi tzv. exkludační rostliny (Baker, 1981). K podobnému závěru – ale u šťovíku kyselého – dospěli i další autoři (Barrutia et al., 2009; Gaweda, 2009). Nově bylo během vegetačního pokusu zjištěno, že v půdách vyvápňených nebo v alkalické půdě ošetřené superfosfátem se šťovík tupolistý s nízkou akumulací (exkludační – translokační faktor, TF<1) choval jako rostlina s běžnou (indikační TF=1) až s vysokou akumulací (akumulační TF>1) rizikových prvků (tabulka 6). Určování rostlin vhodných pro fytoremediace by proto mělo být prováděno obezřetně s ohledem na vlastnosti rostlin a chemické vlastnosti půd.

Tabulka 6. Hodnoty translokačního faktoru (TF) šťovíku tupolistého.

proměnná	prvek	zemina/varianta					
		Litavka			Malín		
		C	Ca	P	C	Ca	P
TF	As [*]	0,5 ^{ab} ± 0,2	2,7 ^{ab} ± 0,8	0,2 ^b ± 0,1	1,5 ^{ab} ± 0,7	4,5 ^a ± 1,7	3,9 ^{ab} ± 2,6
	Cd ^{n.s.}	0,5 ^a ± 0,1	1,0 ^a ± 0,2	0,5 ^a ± 0,04	0,4 ^a ± 0,1	0,9 ^a ± 0,3	1,3 ^a ± 0,5
	Pb ^{n.s.}	1,0 ^a ± 0,4	2,3 ^a ± 0,6	0,8 ^a ± 0,3	3,0 ^a ± 1,5	2,0 ^a ± 0,4	4,8 ^a ± 3,8
	Zn ^{n.s.}	0,8 ^a ± 0,2	1,9 ^a ± 0,4	1,2 ^a ± 0,2	0,9 ^a ± 0,2	1,6 ^a ± 0,4	2,7 ^a ± 1,0

TF – poměr celkového obsahu prvku v listech a celkového obsahu prvku v podzemních orgánech
 Pokusné varianty: C – kontrolní, Ca – aplikace páleného vápná, P – aplikace trojitého superfosfátu

Dalším zjištěním při pokusu byla zvýšená tolerance šťovíku tupolistého k vysokým obsahům Al ve všech variantách. Celkové obsahy Al v rostlinách se běžně pohybují do 200 mg.kg⁻¹ sušiny (Kinraide, 1990). Při pěstování šťovíku v alkalické kontrolní půdě Malín byl experimentálně

zjištěn zvýšený transport Al z podzemních orgánů do listů. V listech bylo stanoveno dokonce 3413 mg Al.kg⁻¹sušiny (tabulka 7), což vedlo k překvapivému závěru, že šťovík tupolistý za těchto podmínek patří mezi hyperakumulační rostliny Al (>3000 mg Al.kg⁻¹; Huang et al., 2009). K opačnému efektu došlo u šťovíku pěstovaného ve slabě kyselé kontrolní půdě Litavce (tabulka 7), kde byl transport Al do listů omezen. Stanovené obsahy Al v listech ve slabě kyselé kontrolní půdě byly sedmkrát nižší než v alkalické kontrolní půdě.

Tabulka 7. Celkový obsah Al (mg.kg⁻¹) v jednotlivých orgánech šťovíku.

proměnná	zemina	varianta	orgán		
			podzemní orgány	stonky	listy
Al	Litavka	C	1702 ^{aA} ± 604	-	471 ^{aBC} ± 76
		Ca	693 ^{abA} ± 344	41 ^{bB} ± 9	933 ^{aABC} ± 244
		P	1052 ^{aA} ± 433	-	384 ^{aC} ± 88
	Malín	C	3514 ^{abA} ± 1583	169 ^{bAB} ± 63	3413 ^{aAB} ± 794
		Ca	584 ^{abA} ± 257	133 ^{bAB} ± 49	1772 ^{aABC} ± 528
		P	1767 ^{abA} ± 792	198 ^{bA} ± 25	3858 ^{aA} ± 794

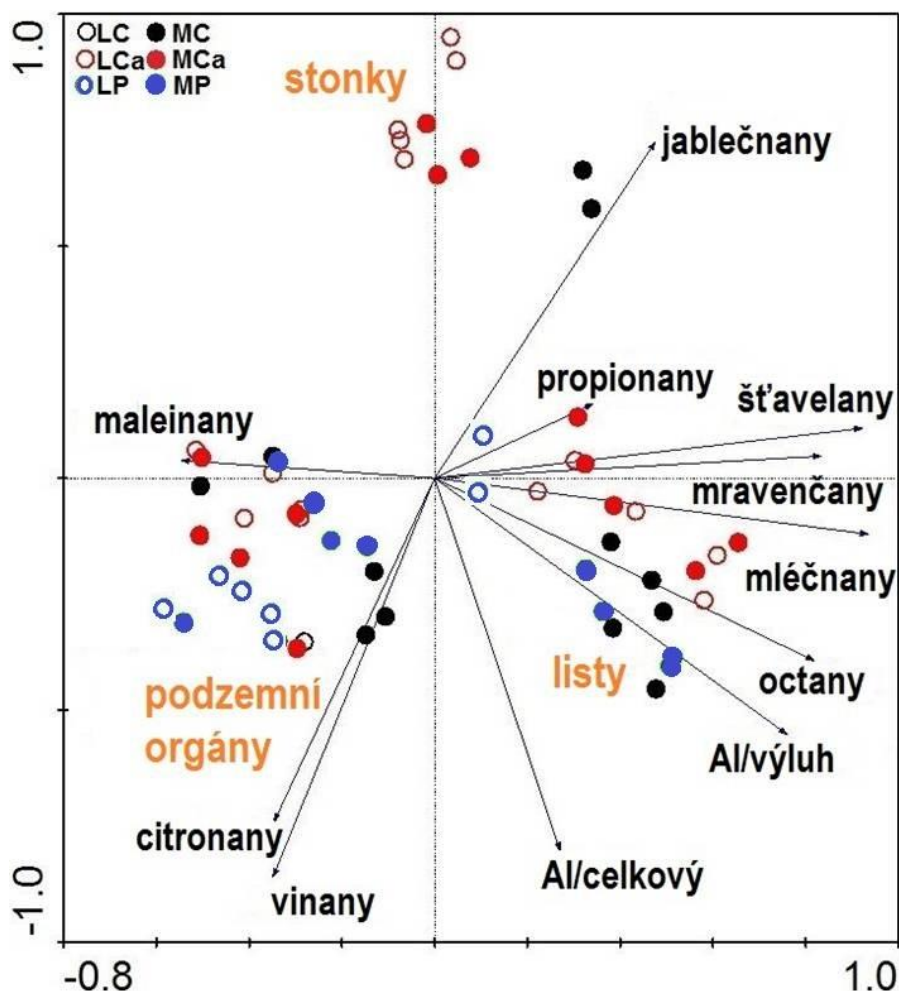
Pokusné varianty: C – kontrolní, Ca – aplikace páleného vápna, P – aplikace trojitého superfosfátu

