

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



Výnos plodin a obsah vybraných rizikových prvků ve sklízených produktech na půdách hnojených čistírenskými kaly

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Adéla Bajerová

Obor studia: Odpady a jejich využití

Vedoucí práce: Ing. Jindřich Černý, Ph.D.

Konzultantka: Ing. Stanislava Vondráčková, Ph.D.

© 2018 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Výnos plodin a obsah vybraných rizikových prvků ve sklizených produktech na půdách hnojených čistírenskými kaly" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 15.4.2018

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala Ing. Jindřichu Černému, Ph.D. za vedení mé diplomové práce, Ing. Jakubu Kováříkovi za vedení mé diplomové praxe a cenné rady. Dále bych ráda poděkovala rodině, příteli a přátelům za podporu během celého studia vysoké školy.

Výnos plodin a obsah vybraných rizikových prvků ve sklízených produktech na půdách hnojených čistírenskými kaly

Souhrn

Čistírenské kaly jsou bohatým zdrojem organické hmoty, základních živin i stopových prvků a mohou zlepšovat fyzikálně-chemické vlastnosti půdy. Zároveň je však třeba pečlivě monitorovat obsahy rizikových prvků v plodinách, které jsou pěstovány na půdách hnojených čistírenskými kaly, především z důvodu ochrany zdraví zvířat a lidí.

Cílem diplomové práce bylo zpracovat literární rešerši, která se bude věnovat pozitivním i negativním vlivům aplikace čistírenských kalů na zemědělskou půdu. Z negativních vlivů se práce zabývá převážně rizikovými prvky a to s důrazem na olovo a měď. Rešerše se věnuje obsahům těchto prvků v rostlině i půdě, řeší jejich přechod z půdy do rostliny, vliv na rostlinu i na člověka. Experimentální část práce se zabývá obsahem mědi a olova v pšenici ozimé na dvou lokalitách (Humpolec, Praha – Suchdol). Jsou porovnávány obsahy prvků v zrna a slámě pšenice ozimé, rozdíly mezi lokalitami, variantami hnojení (kontrola, kal 1, kal 3 a hnůj), lety (2012 – 2014). Pro doplnění byl vyhodnocen i odběr mědi a olova rostlinami a porovnán s výnosem. U měření obsahu mědi v rostlině nebyl problém, avšak u olova bylo množství prvku často pod detekčním limitem ICP-OES (optická emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem, <0,001 mg/kg). Statisticky jsou proto porovnávány jen vybrané varianty, u kterých to naměřené hodnoty umožňovaly.

Statisticky průkazný rozdíl byl potvrzen při porovnávání let u všech variant měření obsahu mědi. Dále byl potvrzen rozdíl mezi lokalitou Humpolec a Praha – Suchdol při porovnávání obsahu mědi v zrna pšenice ozimé. Byly prokázány rozdíly mezi zrnem a slámou pšenice ozimé v obsahu mědi i olova. Odběr prvků rostlinou ukázal většinou přímou úměrnost s výnosem (hlavně u mědi) – čím vyšší výnos, tím vyšší odběr. Také se v mnoha případech ukázalo, že vyšší výnos měly varianty hnojené čistírenskými kaly oproti variantám hnojených hnojem.

Klíčová slova: čistírenské kaly, rizikové prvky, dlouhodobý polní pokus

Yield and trace elements content in harvested products of crops grown on a sewage sludge-amended soils

Summary

Sewage sludge is a rich source of organic matter, essential nutrients and trace elements and can improve the physicochemical properties of the soil. At the same time, however, it is necessary to carefully monitor the contents of the risk elements in crops grown on soils treated with sewage sludge, in particular for the protection of animal and human health.

The aim of this diploma thesis was to elaborate a literary research, which will focus on the positive and negative effects of the application of sewage sludge on agricultural land. The diploma thesis is interested in negative effects of sewage sludge, mainly risk elements (copper and lead). The research deals with the content of these elements in the plant and soil, solves their transition from soil to plant, effects on the plant and on humans. The experimental part deals with the content of copper and lead in winter wheat in two localities (Humpolec, Praha - Suchdol). The contents of the elements in the grains and straw of winter wheat are compared. Further differences are described between localities, fertilizer variants (control, sludge 1, sludge 3 and manure), flights (2012 - 2014). In addition, the copper and lead consumption of plants was evaluated and compared with yield. The amount of copper in the plant was not a problem, but the amount of lead was often below the ICP-OES detection limit (inductively coupled plasma optical emission spectrometry, <0,001 mg/kg). Statistically, therefore, only selected variants for which the measured values were obtained are compared.

The statistically significant difference was confirmed in the comparison of years for all variants when measuring copper. Furthermore, the difference between the Humpolec and Prague - Suchdol sites was confirmed by comparing the copper content in the winter wheat grain. In addition, the differences between the grain and the straw of winter wheat in the copper and lead content showed. The sampling of plant elements showed mostly a direct diameter with yield (mainly for copper) - the higher the yield, the higher the take-off of the element. It has also been shown in many cases that higher yields have variants that have been treated with sewage sludge versus manure-fertilized variants.

Keywords: sewage sludge, risk elements, long-term field experiment

Obsah

1 Úvod.....	1
2 Vědecké hypotézy a cíle práce.....	2
3 Literární část	3
3.1 Charakteristika čistírenských kalů	3
3.1.1 Produkce čistírenských kalů	3
3.1.2 Zpracování čistírenských kalů	4
3.2 Využití kalů v zemědělství přímou aplikací na zemědělskou půdu.....	4
3.2.1 Přínos čistírenských kalů pro zemědělskou půdu	5
3.2.2 Rizika čistírenských kalů	7
3.3 Akumulační schopnost rostlin z hlediska rizikových prvků	9
3.3.1 Příjem vybraných rizikových prvků rostlinami	10
3.3.1.1 Měď	10
3.3.1.2 Olovo	11
3.4 Charakteristika rizikových prvků	11
3.4.1 Měď.....	11
3.4.1.1 Charakteristika mědi.....	11
3.4.1.2 Výskyt mědi v půdě a v rostlinách	12
3.4.1.3 Působení mědi na člověka	13
3.4.2 Olovo	13
3.4.2.1 Charakteristika olova.....	13
3.4.2.2 Výskyt olova v půdě a rostlinách	13
3.4.2.3 Působení olova na člověka	14
3.4.3 Ostatní rizikové prvky	15
3.4.3.1 Arsen.....	15
3.4.3.2 Kadmium	15
3.4.3.3 Chrom.....	16
3.4.3.4 Rtuť.....	17
3.4.3.5 Nikl.....	17
3.4.3.6 Zinek.....	18
3.5 Legislativa	18
3.5.1 Legislativa čistírenských kalů v ČR	18
3.5.2 Legislativa čistírenských kalů v EU	21

4 Metodika	22
4.1 Dlouhodobé stacionární pokusy KAVR – ČZU v Praze.....	22
4.1.1 Kambizem modální.....	23
4.1.2 Černozem modální.....	23
4.2 Laboratorní část.....	24
4.3 Statistické zpracování výsledků	24
5 Výsledky	26
5.1 Obsah mědi v pšenici ozimé	26
5.1.1 Zrno.....	26
5.1.2 Sláma	27
5.1.3 Srovnání obsahu mědi ve slámě a zrna.....	28
5.2 Obsah olova v pšenici ozimé.....	30
5.2.1 Zrno.....	30
5.2.2 Sláma	31
5.2.3 Srovnání sláma a zrno	32
5.3 Odběr mědi pšenicí ozimou	33
5.3.1 Zrno.....	33
5.3.2 Sláma	34
5.4 Odběr olova pšenicí ozimou	36
5.4.1 Zrno.....	36
5.4.2 Sláma	37
6 Diskuze	39
7 Závěr.....	45
8 Literatura.....	46

1 Úvod

Vysoká produkce odpadů je problém, o kterém se stále málo mluví. Řešením by mohlo být snížení produkovaného množství odpadů či jejich následné využití. Biologicky rozložitelné odpady je nejvýhodnější druhotně využít. Jedním z biologicky rozložitelných odpadů jsou i čistírenské kaly, odpad z čistíren odpadních vod. Tento biologický odpad má velký potenciál využitelnosti v zemědělství díky vysokému obsahu organické hmoty, základních živin i stopových prvků. Po aplikaci čistírenských kalů jako hnojiva často dochází ke zlepšení fyzikálně-chemických vlastností půdy. Na druhou stranu je zde i riziko obsahu toxických látek, rizikových prvků a také patogenních mikroorganismů. Průmyslové odpadní vody a voda dešťová odtékající z veřejných komunikací a jiných zpevněných ploch je totiž často svedena kanalizacemi do stejné čistírny.

Po aplikaci kalu s nebezpečnými látkami může dojít k jejich přenosu do pěstovaných plodin a tím do potravního řetězce, následně mohou negativně ovlivnit zdraví lidí i zvířat. Kvůli této problematice je velmi důležité stále rozšiřovat poznatky a pokračovat ve vědeckém výzkumu v této oblasti.

Měď je zařazena mezi mikroprvky, avšak při vysokých koncentracích může působit problémy při růstu rostlin. Olovo patří mezi rizikové prvky, při vstupu do organismů má toxické účinky. Aplikace čistírenských kalů vyžaduje dodržovat přísná pravidla, která určuje legislativa České republiky i Evropské unie. Nejdůležitějšími předpisy jsou: zákon o odpadech č. 185/2001 Sb., vyhláška č. 437/2016 o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě, Směrnice Rady 91/271/EHS o čistění městských odpadních vod a Směrnice Rady 86/278/EHS.

2 Vědecké hypotézy a cíle práce

- Nulová hypotéza č. 1: Lze předpokládat, že neexistuje statisticky významný rozdíl v obsahu mědi a olova u plodin hnojených čistírenskými kaly a hnojem.
- Nulová hypotéza č. 2: Lze předpokládat, že neexistuje statisticky významný rozdíl v obsahu mědi a olova u zrna a slámy pšenice ozimé (*Triticum aestivum*) hnojené kaly.
- Nulová hypotéza č. 3: Lze předpokládat, že neexistuje statisticky významný rozdíl v obsahu mědi a olova u pšenice ozimé (*Triticum aestivum*) pěstované na lokalitě Humpolec a Praha-Suchdol.