Je pravděpodobné, že se šťovík tupolistý ve slabě kyselé půdě brání proti vysokým obsahům Al vnějším mechanismem, tzv. uvolněním organických kyselin z rhizosféry a následnou chelatací s Al (Ma et al., 2001). Vnitřní detoxikaci Al, tzv. formaci stabilních komplexů Al s anionty organických kyselin uvnitř rostliny (Ma et al., 2001), šťovík pravděpodobně uplatňuje v alkalických půdách. V literatuře byly obranné mechanismy proti vysokým obsahům Al v rostlinách sledovány pouze v silně kyselých podmínkách (Arunakumara et al., 2013). Vnitřní mechanismus detoxikace Al byl popsán u šťovíku menšího (Schöttelndreier et al., 2001). Vnější mechanismus detoxikace Al uvedli Tolrá et al. (2005) u šťovíku kyselého. Využití obou obranných mechanismů proti vysokým obsahům Al u šťovíku v literatuře popsáno zatím nebylo.

Obsahy a distribuce aniontů nízkomolekulárních organických kyselin v orgánech šťovíku. Obsahy ani distribuce organických aniontů v biomase šťovíků nebyly ovlivněny půdou ani aditivou. Zastoupení organických aniontů ve šťovících ovlivňovaly pouze rostlinné orgány (graf 5). Celkové množství aniontů organických kyselin vzrůstalo v pořadí: podzemní orgány < stonky < listy. Při hodnocení obsahů aniontů jednotlivých kyselin v orgánech šťovíků bylo nejvíce citronanů, maleinanů a vinanů zastoupeno v podzemních orgánech. Nejvyšší obsahy jablečnanů byly zjištěny ve stoncích. Mléčnany, mravenčany, octany, propionany a šťavelany převládaly v listech. Nejvyšší obsahy šťavelanů stanovené v listech šťovíku se shodovaly s výsledky Miyagi et al. (2010). Vyšší obsah citronanů v listech než ve stoncích byl v rozporu s Miyagi et al. (2010), což může souviset se stářím rostliny. Schopnosti organických kyselin tvořit s Al komplexy o různé stabilitě souvisí

s chemickou strukturou kyselin a s konstantou stability vzniklých komplexů (Hue et al., 1986; Strobel, 2001).

Graf 5. Obsahy Al a aniontů nízkomolekulárních organických kyselin v orgánech šťovíku tupolistého (ordinační diagram).



Pokusné varianty: půda Litavka: LC – kontrolní varianta, LCa – aplikace vápna, LP – aplikace superfosfátu; půda Malín: MC – kontrolní varianta, MCa – aplikace vápna, MP – aplikace superfosfátu

Komplexy aniontů organických kyselin s Al se středně silnou až silnou stabilitou byly zastoupeny ve všech orgánech šťovíků (podzemní orgány – Al-citronany, Al-vinany, stonky – Al-jablečnany, listy – Al-šťavelany). Uvedené komplexy s nízkomolekulárními organickými kyselinami pravděpodobně souvisí s vnitřní obranou šťovíku proti vysokým obsahům Al (Ma et al., 2001; Singh a Chauhan, 2011).

7 Závěr

Dosavadní výzkum v *in-situ* chemických imobilizací byl zaměřen především na hodnocení mobility toxických prvků a jejich dostupnosti pro rostliny. Ve vědeckých studiích byl však zřídka posuzován současně i vliv aditiv na regulaci mobility a biodostupnosti makroprvků a mikroprvků. Předložená disertační práce hodnotila obě hlediska a to toxické prvky a živiny v půdách i v rostlinách. V práci byla velká pozornost věnována zejména studiu vlastností tolerantní byliny a dřeviny pěstované na půdách stabilizovaných imobilizačními aditivy. V tomto kontextu může správné pochopení biologických i chemických vlastností tolerantních rostlin vést k jejich úspěšnému pěstování na půdách extrémně zatížených rizikovými prvky a tím ke smysluplnému využití takovýchto lokalit.

V regulaci labilních (mobilních a potenciálně mobilizovatelných) koncentrací mikroprvků a toxických prvků v kontaminovaných půdách sehrály důležitou úlohu půdní vlastnosti, půdní aditiva i jejich aplikační dávky. Neméně podstatnou roli představoval též samotný prvek. Během 42 dnů inkubace byla imobilizace As, Cd, Pb, Zn, Fe a Mn v alkalické půdě pomocí aplikace vápenatých hmot a fosforečných aditiv neúčinná. Ve slabě kyselé půdě byly naopak prvky přidavkem aditiv významně regulovány. Vyvolané změny u prvků byly rozděleny do dvou skupin – 1) pokles koncentrací (imobilizace) a 2) bez poklesu koncentrací (mobilizace nebo bez změny). Půdní aditiva imobilizovala labilní koncentrace Cd, Zn i potenciálně mobilizovatelné koncentrace Pb a Mn. Jako nejvhodnější pro imobilizaci většiny toxických prvků se ukázaly aplikace rychle rozpustných aditiv, především přídavek vápna.

Výše zmiňované parametry ovlivňovaly také uplatnění aditiv pro pěstování rostlin v půdách silně kontaminovaných rizikovými prvky. Podstatný byl i konkrétní rostlinný druh. Každé úspěšné pěstování rostlin začíná v raných fázích vývoje, jinak tomu není ani při pěstování šťovíků a vrb na kontaminovaných půdách. Vědecké studie se podle dostupných informací ale zatím nezabývaly vlivem imobilizačních aditiv na počáteční fáze růstu šťovíků v půdách silně kontaminovaných rizikovými prvky. Dle výsledků práce byl raný vývoj šťovíků ovlivněn půdními vlastnostmi. Půdy s vysokou dostupností Ca, Cd, Pb a Zn negativně ovlivnily vzcházení a přežívání šťovíků. Šťovíky ve slabě kyselé kontrolní půdě strádaly, naopak v alkalické kontrolní půdě prosperovaly. Přídavek vápna do slabě kyselé půdy růst šťovíků zlepšoval, naopak v alkalické půdě vzcházení a přežívání rostlin zhoršoval. Počáteční fáze růstu vrb byly také významně ovlivněny půdními vlastnostmi a aditivy. Jako nejméně vhodné prostředí pro pěstování vrb se ukázala slabě kyselá půda ošetřená nižší dávkou dolomitu. Ani půdní podmínky navozené v obou půdách okamžitě po aplikaci vyšší dávky vápna nebyly pro počáteční růst vrb vhodné. Pro efektivní pěstování vrb je podle zjištěných výsledků nezbytné vysazovat řízky do půd ošetřených vápnem až po ustavení rovnováhy v něm

případně až ve druhém roce po jeho aplikaci. Pro hospodářské využití kontaminovaných lokalit je nutné znát výslednou produkci biomasy pěstovaných rostlin. Vlastnosti půd ovlivnily produkci biomasy šťovíků i vrb. Vyšší produkci biomasy vykazovaly šťovíky v alkalické půdě. Přídavek vápna do obou půd produkci biomasy šťovíků výrazně zvýšil. Během vývoje šťovíků vymizel negativní účinek Ca na jejich růst, pozorovaný v počátečních fázích růstu šťovíků v alkalické půdě. Vrby produkovaly více listů ve slabě kyselé půdě a více větví v půdě alkalické. Nadzemní biomasa vrb byla zvýšena v půdách ošetřených vápnem až druhým rokem od jeho aplikace, v alkalické půdě jen po přidavku vyšší dávky vápna. Dolomit ovlivnil produkci biomasy vrb pouze ve slabě kyselé půdě. Nižší dávka dolomitu omezila produkci nadzemních orgánů vrb. Vrby začaly produkovat více biomasy až třetí rok po aplikaci vyšší dávky dolomitu. Nezbytná pro pěstování rostlin na kontaminovaných půdách je i informace o prvcích v biomase. Na rozdíl od vrb (tzv. zástupci neoxalátních rostlin) byla distribuce mikroprvků i toxických prvků mezi rostlinnými orgány šťovíku (tzv. zástupci oxalátních rostlin) ovlivněna aditivou. Omezený transport mikroprvků a toxických prvků z podzemních orgánů do listů šťovíků v kontrolních půdách byl vyvápněním půd a ošetřením alkalické půdy superfosfátem zvýšen. Změny v distribuci prvků byly pravděpodobně spojeny s přítomností organických kyselin ve šťovících. Na základě výsledků doktorské práce se nabízí možnost využít šťovík tupolistý, tzv. exkludační rostlinu As, Cd, Pb a Zn, pro vegetační mapování půd podle vizuálních symptomů pozorovaných na jeho nadzemních orgánech v odlišných fenologických fázích. Oxalátní šťovík tupolistý je možné doporučit i pro pěstování v silně kontaminovaných půdách stabilizovaných vápnem. Nově bylo zjištěno, že ve vyvápněných půdách a v alkalické půdě ošetřené superfosfátem se šťovík s nízkou akumulací (exkludační) choval jako rostlina s běžnou až s vysokou akumulací (indikační až akumulační) rizikových prvků, což vybízí k jeho využití při rekultivaci krajiny. Možnosti dalšího výzkumu a využití šťovíku nabízí i překvapivý výsledek hyperakumulační schopnosti šťovíku pro Al v alkalické půdě. Výsledky práce naznačují, že dosavadní znalosti ve zkoumané oblasti nemusí být kompletní. Budoucí výzkum by se tedy mohl s ohledem na druhy rostlin, jejich vlastnosti, půdní aditiva a chemické vlastnosti půd, zaměřit i na rozdíly mezi dalšími oxalátními a neoxalátními rostlinami, zkoumat možné souvislosti a to včetně potenciálního nebezpečí, které představuje vstup rizikových prvků do potravinového řetězce.

8 Seznam použité literatury

- Abhilash, P. C., Powell, J. R., Singh, H. B., Singh, B. K. 2012. Plant-microbe interactions: novel applications for exploitation in multipurpose remediation technologies. *Trends in Biotechnology*. 30 (8). 416-420.
- Abollino, O., Malandrino, M., Giacomino, A., Mentasti, E. 2011. The role of chemometrics in single and sequential extraction assays: a review part I. Extraction procedures, uni- and bivariate techniques and multivariate variable reduction techniques for pattern recognition. *Analytica Chimica Acta*. 688 (2). 104-121.
- Adriano, D. C. 2001. Trace elements in terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals. 2nd ed. Springer-Verlag. New York. p. 871. ISBN: 9780387215105.
- Alkorta, I., Becerril, J. M., Garbisu, C. 2010. Phytostabilization of metal contaminated soils. *Reviews on Environmental Health*. 25 (2). 135-146.
- Alloway, B. J. 2013. Bioavailability of elements in soil. In: Selinus, O. (eds.). *Essentials of medical geology: revised edition*. Springer. Netherlands. p. 351-373. ISBN: 9789400743748.
- Alvarenga, P., Goncalves, A. P., Fernandes, R. M., de Varennes, A., Vallini, G., Duarte, E., Cunha-Queda, A. C. 2008. Evaluation of composts and liming materials in the phytostabilization of a mine soil using perennial ryegrass. *Science of the Total Environment*. 406 (1-2). 43-56.
- Arunakumara, K. K. I. U., Walpola, B. C., Yoon, M. H. 2013. Aluminum toxicity and tolerance mechanism in cereals and legumes – a review. *Journal of the Korean Society for Applied Biological Chemistry*. 56 (1). 1-9.
- Baker, A. J. M. 1981. Accumulators and excluders - strategies in the response of plants to heavy-metals. *Journal of Plant Nutrition*. 3 (1-4). 643-654.
- Baker, L. R., Pierzynski, G. M., Hettiarachchi, G. M., Scheckel, K. G., Newville, M. 2012. Zinc speciation in proximity to phosphate application points in a lead/zinc smelter-contaminated soil. *Journal of Environmental Quality*. 41 (6). 1865-1873.
- Barrutia, O., Epelde, L., García-Plazaola, J. I., Garbisu, C., Becerril, J. M. 2009. Phytoextraction potential of two *Rumex acetosa* L. accessions collected from metalliferous and non-metalliferous sites: effect of fertilization. *Chemosphere*. 74 (2). 259-264.
- Bolan, N. S., Duraisamy, V. P. 2003. Role of inorganic and organic soil amendments on immobilisation and phytoavailability of heavy metals: a review involving specific case studies. *Australian Journal of Soil Research*. 41 (3). 533-555.
- Bolan, N., Kunhikrishnan, A., Thangarajan, R., Kumpiene, J., Park, J., Makino, T., Kirkham, M. B., Scheckel, K. 2014. Remediation of heavy metal(loid)s contaminated soils – to mobilize or to immobilize? *Journal of Hazardous Materials*. 266. 141-166.