Cíle práce

- Zpracování literární rešerše se zaměřením na problematiku využití čistírenských kalů v zemědělství a jejich vlivu na chemické a biologické vlastnosti půdy a možná rizika spojená s jejich aplikací na zemědělskou půdu. Dále bude literární rešerše zaměřena na obsahy olova a mědi v půdách hnojených čistírenskými kaly, rostlinách rostoucích na těchto půdách a vlivu na ně.
- Provedení analýzy, při které bude zjištěna koncentrace olova a mědi v pšenici ozimé (*Triticum aestivum*) pěstované na různých zemědělských půdách.
- Porovnání obsahu olova a mědi v pšenici ozimé (*Triticum aestivum*) pěstované na půdách hnojených čistírenskými kaly, hnojem a dlouhodobě nehnojenou kontrolou.

3 Literární část

3.1 Charakteristika čistírenských kalů

Čistírenské kaly jsou složitou heterogenní suspenzí anorganických a organických látek odsazených z odpadních vod nebo vzniklých při technologických procesech čištění odpadních vod (Kolář a Kužel, 2000).

Kaly představují přibližně 1 - 2 % objemu čistěných vod, je v nich však zkoncentrováno 50 - 80 % původního znečištění. Koncentrace kalů se vyjadřuje jako obsah sušiny kalu. Složení obsah sušiny kalu závisí především na charakteru znečištění odpadních vod a na čistírenských procesech, kterým byla daná odpadní voda podrobena (Dohányos, 2006). Vlastnosti čistírenského kalu závisejí na procesu čištění odpadní vody a na kalovém hospodářství. Obecně je čistírenský kal složen z organických sloučenin, makronutrientů a širokého rozsahu mikronutrientů. Vedlejší součástí jsou malá množství kovů, organických polutantů a mikroorganismy (Kulling, 2001).

3.1.1 Produkce čistírenských kalů

Postupné uplatňování směrnice o čištění městských odpadních vod (91/271 EHS) ve všech členských státech Evropské unie zvyšuje množství čistírenských kalů. Nárůst je způsoben uplatňováním této směrnice a pomalému, ale stálému růstu počtu domácností připojených ke kanalizační síti (Milieu Ltd et al., 2008). V České republice v roce 2015 bylo vyprodukováno téměř 173 tis. tun kalů v sušině (ČSÚ, 2015), v roce 2016 to bylo necelých 174 tis. tun kalů v sušině (tab. č. 1) (ČSÚ, 2017).

Množství produkovaných kalů je závislé na množství odpadní vody, která přichází do čistíren odpadních vod (na počtu obyvatel produkujících odpadní vody), na původu odpadní vody, na způsobu čištění odpadních vod, na typu kanalizace a zda byl nebo nebyl zařazen terciální stupeň čištění, při kterém se z vody odstraňují fosfor a dusík (Dohányos, 2006).

Odpadová politika EU potlačuje ukládání odpadů a podporuje zabránění vzniku odpadů, jejich minimalizaci a recyklaci. Produkci kalů nelze zabránit (pouze lze zmenšit jeho množství), navíc požadavky na vyšší kvalitu vypouštěné vody budou dále obecně zvyšovat množství produkovaných kalů (Kotovicová a Vaverková, 2012).

3.1.2 Zpracování čistírenských kalů

Způsoby zpracování kalů závisí na místních podmínkách dané lokality, na fyzikálních, chemických a biologických vlastnostech kalů a na možnosti konečného řešení. V současné době jsou tři nejčastější způsoby konečného zpracování kalů. Prvním způsobem je využití kalů v zemědělství a to buď kompostováním anebo přímou aplikací na zemědělskou půdu, či na rekultivace (po předchozí stabilizaci), dalším je termické zpracování (různé způsoby spalování – samostatně, v cementárně, pyrolýza) a tím posledním je uložení kalů na skládku (Dohányos, 2006). V roce 2016 (tab. č. 1) byl nejčastější způsob zpracování kalů v České republice kompostování a dále přímá aplikace na zemědělskou půdu a využití na rekultivace.

Tab. č. 1: Kaly vyprodukované provozem čistíren odpadních vod podle krajů ČR a způsoby jejich zpracování v roce 2016 (ČSÚ, 2017)

Území, kraj	Kaly produkované v ČOV celkem (tuny sušiny)	Způsob zpracování kalu (tuny sušiny)				
		přímá aplikace a rekultivace	kompostování	skládkování	spalování	jinak
Česká republika	173 709	62 551	65 163	10 183	4 814	30 998
Hl. město Praha	21 887	17 897	3 971	0	0	19
Středočeský	18 603	4 821	10 537	1 669	0	1 576
Jihočeský	10 094	6 527	3 422	56	0	89
Plzeňský	9 113	1 218	1 766	687	0	5 442
Karlovarský	4 046	0	1 918	1 012	0	1 116
Ústecký	17 190	11 482	252	8	0	5 448
Liberecký	5 155	4 819	0	255	1	80
Královéhradecký	9 516	3 515	5 055	334	0	612
Pardubický	7 376	1 377	1 848	362	0	3 789
Vysočina	7 178	3 668	2 840	291	0	379
Jihomoravský	19 168	785	13 084	455	3 302	1 542
Olomoucký	9 994	2 626	6 552	323	0	493
Zlínský	12 801	3 789	3 189	3 925	1 511	387
Moravskoslezský	21 588	27	10 729	806	0	10 026

3.2 Využití kalů v zemědělství přímou aplikací na zemědělskou půdu

Čistírenský kal je jako hodnotné hnojivo známý již velmi dlouhou dobu, avšak až v současnosti bylo uznáno, že zde je problém s látkami majícími fyto toxické účinky (Kulling et al., 2001)

Aplikace na zemědělskou půdu je jedním z nejrozumnějších způsobů využití čistírenských kalů, avšak musí se dodržovat striktní pravidla (Valečko, 2002).

V dnešní době je vzrůstající tendence upřednostňovat přímou aplikaci na půdu před dalšími způsoby likvidace čistírenských kalů. Kaly mají potenciální přínos pro zemědělství i přes fakt, že mohou mít nežádoucí vlastnosti. Mohou totiž obsahovat významné koncentrace mnoha kontaminantů (McBride, 2003). Z důvodu heterogenní povahy zdrojů čistírenských kalů, je vyžadováno rozdílné zacházení dle ročního období. Je nutné znát chemické složení kalu před jeho aplikací na zemědělskou půdu (Singh a Agrawal, 2008).

Při plánování aplikace čistírenských kalů na zemědělskou půdu je důležitá znalost plodiny, která má být hnojena. V potaz musí být brán potenciál přenosu rizikových prvků do sklizené části rostliny (McBride, 2003).

3.2.1 Přínos čistírenských kalů pro zemědělskou půdu

Čistírenské kaly jsou bohatým zdrojem organické hmoty, základních živin i stopových prvků a mohou zlepšovat fyzikálně-chemické vlastnosti půd (VÚRV, 2000).

Makronutrienty v čistírenských kalech slouží jako dobrý zdroj živin pro rostliny a organická složka poskytuje zlepšení půdních vlastností (Logan a Harrison, 1995). Aplikace kalu zlepšuje vlastnosti půdy úměrně k aplikační dávce nebo frekvenci hnojení. Dochází ke změně (zvýšení) obsahu organických látek, zvyšuje se množství dusíku v půdě a mikrobiální aktivita, dále se zlepšují mineralizační procesy a některé enzymatické funkce (Roiga et al., 2012).

Hodnota pH čistírenských kalů je neutrální nebo mírně zásadité a množství organické hmoty je velmi vysoké (Singh a Agrawal, 2008). Kaly z městských čistíren obsahují průměrně 0,5 – 7 % sušiny. Sušina se skládá z 60 – 70 % organických látek a 30 – 40 % anorganických látek (Valečko (2002)). Kaly obsahují vysoké koncentrace dusíku, fosforu, vápníku a hořčíku, draslíku je zde ale pozorováno menší množství (Singh a Agrawal, 2008).

Obsah živin, především dusíku, je jedním z hlavních ukazatelů pro stanovení dávky kalů na zemědělskou půdu. V tabulce č. 2 jsou uvedeny obsahy živin v čistírenských kalech. Zastoupení živin, zvláště dusíku, může významně kolísat, a je proto nezbytné provést analýzu aplikovaného kalu. Obsah živin v kalech je zpravidla vyšší než ve stájových hnojivech, s výjimkou draslíku (Černý, 2009).

Tab. č. 2: Obsahy živin v čistírenských kalech přepočtené na sušinu kalu (Černý et al. (2009))

Živina						
N (%)	3,3	2,8	4,8	2,8	2,2	3,7
P (%)	2,5	1,6	2,2	0,8	1,7	2,2
K (%)	0,4	0,3	0,2	0,4	0,47	0,6
Ca (%)	4,9	3,5	3,1	5,7		3,0
Mg (%)		0,5	0,4	2,3		0,8
Fe (%)	1,3			1,5		
Mn (mg/kg)		321		270	226	
Zn (mg/kg)	1202	1819	705	1807	731	800
Cu (mg/kg)	741	652	511	270	205	263
Ni (mg/kg)	42,7	90	22	64	<25	39,2
Mo	9,2	12,7	8,2			

Při porovnání s hnojem je v čistírenských kalech užší poměr C/N. Poměr C/N nižší než 20 přiměřeně odráží stupeň stability komponentů organické hmoty. U čistírenských kalů byl ale stanoven nižší obsah uhlíku v huminových kyselinách a nižší stupeň humifikace v porovnání s hnojem. To má za následek rychlejší rozklad organických látek čistírenských kalů v půdě po jejich aplikaci v porovnání s hnojem, proto jsou pak živiny rostlinám lépe, rychleji přístupné (Černý, 2009). Čistírenské kaly obsahují stabilnější komponenty ve srovnání s rostlinnými zbytky, které se používají pro doplnění organických látek (sláma, zelené hnojení aj.) (Barzegar et al., 2002).

Čistírenské kaly zvyšují produkci nejrůznějších rostlin, včetně zeleniny, obilovin, trav a stromů. Využití čistírenských kalů má také za následek růst robustnějších rostlin s rychlejším vývojem (Singh a Agrawal, 2008). Özyazici (2012) na základě polního pokusu uvádí, že

vlivem aplikace čistírenského kalu na půdu vzrostly výnosy polních plodin. Z výsledků dlouhodobých pokusů katedry agroenvironmentální chemie a výživy rostlin České zemědělské univerzity v Praze je patrný pozitivní vliv aplikace kalů především k obilninám (Černý, 2009).

Čistírenské kaly pozitivně ovlivňují půdní, fyzikální a chemické vlastnosti. Po jejich aplikaci byla pozorována vyšší retenční kapacita, zvýšení agregace půd, zvýšení aerace, vyšší propustnost a infiltrace, snížení tvorby půdního škraloupu (Černý, 2009). Wong et al. (1998) uvádějí, že aplikace čistírenských kalů pozitivně ovlivňuje transformaci živin. Na základě pokusů bylo zjištěno, že hnojením půdy kaly se snižuje pH půdy, zvyšuje se obsah rozpustných solí a sorpční schopnost půdy (Antoline et al., 2005).

3.2.2 Rizika čistírenských kalů

Velmi zřídka městská kanalizace transportuje separovaně odpadní vody z domácností do čistíren odpadních vod. Průmyslové odpadní vody a voda dešťová odtékající ze silic a jiných zpevněných ploch je často svedena kanalizacemi do stejné čistírny. Kaly díky spojení těchto vod pak mohou být kontaminovány mnoha toxickými látkami navíc. Jedná se často o škodlivé toxické látky, jako jsou detergenty, různé soli, pesticidy, toxické organické, hormonálně aktivní látky a v neposlední řadě rizikové prvky, které se do kalu dostanou právě kvůli odtoku odpadní vody z průmyslových objektů (Singh a Agrawal, 2008).

Půdy, které jsou kontaminované rizikovými prvky z kalů, mohou být pro rostliny zdrojem takových prvků jako je As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb a Zn (Dudka a Miller, 1999). Dále je znepokojující výskyt rizikových organických látek a patogenních mikroorganismů (VÚRV, 2000).

Současný výskyt více než jednoho rizikového prvku v čistírenských kalech v nadměrném množství může po aplikaci kalu způsobit zesílenou (synergickou) toxicitu v půdě. Dostupnost rizikových prvků pocházejících z čistírenských kalů klesá v pořadí $(Cd + Zn) > (Ni + Cu) > (Pb + Cr)$, což souvisí s různě silnou vazbou těchto prvků v půdě. Kovy pocházející z čistírenských kalů jsou akumulovány převážně v povrchových vrstvách půdy (Kubík, 2009).

Různé kovy se mohou chovat zcela jinak ve stejné půdě, stejně jako konkrétní kov se může chovat odlišně v různých půdách. Může se také v závislosti na podmínkách krátkodobě měnit rozpustnost kovů nebo jejich mobilita (Fytili a Zabaniotou, 2008). Ačkoliv je podpora

mineralizace aplikací čistírenských kalů brána jako pozitivní, při dlouhodobém používání čistírenských kalů může docházet ke snižování pH (až pH 5). Z toho důvodu je nutné monitorování pH, jelikož by na místech hnojených čistírenskými kaly mohlo docházet ke snižování pH a následné zvýšené rozpustnosti těžkých kovů a jejich absorpci plodinami (McBride, 2003).

Kvůli možnému výskytu a následnému přetrvávání a akumulaci perzistentních organických polutantů (POPs) a potenciálně toxických prvků z čistírenských kalů může negativně ovlivňovat kvalitu lidského potravního řetězce, zdraví rostlin, i půdní mikrobiální procesy (Smith, 2009; Passuello et al., 2010). Kubík (2009) monitoroval koncentrace rizikových prvků ve vzorcích z ČOV (tab. č. 3) a také upozornil na množství vzorků s nadlimitními koncentracemi alespoň jednoho rizikového prvku v kalech (tab. č. 4). Nadměrný přísun As, Cu, Ni a Zn do potravního řetězce je kontrolován obrannou funkcí kořene, nicméně pro některé prvky (např. Cd) tato funkce neplatí (Dudka a Miller, 1999).

Usharani a Vasudevan (2016) zjistili, že použitím huminových kyselin lze vyluhovat 75,5 % kadmia, 66,0 % niklu, 52,0 % olova, 51,2 % zinku, 31,2 % mědi z čistírenských kalů. Z ekologického hlediska mohou být huminové kyseliny do budoucna použity k vyluhování nežádoucích těžkých kovů z čistírenských kalů.

Tab. č. 3: Statistické zhodnocení koncentrací rizikových prvků ve vzorcích kalů z ČOV v roce 2007 (mg/kg sušiny), (počet vzorků 107) a počty nadlimitních koncentrací rizikových prvků - Česká republika (Kubík, 2009)

ČR	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Zn
Aritmetický průměr	8,35	1,77	72,71	226,27	2,49	6,08	40,26	105,64	1043,57
Medián	6,10	1,46	48,40	193,00	1,88	5,30	28,30	47,50	934,00
Minimum	2,15	0,55	18,00	53,00	0,14	0,95	6,70	16,00	121,00
Maximum	42,90	8,67	730,00	1840,00	28,90	30,70	312,00	3680,00	5320,00

ČR	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Zn
Počet nadlimitních vzorků*	3	4	5	4	6	2	6	6	2
Zastoupení nadlimitních vzorků (%)	2,80	3,74	4,67	3,74	5,61	1,87	5,61	5,61	1,87

*v jednom vzorku může být více rizikových prvků s nadlimitními koncentracemi

Tab. č. 4: Počet vzorků s nadlimitní koncentrací alespoň jednoho rizikového prvku v kalech z ČOV v České republice za roky 2001 – 2007 (Kubík, 2009)

Rok	Počet vzorků		
	Celkem	Z toho nadlimitní	
		Počet	%
2001	336	140	41,7
2002	291	115	39,5
2003	103	37	35,0
2004	103	35	34,0
2005	100	29	29,0
2006	102	43	42,2
2007	107	23	21,5

3.3 Akumulační schopnost rostlin z hlediska rizikových prvků

Podle akumulčních schopností mohou být rostliny rozděleny do tří skupin. Jsou to rostliny indikační, hyperakumulační a exkludační. Obsah kovů v nadzemních částech indikačních rostlin obvykle koresponduje s množstvím kovů přítomných v půdě. Rostlina

hyperakumulační může koncentrovat kovy ve svých nadzemních částech do velmi vysokých hodnot, které výrazně převyšují obsah kovů přítomných v půdě. Uvádí se, že rostliny, jež obsahují v sušině listů více než 0,1 % Ni, Co, Cu, Cr a Pb nebo 1 % Zn, jsou označovány jako hyperakumulační, bez ohledu na koncentraci kovů v půdě. Exkludační rostliny jsou rostliny schopné ve svých kořenech akumulovat značné koncentrace kovů a zabraňují jejich zpětnému uvolňování do půdy (Baker a Walker, 1990; Baker a Brooks, 1989).

3.3.1 Příjem vybraných rizikových prvků rostlinami

Rostliny mohou přijímat a akumulovat rizikové prvky do svých pletiv buď z půdního roztoku anebo výjimečně i ze vzduchu. Jsou i schopné uvolňovat některé prvky zpět do okolního prostředí. Akumulace prvků a jejich koloběh v rostlinách je proto závislý jak na jejich příjmu, tak i na jejich odstraňování z pletiv. Proto mohou být rizikové prvky přijaté rostlinami transportovány do různých částí rostlin, aniž by docházelo ke změnám v celkovém akumulovaném množství kovu (Prasad, 2003).

Příjem kovových iontů rostlinou závisí nejen na obsahu prvku v půdě, ale i na afinitě rostliny ve vztahu ke kovu (Krzyszowska et al., 2010; Peralta-Videa et al., 2009; Vaillant et al., 2005; Lehmann a Rebele, 2004). Množství iontů kovů v rostlině může být obecně uspořádáno: kořeny > stonky > listy > plody > semena (Jin et al., 2005). Na základě záznamů z mnoha experimentů mohou být rizikové prvky řazeny podle relativního měřítka dle schopnosti vnikat do rostlin: Pb, Cr, Hg > Cu > Ni, Zn, Cd > Mo, Tl (McBride, 2003).

V minerální výživě rostlin je mezi ionty častý antagonismus. Nejvýznamnější antagonismus existuje mezi jednomocnými a dvojmocnými kationty, ale také se vyskytuje mezi kationty se stejným mocenstvím a u aniontů. Každý kovový ion má charakteristický způsob přenosu a akumulace v rostlině, ale v přítomnosti dalších iontů v půdě se může chovat jinak, a to následkem interakce mezi ionty (Eapen a D'Souza, 2005).

3.3.1.1 Měď

Mobilita mědi je kvůli jejím silným vazbám na organickou hmotu v půdě a další půdní koloidy velmi omezena a dostupnost mědi pro rostliny je obvykle nízká. Proto není příjem mědi rostlinami závislý na celkové koncentraci mědi v půdě. Zvýšení obsahu tohoto kovu v půdě často nemá vliv na zvýšení koncentrace mědi v rostlinných pletivech (Fernandes a Henriques, 1991).

Měď není příliš mobilní v rostlinách, i když může být translokována ze starých listů do mladých. Relativně vysoká koncentrace mědi se objevuje v chloroplastech, a to až 70 % z celkového obsahu mědi v listech (Richter, 2004).

Při hodnocení rizika fyto toxicity mědi v půdě je zřejmé, že ionty mědi jsou silně absorbovány kořeny rostlin (Minnich et al., 1987). Při zvýšené koncentraci mědi v půdě, a po absorpci kořeny, dochází k inhibici růstu jemného kořenového vlášení a tím ke snížení příjmu mikroprvků (zejména Fe), často bez podstatného zvýšení příjmu mědi do stonku či listů rostliny (Marschner, 1995). Měď může také zasahovat do fyziologických procesů v listech, když je přítomna v toxických koncentracích. Nadbytek mědi snižuje růst rostlin, příjem minerálních živin a může docházet ke změnám membránové propustnosti, změnám v syntéze proteinů, fotosyntetických a respiračních procesů, aktivitě enzymů a struktuře chromatinu (Sandmann a Böger 1980, Van Assche a Clijsters 1990, Fernandes a Henriques, 1991 a Madejón et al., 2009).

3.3.1.2 Olovo

Množství přijatého olova rostlinou se zvyšuje s rostoucí koncentrací olova v půdě nebo s klesající kapacitou půdy. Absorpce kořeny nutně neznamená, že je olovo transportováno do stonků, listů nebo plodů (Othmanem et al., 1997).

Sloučeniny olova jsou rozpustné v závislosti na půdních faktorech (pH, teplota), ty ovlivňují absorpci a distribuci látky do rostlinných systémů (Bradl, 2004). Olovo má vysoký akumulační koeficient a významně se proto hromadí nejenom v sedimentech a kalech, ale i v biomase organismů (Cibulka, 1991).

3.4 Charakteristika rizikových prvků

3.4.1 Měď

3.4.1.1 Charakteristika mědi

Měď má v nízkých koncentracích zásadní význam pro růst rostlin, avšak při vystavení rostlin vyšší koncentraci může docházet k přerušování metabolických procesů a vysoké toxicitě (Cambrolle et al. 2015). V rostlině se vyskytuje v oxidačních stavech (Cu^{2+} , Cu^+) a proto se účastní mnoha fyziologických procesů probíhajících v rostlinách. Měď působí jako stavební prvek v bílkovinách a podílí se na transportu elektronů při fotosyntéze, mitochondriálním

dýchání, reakcích na oxidativní stres a na metabolismu buněčných stěn (Marschner, 1995; Raven et al., 1999).