- Bradl, H. B. 2004. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *Journal of Colloid and Interface Science*. 277 (1). 1-18.
- Capuana, M. 2011. Heavy metals and woody plants – biotechnologies for phytoremediation. *IForest-Biogeosciences and Forestry*. 4. 7-15.
- Cui, Y. S., Du, X., Weng, L. P., Van Riemsdijk, W. H. 2010. Assessment of in situ immobilization of lead (Pb) and arsenic (As) in contaminated soils with phosphate and iron: solubility and bioaccessibility. *Water Air and Soil Pollution*. 213 (1-4). 95-104.
- Česko. Vyhláška Ministerstva životního prostředí č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu. In: *Sbírka zákonů České republiky*. 1994. částka 4. s. 82.
- Demirezer, L. O., Kuruüzüm-Uz, A., Bergere, I., Schiewe, H. J., Zeeck, A. 2001. The structures of antioxidant and cytotoxic agents from natural source: anthraquinones and tannins from roots of *Rumex patientia*. *Phytochemistry*. 58 (8). 1213-1217.
- Dermatas, D., Meng, X. G. 2003. Utilization of fly ash for stabilization/solidification of heavy metal contaminated soils. *Engineering Geology*. 70 (3-4). 377-394.
- Dos Santos Utmazian, M. N., Wenzel, W. W. 2007. Cadmium and zinc accumulation in willow and poplar species grown on polluted soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 170 (2). 265-272.
- Drabek, O., Mladkova, L., Boruvka, L., Szakova, J., Nikodem, A., Nemecek, K. 2005. Comparison of water-soluble and exchangeable forms of Al in acid forest soils. *Journal of Inorganic Biochemistry*. 99 (9). 1788-1795.
- Elkhatib, E. A., Elshebiny, G. M., Balba, A. M. 1991. Lead sorption in calcareous soils. *Environmental Pollution*. 69 (4). 269-276.
- Epelde, L., Becerril, J. M., Barrutia, O., González-Oreja, J. A., Garbisu, C. 2010. Interactions between plant and rhizosphere microbial communities in a metalliferous soil. *Environmental Pollution*. 158 (5). 1576-1583.
- Fageria, N. K., Baligar, V. C., Clark, R. B. 2002. Micronutrients in crop production. *Advances in Agronomy*. 77. 185-268.
- Fang, Y., Cao, X., Zhao, L. 2012. Effects of phosphorus amendments and plant growth on the mobility of Pb, Cu, and Zn in a multi-metal-contaminated soil. *Environmental Science and Pollution Research*. 19 (5). 1659-1667.
- Franceschi, V. R., Nakata, P. A. 2005. Calcium oxalate in plants: formation and function. *Annual Review of Plant Biology*. 56. 41-71.

- Friesl-Hanl, W., Platzer, K., Horak, O., Gerzabek, M. H. 2009. Immobilising of Cd, Pb, and Zn contaminated arable soils close to a former Pb/Zn smelter: a field study in Austria over 5 years. *Environmental Geochemistry and Health*. 31 (5). 581-594.
- García, M. A., Chimenos, J. M., Fernández, A. I., Miralles, L., Segarra, M., Espiell, F. 2004. Low-grade MgO used to stabilize heavy metals in highly contaminated soils. *Chemosphere*. 56 (5). 481-491.
- Gaweda, M. 2009. Heavy metal content in common sorrel plants (*Rumex Acetosa* L.) obtained from natural sites in Malopolska province. *Polish Journal of Environmental Studies*. 18 (2). 213-218.
- Grobelak, A., Napora, A. 2015. The chemophytostabilisation process of heavy metal polluted soil. *PLoS ONE*. 10 (6). 1-15. doi: 10.1371/journal.pone.0129538.
- Güleryüz, G., Arslan, H., Celik, C., Gücer, S., Kendall, M. 2008. Heavy metal content of plant species along Nilüfer stream in industrialized Bursa City, Turkey. *Water Air and Soil Pollution*. 195 (1-4). 275-284.
- Guo, G., Zhou, Q., Ma, L. Q. 2006. Availability and assessment of fixing additives for the in situ remediation of heavy metal contaminated soils: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*. 116 (1-3). 513-528.
- Hafsteinsdóttir, E. G., Camenzuli, D., Rocavert, A. L., Walworth, J., Gore, D. B. 2015. Chemical immobilization of metals and metalloids by phosphates. *Applied Geochemistry*. 59. 47-62.
- Hall, J. L. 2002. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of Experimental Botany*. 53 (366). 1-11.
- Hann, P., Trska, C., Kromp, B. 2012. Effects of management intensity and soil chemical properties on *Rumex obtusifolius* in cut grasslands in Lower Austria. *Journal of Pest Science*. 85 (1). 5-15.
- Hänsch, R., Mendel, R. R. 2009. Physiological functions of mineral micronutrients (Cu, Zn, Mn, Ni, Mo, B, Cl). *Current Opinion in Plant Biology*. 12 (3). 259-266.
- He, Z. L., Yang, X. E., Stoffella, P. J. 2005. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*. 19 (2-3). 125-140.
- Hong, C. O., Chung, D. Y., Lee, D. K., Kim, P. J. 2010. Comparison of phosphate materials for immobilizing cadmium in soil. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 58 (2). 268-274.
- Horák, J., Hejčman, M. 2013. Use of trace elements from historical mining for alluvial sediment dating. *Soil and Water Research*. 8 (2). 77-86.

- Hossain, M. A., Piyatida, P., da Silva, J. A. T., Fujita, M. 2012. Molecular mechanism of heavy metal toxicity and tolerance in plants: central role of glutathione in detoxification of reactive oxygen species and methylglyoxal and in heavy metal chelation. *Journal of Botany*. 2012. 1-37. doi:10.1155/2012/872875.
- Hrdličková, J., Hejman, M., Křišťálová, V., Pavlů, V. 2011. Production, size, and germination of broad-leaved dock seeds collected from mother plants grown under different nitrogen, phosphorus, and potassium supplies. *Weed Biology and Management*. 11 (4). 190-201.
- Huang, J., Xia, H., Li, Z., Xiong, Y., Kong, G., Huang, J. 2009. Soil aluminium uptake and accumulation by *Paspalum notatum*. *Waste Management & Research*. 27 (7). 668-675.
- Hue, N. V., Craddock, G. R., Adams, F. 1986. Effect of organic acids on aluminum toxicity in subsoils. *Soil Science Society of America Journal*. 50 (1). 28-34.
- Humphreys, J., Jansen, T., Culleton, N., MacNaeidhe, F. S., Storey, T. 1999. Soil potassium supply and *Rumex obtusifolius* and *Rumex crispus* abundance in silage and grazed grassland swards. *Weed Research*. 39 (1). 1-13.
- Hytönen, J., Kaunisto, S. 1999. Effect of fertilization on the biomass production of coppiced mixed birch and willow stands on a cut-away peatland. *Biomass and Bioenergy*. 17 (6). 455-469.
- Chrysochoou, M., Dermatas, D., Grubb, D. G. 2007. Phosphate application to firing range soils for Pb immobilization: the unclear role of phosphate. *Journal of Hazardous Materials*. 144 (1-2). 1-14.
- Jensen, J. K., Holm, P. E., Nejrup, J., Larsen, M. B., Borggaard, O. K. 2009. The potential of willow for remediation of heavy metal polluted calcareous urban soils. *Environmental Pollution*. 157 (3). 931-937.
- Jiang, H. M., Yang, J. C., Zhang, J. F. 2007. Effects of external phosphorus on the cell ultrastructure and the chlorophyll content of maize under cadmium and zinc stress. *Environmental Pollution*. 147 (3). 750-756.
- Jug, A., Hofmann-Schielle, C., Makeschin, F., Rehfuess, K. E. 1999. Short-rotation of balsam poplars, aspen and willows on former arable land in the Federal Republic of Germany. II. Nutritional status and bioelement export by harvested shoot axes. *Forest Ecology and Management*. 121 (1-2). 67-83.
- Kabata-Pendias, A. 2011. Trace elements in soils and plants. 4th ed. CRC Press. Boca Raton. p. 505. ISBN: 9781420093681.
- Kacálková L., Tlustoš, P., Száková, J. 2015. Phytoextraction of risk elements by willow and poplar trees. *International Journal of Phytoremediation*. 17 (5). 414-421.

- Kinraide, T. B. 1990. Assessing the rhizotoxicity of the aluminate ion, $\text{Al}(\text{OH})_4^-$. *Plant Physiology*. 93 (4). 1620-1625.
- Kumpiene, J., Lagerkvist, A., Maurice, C. 2008. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments – a review. *Waste Management*. 28 (1). 215-225.
- Kunhikrishnan, A., Bolan, N. S., Müller, K., Laurenson, S., Naidu, R., Kim, W. I. 2012 The influence of wastewater irrigation on the transformation and bioavailability of heavy metal(loid)s in soil. *Advances in Agronomy*. 115. 215-279.
- Lee, T. M., Lai, H. Y., Chen, Z. S. 2004. Effect of chemical amendments on the concentration of cadmium and lead in long-term contaminated soils. *Chemosphere*. 57 (10). 1459-1471.
- López-Lefebvre, L. R., Rivero, R. M., García, P. C., Sánchez, E., Ruiz, J. M., Romero, L. 2001. Effect of calcium on mineral nutrient uptake and growth of tobacco. *Journal of the Science of Food and Agriculture*. 81 (14). 1334-1338.
- Ma, J. F., Ryan, P. R., Delhaize, E. 2001. Aluminium tolerance in plants and the complexing role of organic acids. *Trends in Plant Science*. 6 (6). 273-278.
- Mader, P., Száková, J., Míhlová, D. 1998. Classical dry ashing of biological and agricultural materials. Part II. Losses of analytes due to their retention in an insoluble residue. *Analisis*. 26 (3). 121-129.
- Malik, J., Szakova, J., Drabek, O., Balik, J., Kokoska, L. 2008. Determination of certain micro and macroelements in plant stimulants and their infusions. *Food Chemistry*. 111 (2). 520-525.
- Mayfield, J. L., Ozanne, L., Mitchell, C. C., Simonne, E. H., Sibley, J. L. 2004. Laboratory and greenhouse evaluation of quicklime sources for suitability as agricultural liming materials. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 35 (7-8). 1167-1183.
- Meers, E., Du Laing, G., Unamuno, V., Ruttens, A., Vangronsveld, J., Tack, F. M. G., Verloo, M. G. 2007. Comparison of cadmium extractability from soils by commonly used single extraction protocols. *Geoderma*. 141 (3-4). 247-259.
- Mignardi, S., Corami, A., Ferrini, V. 2012. Evaluation of the effectiveness of phosphate treatment for the remediation of mine waste soil contaminated with Cd, Cu, Pb, and Zn. *Chemosphere*. 86 (4). 354-360.
- Miyagi, A., Takahashi, H., Takahara, K., Hirabayashi, T., Nishimura, Y., Tezuka, T., Kawai-Yamada, M., Uchimiya, H. 2010. Principal component and hierarchical clustering analysis of metabolites in destructive weeds; polygonaceous plants. *Metabolomics*. 6 (1). 146-155.
- Miyagi, A., Uchimiya, M., Kawai-Yamada, M., Uchimiya, H. 2013. Impact of aluminium stress on oxalate and other metabolites in *Rumex obtusifolius*. *Weed Research*. 53 (1). 30-41.