3.4.1.2 Výskyt mědi v půdě a v rostlinách

Průměrné množství mědi v zemské kůře dosahuje 24 – 55 mg/kg. Měď je v půdě vázána hlavně na organickou hmotu a na oxidy železa a manganu (Adriano, 2001; Baker a Senef, 1995).

Ke kontaminaci půdy mědí může dojít v důsledku těžby, hutnictví nebo výrobou měděných slitin (Roszyk a Szerszeń, 1988). Latosińska a Gawdzik (2010), uvádějí, že v čistírenských kalech je obsah dostupných forem mědi pro rostliny nízký. Avšak podle Gondeka (2003) je měď v půdě hnojené kalem přijímána rostlinami více než v půdě hnojené hnojem.

Kalembasa et al. (2011) uvádějí, že dominantní jsou v půdě vysoce stabilní organicko-anorganické a anorganické formy mědi. Malinowska (2016) na základě pokusu uvádí, že podíl mědi vázané na amorfních oxidech roste s mineralizací organických látek v kalu. Dále zjistila, že po aplikaci čistírenských kalů se koncentrace mědi ve zbytkové frakci snižuje, zatímco se zvyšuje v organické frakci půdy. Tato zjištění potvrzují, že organická hmota má vliv na proces adsorpce těžkých kovů.

Marschner (1995) naopak uvádí, že dochází k inhibici vývoje jemných kořenů a vychytávání mikroprvků (zvláště Fe) působením měďnatých iontů stoupá, a to často bez výrazného zvýšení spotřeby mědi v prýtech rostlin. Loué (1988) uvádí, že průměrný obsah mědi v sušině rostlin je 5 – 20 mg/kg. Richter (2004) ve své práci určil, že průměrný obsah mědi v rostlinných pletivech kolísá od 1,5 do 1,8 ppm. Rey-Crespo et al. (2016) uvádí obsah mědi v píce 5,54 mg/kg sušiny. Hackbart et al. (2010) uvádí obsah mědi v zrna pšenice $6,0 \pm 0,55$ mg/kg, slámě $0,8 \pm 0,34$ mg/kg a v kukuřičné siláži $1,9 \pm 0,22$ mg/kg. Odběr mědi obilninami (zrno a sláma) z pozemku je relativně malý, přibližně 20 – 30 g/ha. Dle analýzy Akinyele, Shokunbi (2015) se obsah Cu v pšenici pohybuje na úrovni 3,64 mg/kg. Dle zjištění dalších autorů se obsah Cu v zrna pšenice pohybuje od 1,3 do 10 mg/kg (Kumpulainen 1996; Eriksson 2001, Škrbić, Onjia, 2007). V ječmeni a ovsu se koncentrace Cu pohybuje v rozmezí od 4 do 15 mg/kg. Toxický obsah mědi v rostlině je v koncentraci 20 – 100 mg/kg (Kabata-Pendias a Pendias, 2001).

Vysoký obsah mědi byl zjištěn v listech, generativních orgánech, v plodech a semenech (Richter, 2004). Nedostatek mědi se u rostlin projevuje deformací a vadnutím listů,

zpomalením růstu, sníženými výnosy nebo poruchami reprodukce (Vaněk et al., 2002, Alaoui-Sossé et al., 2004).

3.4.1.3 Působení mědi na člověka

U člověka se nedostatek mědi projevuje poruchami imunity, anémií, či poruchou růstu vlasů a nehtů. Naopak nadbytek mědi může v lidském těle spolu s genetickými dispozicemi způsobit Wilsonovu nemoc. Ta způsobuje hromadění mědi v orgánech (Uriu – Adams et Keen, 2005).

3.4.2 Olovo

3.4.2.1 Charakteristika olova

Olovo má výrazné chalkogenní vlastnosti, a tedy jeho hlavní forma v přírodním stavu je galenit (PbS – sulfid olovnatý). Olovo se vyskytuje často jako Pb^{2+} , ačkoliv oxidační stav Pb^{4+} je také znám. Tvoří i několik dalších minerálů, které jsou poměrně špatně rozpustné ve vodě (Kabata-Pendias, Pendias, 1984).

3.4.2.2 Výskyt olova v půdě a rostlinách

V půdě je olovo velmi málo pohyblivé. Je to dáno tím, že soli olova jsou většinou málo rozpustné, a také proto, že olovo je dobře poutáno jílovými minerály i humusovými látkami. Přesto je upozorňováno na to, že imobilitu olova nelze přeceňovat, protože za přítomnosti chelátů jako transportních systémů může pohyblivost olova překvapivě narůstat. Olovo se hromadí převážně v humusovém horizontu. Sorpce olova humusem je pevnější než jílovými minerály. Olovo se váže převážně na jílové minerály, oxidy manganu, hydroxidy Fe a Al a organickou hmotu. Olovo je rozpustné v kyselém prostředí, při zvyšování pH (po vápnění) se jeho rozpustnost snižuje, protože se sráží ve formě hydroxidu, fosforečnanu nebo uhličitanu. V těchto podmínkách olovo také tvoří organické komplexy (Richter, 2004).

Kontaminace olovem je globálním problémem v důsledku zvýšené koncentrace olova v půdě spojené s lidskou činností. Rozpustnost olova v půdě je obvykle nižší než u jiných rizikových prvků (např. kadmium a nikl), ale i to představuje riziko pro půdní organismy (Fischer et al. 2014).

Průměrný obsah olova v rostlině je v rozmezí od 0,01 do 2,0 mg/kg (Nagajyoti et al., 2010, Jadia a Fulekar, 2009). Erriksson (2001) uvádí, že hodnoty olova se u zrna pšenice průměrně pohybují v rozmezí od 0,2 do 0,6 mg/kg, ale může být i řádově nižší (0,005 – 0,011 mg/kg).

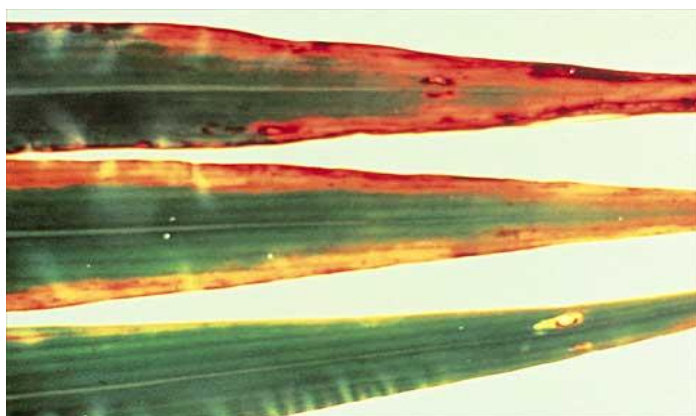
Obdobné hodnoty platí i pro ječmen. Studie z Afriky uvádí průměrný obsah olova v rýži a pšenici pod 0,008 mg/kg (Akinyele a Shokunbi 2015). Průměrná koncentrace olova v půdě je obecně nižší než 50 mg/kg půdy, ale na místech v blízkosti antropogenní činnosti, může dosáhnout velmi vysokých koncentrací. To zejména v opuštěných důlních oblastech, hutích, ze zpracování akumulátorů, v blízkosti benzínových stanic a v oblastech, kde se často používá střelivo (Sanderson et al., 2011). Merian (1991) potvrzuje, že průměrné koncentrace olova v půdě jsou v rozmezí 10 – 40 mg/kg. Díky atmosférické depozici obsahují svrchní vrstvy půdy větší množství olova než hlubší vrstvy.

Smolders et al. (2015) uvádějí hodnoty EC50 u olova (koncentrace způsobující 50 % snížení růstu) 1240 – 6140 mg/kg u rajčat a 1710 – 6750 mg/kg u ječmene.

Průnik olova do potravinového řetězce by mohl mít za následek potenciální negativní ekologické dopady. Koncentrace olova v půdním roztoku je obecně nízká kvůli jeho adsorpci na minerální podklady (např. Fe, Al a Mn oxidy), díky tvorbě komplexů s organickou hmotou a také srážení při vysokém pH (Bradl 2004).

3.4.2.3 Působení olova na člověka

Asi polovina množství olova, které se dostane do lidského organismu, je prostřednictvím potravin. Více než polovina těchto potravin je rostlinného původu (Dudka a Miller, 1999). Olovo má vážné dopady na lidské zdraví, nejvíce postihuje centrální nervový systém, krevní oběh a ledviny. Kromě toho, kojenci a plody jsou vystaveny vysokému riziku vzniku vývojových vad při zvýšené expozici olova (Lidský a Schneider, 2006). Anorganické sloučeniny olova se u dospělých vstřebávají přes trávicí trakt z deseti procent, u dětí z padesáti procent. Významným místem ukládání olova v těle jsou kosti, až 90 % anorganických sloučenin olova se u dospělých nachází v kostech. Ionty olova se také dostávají do mateřského mléka. Biologický poločas rozpadu olova v krvi je 20 - 30 dnů, v kostech trvá několik let. Olovo se vylučuje z těla močí a stolicí (Mühlendahl et al., 1995).



Obr. č. 1: Toxické působení olova u čiroku

3.4.3 Ostatní rizikové prvky

3.4.3.1 Arsen

Arsen patří mezi nejintenzivněji studované rizikové prvky z důvodu jeho toxicity pro člověka i ostatní organismy (Száková et al., 2007).

Zdroje arsenu jsou geologické, ale hlavně se dostává do životního prostředí antropogenní činností. Jedná se například o průmyslovou výrobu pesticidů, herbicidů, konzervačních přípravků na dřevo a zejména hornictví. Koncentrace arsenu v podzemních vodách a v půdě se zvyšuje, což vede k celosvětovým problémům v oblasti životního prostředí (Bhattacharya et al., 2007).

Mobilita arsenu v půdě je velmi nízká ve srovnání s mobilnějšími prvky, jako jsou kadmium nebo zinek. Hladina 0,01 – 1 mg/kg As v rostlině je považována za normální a obsah 3 – 10 mg/kg za fytotoxický. Ze zemědělských plodin jsou na účinky As nejcitlivější luštěniny. Fytotoxicita arsenu se u rostlin projevuje plasmolýzou pletiv kořenů a žloutnutím listů vedoucím až k nekróze špiček a okrajů listů (Száková et al., 2007).

Arsen se silně akumuluje v sedimentech a často se hromadí i v potravním řetězci (Brummer et al., 1986). Dlouhodobá expozice arsenem u člověka způsobuje vážné poškození ledvin, srdce a mnoho dalších cévních onemocnění. Arsen může také způsobovat rakovinná onemocnění, jedná se tedy o karcinogenní látku (Bai-ye et al., 2012).