- Moradi, N., Sadaghiani, M. H. R., Sepehr, E., Mandoulakani, B. A. 2012. Effect of low-molecular-weight organic acids on phosphorus sorption characteristics in some calcareous soils. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*. 36 (4). 459-468.
- Muhammad, S., Shah, M. T., Khan, S., Saddique, U., Gul, N., Khan M. U., Malik, R. N., Farooq, M., Naz, A. 2013. Wild plant assessment for heavy metal phytoremediation potential along the mafic and ultramafic terrain in northern Pakistan. *BioMed Research International*. 2013. 1-9. doi.org/10.1155/2013/194765.
- Mühlbachová, G., Tlustoš, P. 2006. Effect of liming on the microbial biomass and its activities in soils long-term contaminated by toxic elements. *Plant, Soil and Environment*. 52 (8). 345-352.
- Munksgaard, N. C., Lottermoser, B. G. 2011. Fertilizer amendment of mining-impacted soils from Broken Hill, Australia: fixation or release of contaminants? *Water Air and Soil Pollution*. 215 (1-4). 373-397.
- Nagajyoti, P. C., Lee, K. D., Sreekanth, T. V. M. 2010. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental Chemistry Letters*. 8 (3). 199-216.
- Němeček, J., Vácha, R., Podlešáková, E. 2010. Hodnocení kontaminace půd v ČR. VÚMOP. Praha. 148 s. ISBN: 9788086561024.
- Otero, X. L., Ferreira, T. O., Huerta-Díaz, M. A., Partiti, C. S. M., Souza, V., Vidal-Torrado, P., Macías, F. 2009. Geochemistry of iron and manganese in soils and sediments of a mangrove system, Island of Pai Matos (Cananea – SP, Brazil). *Geoderma*. 148 (3-4). 318-335.
- Podlešáková, E., Němeček, J., Vácha, R. 2001. Mobility and bioavailability of trace elements in soils. In: Iskandar, I. K., Kirkham, M. B. (eds.). *Trace elements in soil: bioavailability, flux, and transfer*. CRC Press LLC. Boca Raton. p. 21-42. ISBN: 156670507X.
- Pugh, R. E., Dick, D. G., Fredeen, A. L. 2002. Heavy metal (Pb, Zn, Cd, Fe, and Cu) contents of plant foliage near the anvil range lead/zinc mine, Faro, Yukon Territory. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 52 (3). 273-279.
- Pulford, I. D., Watson, C. 2003. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees – a review. *Environment International*. 29 (4). 529-540.
- Puschenreiter, M., Horak, O., Friesl, W., Hartl, W. 2005. Low-cost agricultural measures to reduce heavy metal transfer into food chain – a review. *Plant, Soil and Environment*. 51 (1). 1-11.
- Qiu, Q., Wang, Y., Yang, Z., Yuan, J. 2011. Effects of phosphorus supplied in soil on subcellular distribution and chemical forms of cadmium in two Chinese flowering cabbage (*Brassica parachinensis* L.) cultivars differing in cadmium accumulation. *Food and Chemical Toxicology*. 49 (9). 2260-2267.

- Quevauviller, P. 1998. Operationally defined extraction procedures for soil and sediment analysis – I. standardization. *Trends in Analytical Chemistry*. 17 (5). 289-298.
- Rachou, J., Sauv e, S. 2008. Evaluation of affinity constants of Cu, Cd, Ca and H for active soil surfaces for a solid phase-controlled soil ligand model. *Environmental Chemistry*. 5 (2). 150-160.
- Rao, C. R. M., Sahuquillo, A., Lopez Sanches, J. F. 2008. A review of the different methods applied in environmental geochemistry for single and sequential extraction of trace elements in soils and related materials. *Water Air and Soil Pollution*. 189 (1-4). 291-333.
- Rascio, N., Navari-Izzo, F. 2011. Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting? *Plant Science*. 180. 169-181.
- Ridley, A. M., Slattery, W. J., Helyar, K. R., Cowling, A. 1990. The importance of the carbon cycle to acidification of a grazed annual pasture. *Australian Journal of Experimental Agriculture*. 30 (4). 529-537.
- Sheoran, V., Sheoran, A. S., Poonia, P. 2011. Role of hyperaccumulators in phytoextraction of metals from contaminated mining sites: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 41 (2). 168-214.
- Sch ttelndreier, M., Norddahl, M. M., Str m, L., Falkengren-Grerup, U. 2001. Organic acid exudation by wild herbs in response to elevated Al concentrations. *Annals of Botany*. 87 (6). 769-775.
- Singh, D., Chauhan, S. K. 2011. Organic acids of crop plants in aluminium detoxification. *Current Science*. 100 (10). 1509-1515.
- Spuller, C., Weigand, H., Marb, C. 2007. Trace metal stabilisation in a shooting range soil: mobility and phytotoxicity. *Journal of Hazardous Materials*. 141 (2). 378-387.
- Strobel, B. W. 2001. Influence of vegetation on low-molecular-weight carboxylic acids in soil solution - a review. *Geoderma*. 99 (3-4). 169-198.
- Syso, A. I., Kolpashchikov, L. A., Ermolov, Y. V., Cherevko, A. S., Siromlya, T. I. 2014. Elemental chemical composition of soils and plants in Western Taimyr. *Contemporary Problems of Ecology*. 7 (6). 636-642.
- Sytar, O., Kumar, A., Latowski, D., Kuczynska, P., Strzalka, K., Prasad, M. N. V. 2013. Heavy metal-induced oxidative damage, defense reactions, and detoxification mechanisms in plants. *Acta Physiologiae Plantarum*. 35 (4). 985-999.
- Tejneck y, V., Dr bek, O., Bor vka, L., Nikodem, A., Kop a , J., Vokurkov a, P., Šebek, O. 2010. Seasonal variation of water extractable aluminium forms in acidified forest organic soils under different vegetation cover. *Biogeochemistry*. 101 (1-3). 151-163.