3.4.3.2 Kadmium

Kadmium je neesenciální prvek, který má významné toxické vlastnosti. Jedná se o kumulativní jed, což znamená, že se jeho obsah v organismu v průběhu ontogeneze zvyšuje

(McLaughlin a Singh, 1999). Zdrojem kadmia v prostředí jsou minerální hnojiva superfosfáty, průmysl, těžba a zpracování rud a výfukové emise benzínových dopravních prostředků (Joshi et Mohanty, 2004).

Krupa et Baszyński (1995) i Siedlecka et Krupa (1996) uvádějí, že z celkového množství kadmia přijatého rostlinou se asi 60 % ukládá v kořenech, 15 % v listech, 10 % ve stoncích a 15 % v semenech. Ionty kadmia jsou tedy akumulovány v kořenech a jen malá množství jsou transportována do nadzemních částí.

Kadmium rostlina přijímá převážně jako kation Cd^{2+} a to buď z půdy, nebo z atmosféry, což je až 30 - 80 % z celkového příjmu Cd rostlinou. Příjem z půdy převládá až při vysokém obsahu Cd v půdě a při kyselém pH. Pohyb Cd z kořenů do nadzemních částí je omezený (Richter, 2004).

Dlouhodobé polní pokusy v podobném pH půdy a obsahu kadmia zjistili, že rostlina přijme výrazně vyšší množství kadmia z půdy ošetřené soli kadmia než z půdy ošetřené čistírenskými kaly, přestože k aplikaci solí kadmia na půdu došlo o 13 – 15 let dříve (McBride, 2003).

3.4.3.3 Chrom

Kontaminace životního prostředí chromem se stala hlavním problémem především kvůli jeho vysoké koncentraci v půdě a ve vodě vyplývající z různých průmyslových a zemědělských činností (Chanda a Parmar, 2003). Cr^{6+} je uvolňován do životního prostředí z celé řady průmyslových odvětví, jako je pokovování, z cementáren, oceláren, při výrobě barev a pigmentů, zpracování dřeva, výrobou papíru, tabákovým kouřem či ze skládek (ATSDR, 1998; Zayed a Terry, 2003). Chrom uvolněný do ovzduší při spalování uhlí, z tabákového kouře či z emisí automobilových katalyzátorů nakonec končí v půdách (ATSDR, 1998).

Chrom existuje v různých valenčních stavech (od -2 do +6), ale trojmocná a šestimocná forma chromu je nejstabilnější (Kimbrough et al., 1999). Cr^{3+} je esenciální stopový prvek pro zdraví lidí a zvířat (Shrivastava et al., 2002). Naproti tomu, forma Cr^{6+} je karcinogenní a je klasifikována jako skupina A, známý karcinogen u člověka (USEPA, 1999).

Množství chromu v půdě se pohybuje v rozmezí od 5 do 1000 mg/kg v závislosti na typu půdy (ATSDR, 1998).

Chrom, obdobně jako olovo, může mít velmi nízkou rozpustnost v půdách a prokazují zvláště silnou bariéru pro akumulaci rizikových prvků. Dokonce, po akumulaci do kořene, nemají obvykle tendenci se významně transportovat do listů, plodů či semen (McBride, 2003).

3.4.3.4 Rtut'

Rtut' je jeden z nejtoxičtějších prvků. Vyskytuje se ve všech složkách životního prostředí (EPA, 2017). Přírodní emise rtuti tvoří dvě třetiny znečištění a antropogenní tvoří asi jednu třetinu. Značné množství rtuti může být přidáno do zemědělské půdy s čistírenskými kaly, vápnem a hnojem. Mezi nejdůležitější zdroje kontaminace zemědělské půdy je používání organických rtuťnatých sloučenin jako ochrana před houbovými chorobami semen (Patra a Sharma, 2000).

Vysoké koncentrace rtuti obsahují houby, akumulace v rostlinách není příliš vysoká. Obsah rtuti v rostlinách se pohybuje v desetinách až desítkách $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Cibulka et al., 1991). Absorpce organické i anorganické rtuti rostlinami z půdy je nízká. Existuje zde velká bariéra pro translokaci rtuti z kořenů do vrcholů rostlin (Patra a Sharma, 2000).

Organická rtuť se může hromadit v potravních řetězcích, zatímco anorganická rtuť do potravních řetězců nevstupuje (EPA, 2017). Konzumace ryb a korýšů může být hlavním zdrojem příjmu Hg z potravin (Dudka a Miller, 1999).

Sloučeniny rtuti jsou lipofilní, pronikají buněčnými membránami, hromadí se v orgánech. Vykazují toxickou aktivitu v mnoha systémech, včetně močových cest, centrálního nervového, endokrinního, a gastrointestinální systémy (Nielsen a Andersen, 1991).

3.4.3.5 Nikl

Nikl je jedním ze stopových prvků a je vyžadován pro normální růst a vývoj rostlin a živočichů. Avšak jeho toxicita při vyšší koncentraci vede k řadě fyziologických poruch v rostlinách (Kamran et al., 2016). Nikl vstupuje do lidského těla a dále se zde hromadí prostřednictvím potravin, plodin pěstovaných na půdách kontaminovaných niklem (Zafar et al., 2015).

Antropogenním zdrojem niklu (ve smyslu kontaminace vod v životním prostředí) jsou především odpadní vody z povrchové úpravy kovů, kde je převážně komplexně vázán, a dále odpadní vody z barevné metalurgie (WHO, 2005).

Z potravy je nikl špatně vstřebáván, mechanismus střevní absorpce není jasný, částečně je využíván aktivní transferový systém pro absorpci železa. Absorbované množství je z organismu rychle vylučováno močí (WHO, 2005).

Negativní účinky niklu na zdraví člověka závisí na cestě vstupu do organismu, rozpustnosti sloučenin niklu ve vodě (a jejich vstřebatelnosti), dávce, tělesné hmotnosti, délce expozice a citlivosti k niklu (Webster et al., 1980).

Při kontaktu způsobuje vznik kožní dermatitidy, je podezřelý karcinogen (WHO, 2005).

3.4.3.6 Zinek

Zinek hraje důležitou roli jako esenciální stopový prvek pro vývoj, růst a diferenciaci všech živých organismů. Při vyšších koncentracích však inhibuje transport elektronů v dýchacím řetězci (Franklin a Costello, 2009).

Je zastoupen v různém množství ve většině hornin a minerálů. Do životního prostředí se většinou dostává jako výsledek důlní činnosti, čištění (rafinace) zinku a olova či kadmia, dále v důsledku výroby oceli, spalování uhlí a odpadů. Do vodních toků se zinek může dostávat vypouštěním zinku a dalších kovů z továren, s odpadními vodami z domácností, při dešti je splachován z půdy, pokud ta tento prvek obsahuje (Bencko et al., 1995).

Zinek je nejdostupnější prvek pro organismy z kovů obsažených v kalech (Cibulka, 1991).

3.5 Legislativa

3.5.1 Legislativa čistírenských kalů v ČR

V České republice podle **vyhlášky o katalogu odpadů 93/2016 Sb. zákona o odpadech (185/2001 Sb.)** je čistírenský a průmyslový kal jednoznačně řazen mezi odpad.

Vyhláška č. 437/2016 Sb. o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě nahrazuje původní **vyhlášku č. 382/2001 Sb.**

Vyhláška č. 437/2016 Sb. udává, za jakých podmínek lze upravené kaly aplikovat na zemědělskou půdu. Nejpozději do 48 hodin od umístění kalů na zemědělskou půdu musí být kaly zapraveny do půdy. Je nutné před aplikací provést rozbor agrochemických vlastností půd a doložit následně jejich výsledky. Následně je monitoring půdy prováděn pravidelně po 10 letech. V průběhu 3 po sobě následujících let se nesmí použít více než 5 tun sušiny kalů na jeden hektar půdy. Toto množství může být zvýšeno až na 10 tun sušiny kalů v průběhu 5 po sobě následujících let, pokud použité kaly obsahují méně než polovinu limitního množství každé ze sledovaných rizikových látek a prvků. Dále dávka dusíku dodaného v kalech nesmí překročit 70 % celkového potřebného dusíku pro hnojenou plodinu. Množství a doba užití kalů se řídí i požadavkem rostlin na živiny s přihlédnutím k přístupným živinám a organické

složce v půdě, jakož i ke stanovištním podmínkám. Kal je na pozemek aplikován v jedné agrotechnické operaci a v jednom souvislém časovém období na příznivých fyzikálních a vlhkostních podmínkách. Důkladně se sleduje množství rizikových prvků a látek i mikrobiologické vlastnosti kalu.

Vyhláška č. 437/2016 Sb. také určuje mezní hodnoty koncentrací rizikových prvků.

Tab. č. 5: Mezní hodnoty koncentrací prvků v extraktu lučavkou královskou v mg/kg sušiny v půdě (ukazatele pro hodnocení půd)

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Běžné půdy	20	0,5	90	60	0,3*	50	60	120
Písky, hlinité písky, štěrkopísky	15	0,4	55	45	0,3*	45	55	105

* celkový obsah

Mezní hodnoty koncentrací vybraných prvků v půdě - vymezují maximální hodnoty vybraných rizikových prvků v půdě, při jejichž překročení by mohlo dojít k poškozování funkcí půdy a složek životního prostředí

Tab. č. 6: Mezní hodnoty koncentrací vybraných rizikových látek a prvků kalech v mg/kg sušiny kalu pro jejich použití na zemědělské půdě (ukazatele pro hodnocení kalů)

Riziková látka	Mezní hodnoty koncentrací v kalech (mg/kg sušiny)
As – arzén	30
Cd - kadmium	5
Cr – chrom	200
Cu – měď	500
Hg – rtuť	4
Ni – nikl	100
Pb – olovo	200
Zn – zinek	2500
AOX	500

Riziková látka	Mezní hodnoty koncentrací v kalech (mg/kg sušiny)
PCB (suma 6 kongenerů)	0,6

Kaly jsou řazeny do dvou kategorií podle účelu aplikace kalu na zemědělskou půdu.

Kategorie I - kaly, které je možno obecně aplikovat na půdy využívané v zemědělství při dodržení ostatních ustanovení.

Kategorie II - kaly, které je možno aplikovat na zemědělské půdy určené k pěstování technických plodin, a na půdy, na kterých se nejméně 3 roky po použití čistírenských kalů nebude pěstovat polní zelenina a intenzivně plodící ovocná výsadba, a při dodržení zásad ochrany zdraví při práci a ostatních ustanovení vyhlášky (Vyhláška č. 437/2016 Sb.).