- ter Braak, C. J. F., Šmilauer, P. 2002. CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). Microcomputer Power. Ithaca.
- Thawornchaisit, U., Polprasert, C. 2009. Evaluation of phosphate fertilizers for the stabilization of cadmium in highly contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials*. 165 (1-3). 1109-1113.
- Tlustoš, P., van Dijk, D., Száková, J., Pavlíková, D. 1994. Cd and Zn release through the selected extractants. *Rostlinná Výroba*. 40 (12). 1107-1121.
- Tlustoš, P., Száková, J., Stárková, A., Pavlíková, D. 2005. A comparison of sequential extraction procedures for fractionation of arsenic, cadmium, lead, and zinc in soil. *Central European Journal of Chemistry*. 3 (4). 830-851.
- Tlustoš, P., Pavlíková, D., Száková, J., Fischerová, Z., Balík, J. 2006a. Exploitation of fast growing trees in metal remediation. In: Mackova, M., Dowling, D., Macek, T. (eds.). *Phytoremediation and rhizoremediation. Theoretical background. Focus on biotechnology*, vol. 9A. Springer, Dordrecht, p. 83-102. ISBN: 101402049528.
- Tlustoš, P., Száková, J., Hrubý, J., Hartman, I., Najmanová, J., Nedělník, J., Pavlíková, D., Batysta, M. 2006b. Removal of As, Cd, Pb, and Zn from contaminated soil by high biomass producing plants. *Plant, Soil and Environment*. 52 (9). 413-423.
- Tlustoš, P., Száková, J., Kořínek, K., Pavlíková, D., Hanč, A., Balík, J. 2006c. The effect of liming of cadmium, lead, and zinc uptake reduction by spring wheat grown in contaminated soil. *Plant, Soil and Environment*. 52 (1). 16-24.
- Tlustoš, P., Száková, J., Vysloužilová, M., Pavlíková, D., Weger, J., Javorská, H. 2007. Variation in the uptake of arsenic, cadmium, lead, and zinc by different species of willows *Salix* spp. grown in contaminated soils. *Central European Journal of Biology*. 2 (2). 254-275.
- Tolrá, R. P., Poschenrieder, C., Luppi, B., Barceló, J. 2005. Aluminium-induced changes in the profiles of both organic acids and phenolic substances underlie Al tolerance in *Rumex acetosa* L. *Environmental and Experimental Botany*. 54 (3). 231-238.
- Trakal, L., Neuberg, M., Tlustoš, P., Száková, J., Tejnecký, V., Drábek, O. 2011. Dolomite limestone application as a chemical immobilization of metal-contaminated soil. *Plant, Soil and Environment*. 57 (4). 173-179.
- Tuazon-Nartea, J., Savage, G. 2013. Investigation of oxalate levels in sorrel plant parts and sorrel-based products. *Food and Nutrition Sciences*. 4 (8). 838-843. doi: 10.4236/fns.2013.48109.
- Vácha, R., Podlešáková, E., Němeček, J., Poláček, O. 2002. Immobilisation of As, Cd, Pb and Zn in agricultural soils by the use of organic and inorganic additives. *Rostlinná Výroba*. 48 (8). 335-342.

- Vaněk, A., Borůvka, L., Drábek, O., Mihaljevič, M., Komárek, M. 2005. Mobility of lead, zinc and cadmium in alluvial soils heavily polluted by smelting industry. *Plant, Soil and Environment*. 51 (7). 316-321.
- Vangronsveld, J., Herzig, R., Weyens, N., Boulet, J., Adriaensen, K., Ruttens, A., Thewys, T., Vassilev, A., Meers, E., Nehnevajova, E., van der Lelie, D., Mench, M. 2009. Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. *Environmental Science and Pollution Research*. 16 (7). 765-794.
- Vardavas, C. I., Majchrzak, D., Wagner, K. - H., Elmadfa, I., Kafatos, A. 2006. The antioxidant and phyloquinone content of wildy grown greens in Crete. *Food Chemistry*. 99 (4). 813-821.
- Vysloužilová, M., Tlustoš, P., Száková, J., Pavlíková, D. 2003a. As, Cd, Pb and Zn uptake by *Salix* spp. clones grown in soils enriched by high loads of these elements. *Plant, Soil and Environment*. 49 (5). 191-196.
- Vysloužilová, M., Tlustoš, P., Száková, J. 2003b. Cadmium and zinc phytoextraction potential of seven clones of *Salix* spp. planted on heavy metal contaminated soils. *Plant, Soil and Environment*. 49 (12). 542-547.
- Wang, B., Xie, Z., Chen, J., Jiang, J., Su, Q. 2008. Effects of field application of phosphate fertilizers on the availability and uptake of lead, zinc and cadmium by cabbage (*Brassica chinensis* L.) in a mining tailing contaminated soil. *Journal of Environmental Sciences*. 20 (9). 1109-1117.
- Weger, J. 2008. Výnos vybraných klonů vrb a topolů po 9 letech výmladkového pěstování. *Acta Pruhoniciana*. 89. 5-10.
- Wenzel, W. W., Bunkowski, M., Puschenreiter, M., Horak, O. 2003. Rhizosphere characteristics of indigenously growing nickel hyperaccumulator and excluder plants on serpentine soil. *Environmental Pollution*. 123 (1). 131-138.
- White, P. J., Broadley, M. R. 2003. Calcium in plants. *Annals of Botany*. 92 (4). 487-511.
- White, P. J., Veneklaas, E. J. 2012. Nature and nurture: the importance of seed phosphorus content. *Plant and Soil*. 357 (1-2). 1-8.
- Wuana, R. A., Okieimen, F. E., Imborvungu, J. A. 2010. Removal of heavy metals from a contaminated soil using organic chelating acids. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 7 (3). 485-496.
- Wuana, R. A., Okieimen, F. E. 2011. Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *International Scholarly Research Notices*. 2011. 1-20. doi:10.5402/2011/402647.

- Yan, Y., Zhou, Y. Q., Liang, C. H. 2015. Evaluation of phosphate fertilizers for the immobilization of Cd in contaminated soils. PLoS ONE. 10 (4). 1-9. doi: 10.1371/journal.pone.0124022.
- Yobouet, Y. A., Adouby, K., Trokourey, A., Yao, B. 2010. Cadmium, copper, lead and zinc speciation in contaminated soils. International Journal of Engineering Science and Technology. 2 (5). 802-812.
- Zhang, P., Ryan, J. A. 1998. Formation of pyromorphite in anglesite-hydroxyapatite suspensions under varying pH conditions. Environmental Science & Technology. 32 (21). 3318-3324.
- Zhang, X., Xia, H., Li, Z., Zhuang, P., Gao, B. 2010. Potential of four forage grasses in remediation of Cd and Zn contaminated soils. Bioresource Technology. 101 (6). 2063-2066.
- Zhuang, P., Yang, Q. W., Wang, H. B., Shu, W. S. 2007. Phytoextraction of heavy metals by eight plant species in the field. Water Air and Soil Pollution. 184 (1-4). 235-242.