Vyhláška č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady byla novelizována **vyhláškou 387/2016 Sb.** Hlavním cílem novelizace byla podrobná úprava využití sedimentů na povrchu terénu.

Vyhláška č. 341/2008 Sb., o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady a o změně vyhlášky č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady.

Vyhláška č. 83/2016 Sb., která novelizuje vyhlášku 383/2001 Sb. o podrobnostech a nakládání s odpady

Zákon č. 156/1998 Sb., o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd (zákon o hnojivech) popisuje, kdy je zákaz aplikace kalů na zemědělskou půdu. Je to v době nepříznivých klimatických podmínek (zamrzlá půda, pokrytá sněhem apod.), popř. při předpokládaném ohrožení okolních pozemků, vod či životního prostředí. Dále zákaz platí, pokud není možné zajistit rovnoměrné rozprostření hnojiva a zadává oznamovací povinnost 14 dní před předpokládaným použitím upravených kalů.

Vyhláška č. 474/2000 Sb. o stanovení požadavků na hnojiva, která uvádí rizikové prvky a jejich limitní hodnoty v hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a přípustné odchylky.

3.5.2 Legislativa čistírenských kalů v EU

Evropská unie se v oblasti čistírenských kalů řídí hlavně podle **směrnice 91/271/EHS** o čištění městských odpadních vod a **směrnice 86/278/EHS** o čistírenských kalech.

Směrnice 86/278/EHS o čistírenských kalech má za cíl podporovat používání čistírenských kalů v zemědělství a zároveň regulovat jeho použití tak, aby se zabránilo škodlivým účinkům na půdu, rostliny, zvířata a člověka. Za tímto účelem se zakazuje použití nezpracovaného kalu na zemědělskou půdu, ať vstříkovaním nebo jiným začleňováním do půdy (Milieu Ltd et al., 2008).

4 Metodika

4.1 Dlouhodobé stacionární pokusy KAVR – ČZU v Praze

Experimentální část diplomové práce se věnuje dlouhodobým stacionárním pokusům s rotací plodin. Pokusy byly založeny na podzim roku 1996 na pěti stanovištích s rozdílnými půdně-klimatickými podmínkami. Jedná se o Červený Újezd, Hněvčeves, Humpolec, Lukavec u Pacova a Prahu – Suchdol.

Pokus je veden systémem rotací tří plodin (brambory nebo kukuřice, ozimá pšenice a jarní ječmen), a to tak, aby všechny plodiny byly pěstovány v každém roce (3 bloky).

V diplomové práci byly hodnoceny výsledky z lokalit Humpolec a Praha – Suchdol. Pokusná parcela na stanovišti Humpolec má výměru 60 m², na stanovišti Suchdol 60,5 m². Tabulka č. 7 uvádí charakteristiku vybraných pokusných stanovišť.

Tab. č. 7: Charakteristika vybraných pokusných stanovišť

	Humpolec	Praha - Suchdol
Lokalizace	49°33'16"N, 15°21'2"E	50°7'40"N, 14°22'33"E
Nadmořská výška (m n. m.)	525	286
Průměrná roční teplota (°C)	7,0	9,1
Průměrné roční srážky (mm)	665	495
Půdní typ	Kambizem	Černozem
Půdní subtyp	modální	modální
Půdní druh	písčito-hlinitá	hlinito-písčítá

Vybranou plodinou je pšenice ozimá (*Triticum aestivum*). V diplomové práci byl hodnocen obsah mědi a olova v rostlině a jejich částech (zrno, sláma). Dále je hodnoceno celkové množství mědi a olova aplikované čistírenskými kaly nebo hnojem a jejich odběr plodinou za období tří po sobě jdoucích let.

Variantami pokusu jsou: nehnojená varianta (kontrola), varianta čistírenského kalu (Kal 1), varianta trojnásobné dávky čistírenského kalu (Kal 3) a hnůj.

Hnojení pokusu je postaveno na aplikaci shodné dávky dusíku za tři roky – tříletá rotace plodin (330 kg/ha) na všech variantách, mimo kontrolu a kal 3. Organické hnojení (chlévkový hnůj, čistírenské kaly) je aplikováno na podzim vždy pouze pod brambory. Pro potřeby

pokusu jsou na všechna stanoviště používány kaly ze stejné ČOV a hnůj z jednotlivých pokusných stanic. Pro potřeby pokusu jsou používány kaly z ČOV Praha – Troja. Dávky živin jsou uvedeny v tabulce č. 8.

Tab. č. 8: Dávky živin aplikovaných hnojiv v tříletém cyklu

Varianta	brambory			pšenice		
	N	P	K	N	P	K
Kontrola	-	-	-	-	-	-
Kal 1	330 ¹⁾	201 ²⁾	55 ²⁾	0	0	0
Kal 3	990 ¹⁾	603 ²⁾	165 ²⁾	0	0	0
Hnůj	330 ¹⁾	118 ²⁾	374 ²⁾	0	0	0

1) celkový dusík v organických hnojivech

2) průměrná dávka podle obsahu živin v hnojivech

4.1.1 Kambizem modální

Půdním typem na lokalitě Humpolec je kambizem modální. Kambizemě jsou v České republice nejrozšířenějším půdním typem. Mají hnědý (braunifikovaný) horizont a vytvářejí se hlavně ve svažitých podmínkách pahorkatin, vrchovin a hornatin, méně v rovinném terénu. Subtyp modální se vyvinul ze středně těžkých a lehčích středních substrátů. Kambizemě jsou velmi rozmanité z hlediska trofismu, zrnitosti a skeletovitosti. Liší se v akumulaci humusu a jeho kvalitě, ve vyluhování půdního profilu a zvětrávání (Němeček et al., 2008). Půdní pH je slabě kyselé až kyselé (Šarapatka, 2014).

4.1.2 Černozem modální

Na lokalitě Praha – Suchdol se vyskytuje půdní typ černozem modální. Černozem je půda s vysokým obsahem humusu (2 - 4,5 %) ve svrchním horizontu. Tyto typy půdy se vytvořily v teplejších a sušších oblastech ze spraší, písčitých spraší a slínů (Němeček et al., 2008). Černozemě se vyznačují rovnovážným stavem mezi mineralizací a humifikací. Mají také dobré fyzikální, biologické a chemické vlastnosti. Hodnota pH bývá neutrální (Šarapatka, 2014).

4.2 Laboratorní část

Při sklizni byly odebrány vzorky zrna a slámy pšenice ozimé v plné zralosti.

Odebrané vzorky byly následně sušeny v sušárnách při teplotě 30 °C do konstantní hmotnosti a mlety pomocí laboratorního mlýnu Retsch SM100. Oka síta mlýnu měla velikost 1 mm. Rozemleté vzorky byly poté homogenizovány a přesypány do řádně popsaných nádob.

Stanovení mědi a olova v biomase bylo provedeno po rozkladu na suché cestě. Analýza každého vzorku byla 2x opakována. Přesnost měření byla sledována zařazením slepých vzorků, interních a certifikovaných standardů. Do označených kádinek bylo naváženo 0,400 – 0,409 g vzorku, následně byly vzorky odneseny do spalovny, kde byly přikryty hodinovými skličky a umístěny na topnou desku. Každá fáze zahřívání trvala 60 min, v první fázi byla teplota 160 °C, ve druhé 220 °C, ve třetí 280 °C a v poslední 350 °C. Po uplynuté době byly kádinky se vzorky přesunuty do peci, kde byly 14 hod vystaveny teplotě 500 °C.

Další den byl do vychladnutých kádinek přidán 1 ml kyseliny dusičné. Následně byly vzorky umístěny na topnou desku, kde byly v uzavřené digestoři zahřívány 1 hod na 120 °C. Následovalo přendání kádinek do pece, kde byly během 1 hod při 500 °C dovypáleny. Tím bylo docíleno vypaření kyseliny.

K takto připraveným vzorkům byl přidán 1,5 % roztok kyseliny dusičné. Pomocí ultrazvuku se popelovina oddělila ode dna kádinky a roztok mohl být převeden do zkumavek o objemu 25 ml. Roztokem HNO₃ byly poté zkumavky doplněny až po rysku. Následovalo uzavření zkumavek parafilmem a jejich promíchání.

Samotné stanovování obsahu prvků bylo prováděno pomocí metody ICP-OES (optická emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem). Prokázané hodnoty mědi a olova byly přepočteny na základě skutečné navážky. Výsledné hodnoty byly uvedeny v mg/kg sušiny slámy a zrna.

4.3 Statistické zpracování výsledků

Výsledky byly zpracovány pomocí programů Excel a Statistica 12. Nejprve byl proveden F-test, který pomocí porovnání rozptylu dat určil vhodnost následného použití statistické metody ANOVA, což je analýza rozptylu.

Závislou proměnnou byl určen obsah mědi či olova v zrnu nebo slámě a nezávislou proměnnou lokalita, typ hnojení a rok. Testování probíhalo na hladině významnosti (p) 0,05.

Hodnoty pod touto hranicí byly statisticky významné a ve výsledcích jsou náležitě okomentované.

5 Výsledky

V kapitole výsledky jsou porovnávána a hodnocena data na základě výsledků z emisní spektrometrie. Jedná se o celkové obsahy mědi a olova v biomase pšenice a o odebrané množství těchto prvků. Obsahy jsou hodnoceny samostatně dle částí rostlin, prvků nebo let a následně porovnány. Data jsou zanesena do tabulek č. 9 - 12 a grafů č. 1 - 16 a porovnána.

5.1 Obsah mědi v pšenici ozimé

5.1.1 Zrno

V tabulce č. 9 a grafu č. 1 je znázorněn průměrný obsah mědi v zrně pšenice ozimé během let 2012 – 2014 ve variantách kontrola, kal 1, kal 3 a hnůj na obou sledovaných lokalitách.

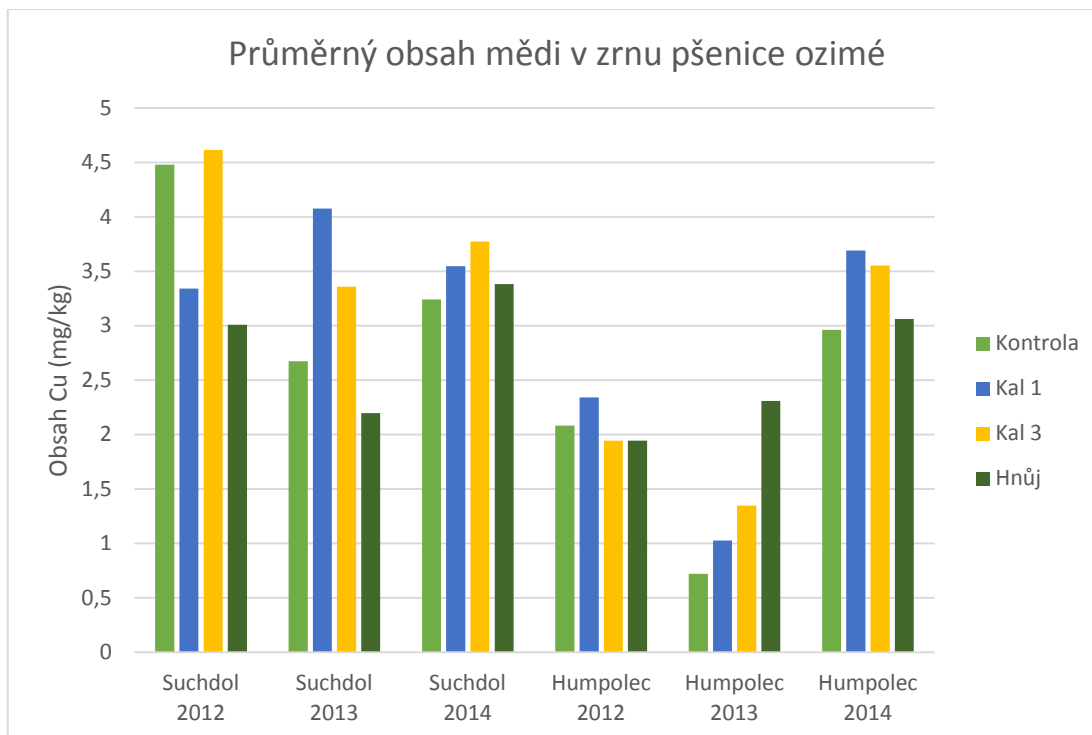
Obsah Cu v zrně se pohyboval od 0,720 mg/kg do 4,614 mg/kg. Průměrný obsah mědi byl 2,861 mg/kg. Nejnižší hodnota obsahu mědi v zrně byla naměřena v Humpolci v roce 2013 ve variantě kontrola a to 0,720 mg/kg. Naopak nejvyšší hodnota na Suchdole v roce 2012 ve variantě kal 3 (4,614 mg/kg).

Byly zjištěny statisticky významné rozdíly mezi lety ($p = 0,00$). I u lokalit byl prokázán statisticky významný rozdíl ($p = 0,00$), což je na první pohled patrné z grafu. Celkově byl obsah mědi v zrně pšenice ozimé mnohem nižší na lokalitě Humpolec. Mezi jednotlivými variantami hnojení nebyl v obsahu mědi v zrně pšenice ozimé prokázán statisticky významný rozdíl ($p = 0,38$).

Tab. č. 9: Průměrný obsah mědi v zrně pšenice ozimé

Rok	Lokalita	Varianta			
		Kontrola (mg/kg)	Kal 1 (mg/kg)	Kal 3 (mg/kg)	Hnůj (mg/kg)
2012	Suchdol	4,479	3,340	4,614	3,009
2012	Humpolec	2,083	2,340	1,944	1,943
2013	Suchdol	2,673	4,078	3,358	2,197
2013	Humpolec	0,720	1,025	1,346	1,346
2014	Suchdol	3,242	3,546	3,775	3,381
2014	Humpolec	2,962	3,692	3,553	3,061

Graf č. 1: Průměrný obsah mědi v zrně pšenice ozimé



5.1.2 Sláma

Obsah mědi ve slámě pšenice ozimé během let 2012 - 2014 se pohyboval v rozmezí 0,059 mg/kg – 1,190 mg/kg (tab. č. 10, graf č. 2) a to ve variantách kontrola, kal 1, kal 3 a hnůj. Při hodnocení varianty kontrola Suchdol 2013 došlo k chybě, proto není uvedena hodnota. Průměrná hodnota mědi byla 0,520 mg/kg.

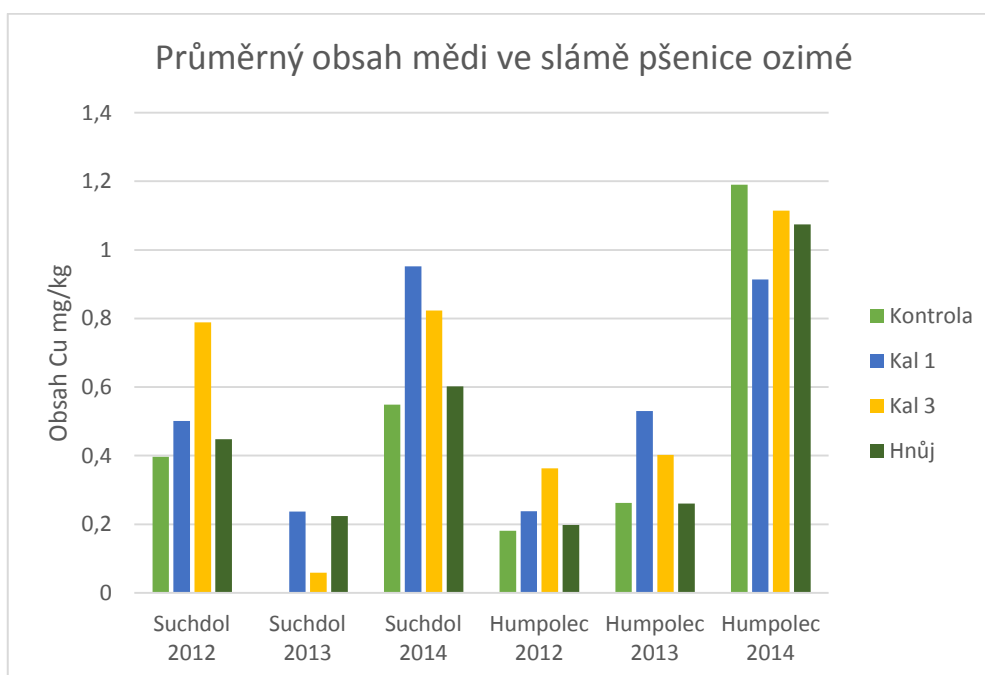
Nejnižší hodnota (0,059 mg/kg) byla zjištěna u varianty kal 3 na lokalitě Suchdol, v roce 2013 a nejvyšší hodnota (1,190 mg/kg) u varianty kontrola, Humpolec 2014. Z grafu je patrné, že nejvyšší hodnoty byly na obou stanovištích neměřeny v roce 2014.

Mezi roky 2012, 2013 a 2014 byl prokázán statisticky významný rozdíl v obsahu mědi ve slámě pšenice ozimé ($p = 0,00$). Mezi lokalitami Suchdol a Humpolec neexistuje statisticky významný rozdíl ($p = 0,27$) stejně jako u obsahu Cu v zrně (tab. č. 9, graf č. 1). Mezi jednotlivými variantami hnojení neexistuje statisticky významný rozdíl ($p = 0,46$).

Tab. č. 10: Průměrný obsah mědi ve slámě pšenice ozimé

Rok	Lokalita	Varianta			
		Kontrola (mg/kg)	Kal 1 (mg/kg)	Kal 3 (mg/kg)	Hněj (mg/kg)
2012	Suchdol	0,397	0,501	0,789	0,448
	Humpolec	0,181	0,238	0,363	0,198
2013	Suchdol	-	0,237	0,059	0,224
	Humpolec	0,262	0,530	0,402	0,260
2014	Suchdol	0,549	0,952	0,823	0,602
	Humpolec	1,190	0,914	1,114	1,074

Graf č. 2: Průměrný obsah mědi ve slámě pšenice ozimé



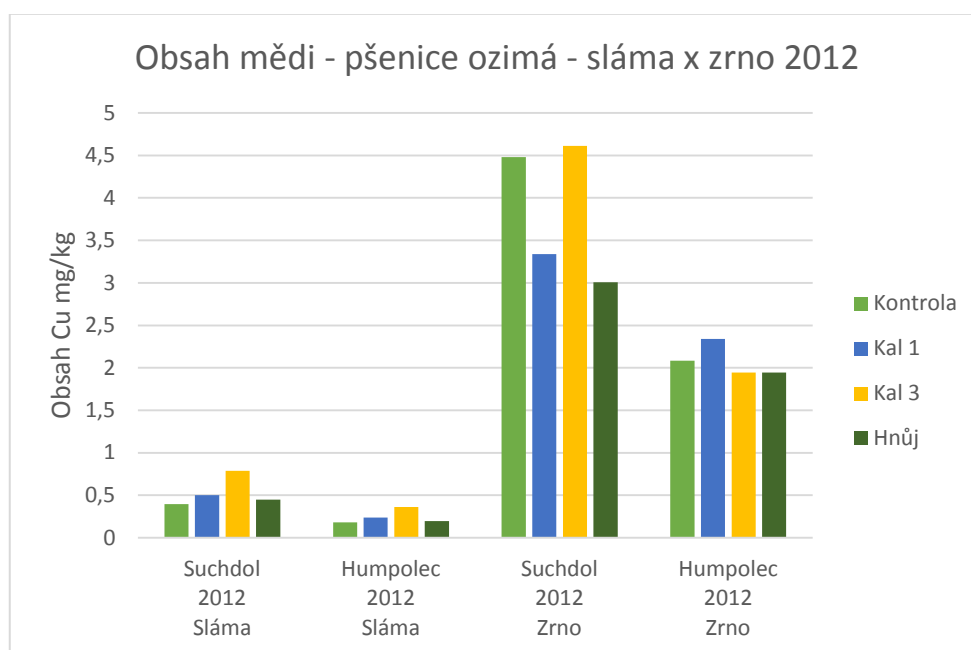
5.1.3 Srovnání obsahu mědi ve slámě a zru

Z grafů č. 3 – 5 je patrné, že průměrný obsah mědi byl každý rok ve slámě podstatně nižší než v zru. Mezi slámou a zru pšenice ozimé existuje statisticky průkazný rozdíl v množství naměřené mědi ($p = 0,00$).