9 Seznam publikací k řešené problematice

Články ve vědeckých časopisech s IF

- Hejcman, M., **Vondráčková, S.**, Müllerová, V., Červená, K., Száková, J., Tlustoš, P. 2012. Effect of quick lime and superphosphate additives on emergence and survival of *Rumex obtusifolius* seedlings in acid and alkaline soils contaminated by As, Cd, Pb, and Zn. *Plant, Soil and Environment*. 58 (12). 561-567.
- Vondráčková, S.**, Hejcman, M., Tlustoš, P., Száková, J. 2013. Effect of quick lime and dolomite application on mobility of elements (Cd, Zn, Pb, As, Fe, and Mn) in contaminated soils. *Polish Journal of Environmental Studies*. 22 (2). 577-589.
- Hejcman, M., Müllerová, V., **Vondráčková, S.**, Száková, J., Tlustoš, P. 2014. Establishment of *Bryum argenteum* and concentrations of elements in its biomass on soils contaminated by As, Cd, Pb and Zn. *Plant, Soil and Environment*. 60 (11). 489-495.
- Vondráčková, S.**, Hejcman, M., Száková, J., Müllerová, V., Tlustoš, P. 2014. Soil chemical properties affect the concentration of elements (N, P, K, Ca, Mg, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, and Zn) and their distribution between organs of *Rumex obtusifolius*. *Plant and Soil*. 379 (1-2). 231-245.
- Vondráčková, S.**, Száková, J., Drábek, O., Tejnecký, V., Hejcman, M., Müllerová, V., Tlustoš, P. 2015. Aluminium uptake and translocation in Al hyperaccumulator *Rumex obtusifolius* is affected by low-molecular-weight organic acids content and soil pH. *PLoS ONE*. 10 (4). 1-18. doi:10.1371/journal.pone.0123351.
- Vondráčková, S.**, Hejcman, M., Tlustoš, P., Száková, J. Effect of rock phosphate and superphosphate application on mobility of elements (Cd, Zn, Pb, As, Fe, Mn) in contaminated soils. *Environmental Engineering and Management Journal*. (přijato k tisku)
- Vondráčková, S.**, Tlustoš, P., Hejcman, M., Száková, J. Regulation of macro-, micro- and toxic elements uptake by *Salix x smithiana* using liming of heavily contaminated soils. *Journal of Soils and Sediments*. (v přípravě)
- Zárubová, P., Hejcman, M., **Vondráčková, S.**, Mrnka, L., Száková, J., Tlustoš, P. 2015. Distribution of P, K, Ca, Mg, Cd, Cu, Fe, Mn, P band Zn in wood and bark age classes of willows and poplars used for phytoremediation on soils contaminated by risk elements. *Environmental Science and Pollution Research*. doi: 10.1007/s11356-015-5043-0.

Příspěvky na mezinárodních a národních konferencích

- Vondráčková, S.**, Tlustoš, P., Száková, J., Najmanová, J., Jakoubková, L. 2011. The effect of lime application on the mobility of cadmium, zinc and lead in heavily contaminated soils. In: Proceedings of International Conference Soil, Plant and Food Interactions 6. 9. 2011. MENDELU in Brno. Brno. p. 714-719. ISBN: 978-80-7375-534-8.
- Vondráčková, S.**, Tlustoš, P., Száková, J., Najmanová, J., Jakoubková, L. 2011. Účinek dolomitu na přijatelnost kadmia a olova ve dvou silně kontaminovaných půdách v České republice. In: Sborník ze 17. mezinárodní konference Racionální použití hnojiv 30. 11. 2011. ČZU v Praze. Praha. s. 151-155. ISBN: 978-80-213-2224-0.
- Müllerová, V., Hejman, M., **Vondráčková, S.**, Červená, K., Tlustoš, P. 2012. Schopnost šťovíku tupolistého tolerovat a akumulovat rizikové prvky na silně kontaminovaných půdách. In: Biodiverzita 2012 – sborník abstraktů z konference 25. – 26. 2. 2012. ČZU v Praze. Mělník – Chloumek.
- Müllerová, V., Hejman, M., **Vondráčková, S.** 2012. Vliv páleného vápna a superfosfátu na dostupnost As, Cd, Pb, a Zn a růst šťovíku tupolistého (*Rumex obtusifolius* L.) na kontaminovaných půdách. In: Kostelecké inspirování 2012 – sborník abstraktů 4. ročníku konference 29. – 30. 11. 2012. ČZU v Praze. Kostelec nad Černými lesy. s. 39.
- Vondráčková, S.**, Tlustoš, P., Száková, J., Najmanová, J. 2012. Vliv aplikace superfosfátu na akumulaci Cd, Zn a Fe v biomase vrby Smithovy pěstované v silně kontaminované půdě. In: Sborník z 18. mezinárodní konference Racionální použití hnojiv 29. 11. 2012. ČZU v Praze. Praha. s. 186-191. ISBN: 978-80-213-2331-5.
- Zárubová, P., Tlustoš, P., **Vondráčková, S.**, Mrnka, L., Száková, J., Pavlíková, D. 2012. Restoration of contaminated soil sites with the aid of fast growing trees. European Chemical Bulletin. 1. 391-396.
- Tlustoš, P., **Vondráčková, S.**, Ohecová, P., Kaplan, L., Habart, J. 2013. Ovlivnění pH půd aplikací odpadních látek. In: Sborník z 19. mezinárodní konference Racionální použití hnojiv 28. 11. 2013. ČZU v Praze. Praha. s. 43-49. ISBN: 978-80-213-2416-9.
- Vondráčková, S.**, Müllerová, V., Hejman, M., Tlustoš, P., Száková, J. 2013. Effect of quick lime and superphosphate application on growth of *Rumex obtusifolius* in soils contaminated by cadmium and zinc. In: The role of grasslands in a green future – threats and perspectives in less favoured areas 23. 6. 2013. Akureyri. Iceland. EGF. Zürich. p. 117-119. ISBN: 978-9979-881-20-9.

- Vondráčková, S.,** Tlustoš, P., Száková, J. 2013. Effect of rock phosphate on Zn and Fe bioavailability and accumulation by *Salix smithiana* in heavily contaminated soil. In: 16th International Conference on Heavy Metals in the Environment (ICHMET) 23. 9. 2012. Rome. Italy. EDP Sciences. France. p. 1-3.
- Vondráčková, S.,** Tlustoš, P., Száková, J., Najmanová, J. 2013. Vliv aplikace aditiv na bázi amorfních oxidů železa na akumulaci zinku a železa v biomase vrby Smithovy pěstované v silně kontaminované půdě. In: Sborník z 19. mezinárodní konference Racionální použití hnojiv 28. 11. 2013. ČZU v Praze. Praha. s. 161-164. ISBN: 978-80-213-2416-9.
- Vondráčková, S.,** Tlustoš, P., Száková, J., Najmanová, J. 2014. Regulace příjmu rizikových prvků a živin rychle rostoucími dřevinami vyvápňením silně kontaminovaných půd. In: Sborník z 20. mezinárodní konference Racionální použití hnojiv 27. 11. 2014. ČZU v Praze. Praha. s. 116-119. ISBN: 978-80-213-2511-1.