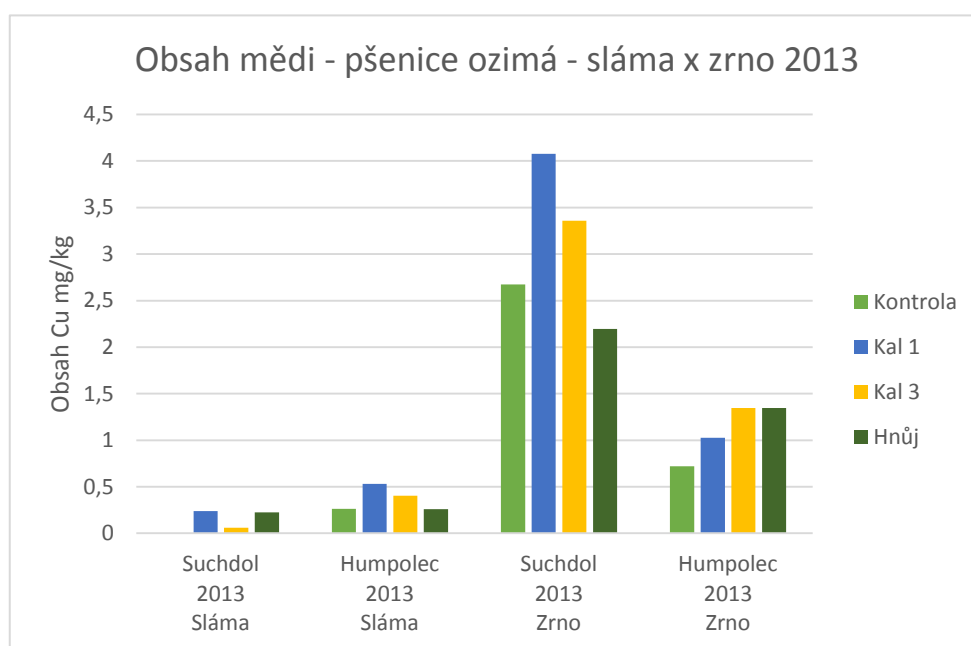
V roce 2012 byly na lokalitě Humpolec naměřeny nižší hodnoty než na Suchdole. V roce 2013 byly naměřeny hodnoty mědi v zru vyšší na lokalitě Suchdol, u slámy byly vyšší

obsahy mědi na zkušebním pozemku v Humpolci. Obsah mědi v roce 2014 v zrna pšenice byl na lokalitě Suchdol vyšší ve všech variantách pokusu kromě varianty kal 1. Ve slámě bylo více mědi na lokalitě Humpolec opět kromě varianty kal 1.

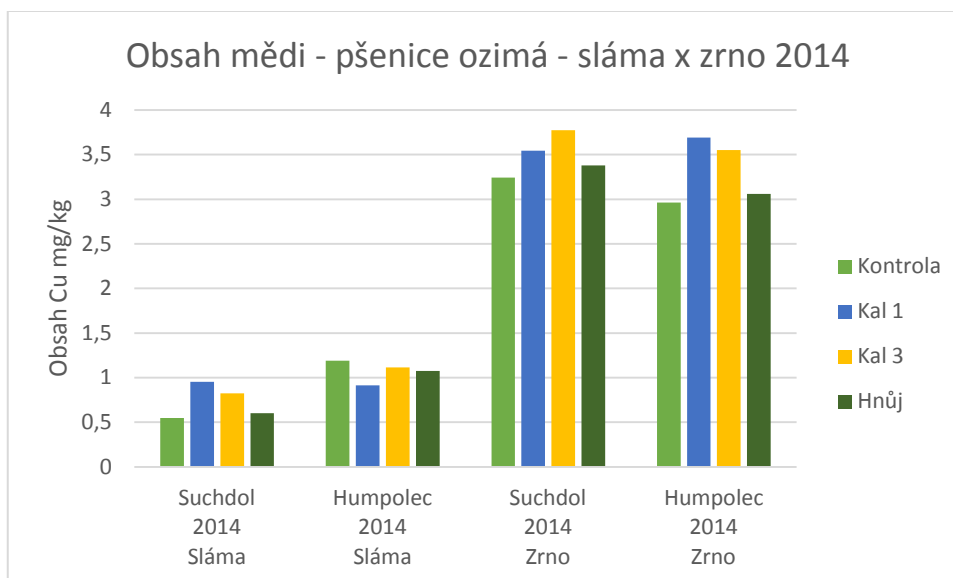
Graf č. 3: Průměrný obsah mědi – srovnání sláma a zrno pšenice ozimé 2012



Graf č. 4: Průměrný obsah mědi – srovnání sláma a zrno pšenice ozimé 2013



Graf č. 5: Průměrný obsah mědi – srovnání sláma a zrno pšenice ozimé 2014



5.2 Obsah olova v pšenici ozimé

Jelikož se olovo v plodinách vyskytovalo ve velmi malých koncentracích, při uvedeném postupu rozkladu vzorku (tj. navážce a objemu převedeného vzorku), ve většině měření byly jeho nízké hodnoty často pod detekčním limitem ICP-OES (< 0,001 mg/kg).

5.2.1 Zrno

V zrnu pšenice ozimé byly naměřeny koncentrace olova pouze na lokalitě Humpolec v roce 2012 a na lokalitě Suchdol v roce 2012 jen u varianty kal 1.

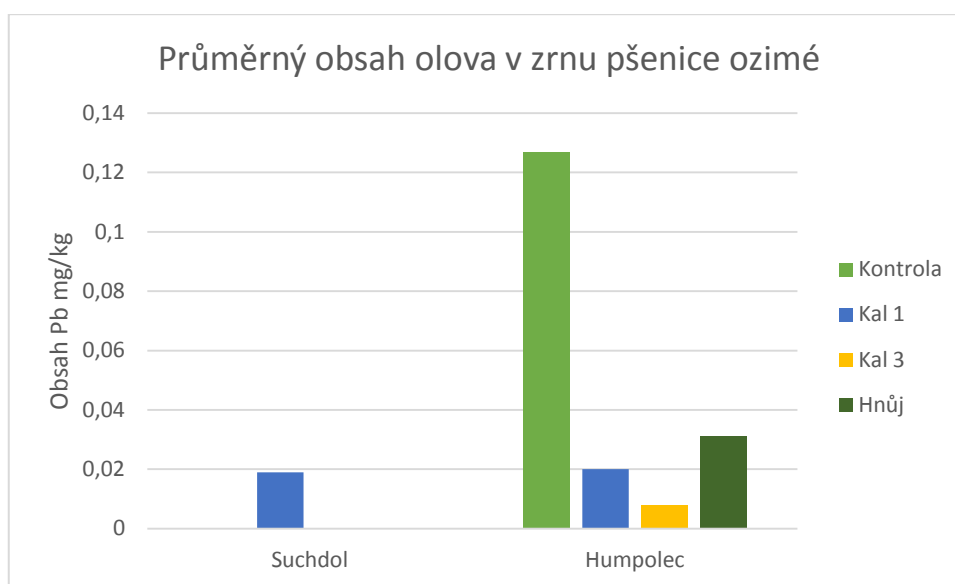
Naměřené hodnoty olova se pohybovaly v množství od 0,008 do 0,127 mg/kg (tab. č. 11). Průměr byl 0,041mg/kg. Nejvyšší koncentrace olova v zrnu pšenice ozimé byly naměřeny ve variantě kontrola (0,127 mg/kg) v Humpolci. Nejnižší hodnota byla 0,008mg/kg u varianty kal 3 v Humpolci. Množství olova u varianty kal 1 bylo u obou lokalit téměř stejné. Z grafu (graf č. 6) je patrný rozdíl mezi jednotlivými variantami hnojení, avšak jednalo se o velmi nízké hodnoty.

Mezi variantami ($p = 0,57$) ani lokalitami ($p = 0,25$) neexistuje statisticky významný rozdíl.

Tab. č. 11: Průměrný obsah olova v zrně pšenice ozimé

Rok	Lokalita	Varianta			
		Kontrola (mg/kg)	Kal 1 (mg/kg)	Kal 3 (mg/kg)	Hněj (mg/kg)
2012	Suchdol	-	0,019	-	-
	Humpolec	0,127	0,020	0,008	0,031

Graf č. 6: Průměrný obsah olova v zrně pšenice ozimé



5.2.2 Sláma

Olovo ve slámě pšenice ozimé bylo naměřeno na Suchdole a v Humpolci také pouze v roce 2012. Pouze varianta hněj – Suchdol 2012 není zahrnuta.

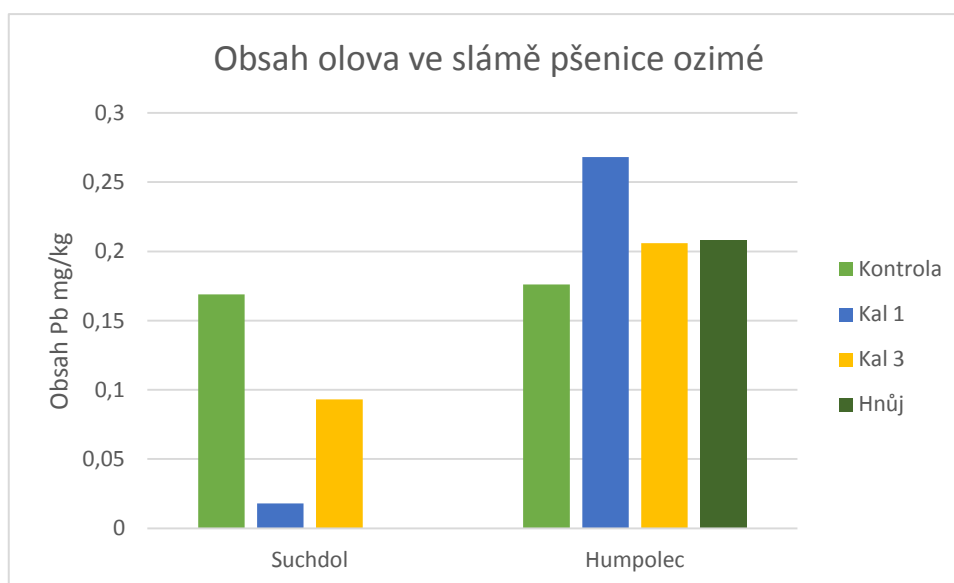
Stejně jako v zrně (graf č. 6), i ve slámě byly hodnoty olova velmi nízké (graf č. 7, tab. č. 12). Hodnoty se pohybovaly v rozmezí od 0,018 do 0,268 mg/kg. Průměrná hodnota byla 0,163 mg/kg. Nejvyšší hodnota se vyskytovala u varianty kal 1 na lokalitě Humpolec (0,268 mg/kg), nejnižší na lokalitě Suchdol (0,018 mg/kg).

Nulová hypotéza se zde potvrdila. Mezi lokalitami ($p = 0,22$) ani variantami hnojení ($p = 0,98$) neexistuje statisticky průkazný rozdíl.

Tab. č. 12: Průměrný obsah olova ve slámě pšenice ozimé

Rok	Lokalita	Varianta			
		Kontrola (mg/kg)	Kal 1 (mg/kg)	Kal 3 (mg/kg)	Hnůj (mg/kg)
2012	Suchdol	0,169	0,018	0,093	-
	Humpolec	0,176	0,268	0,206	0,208

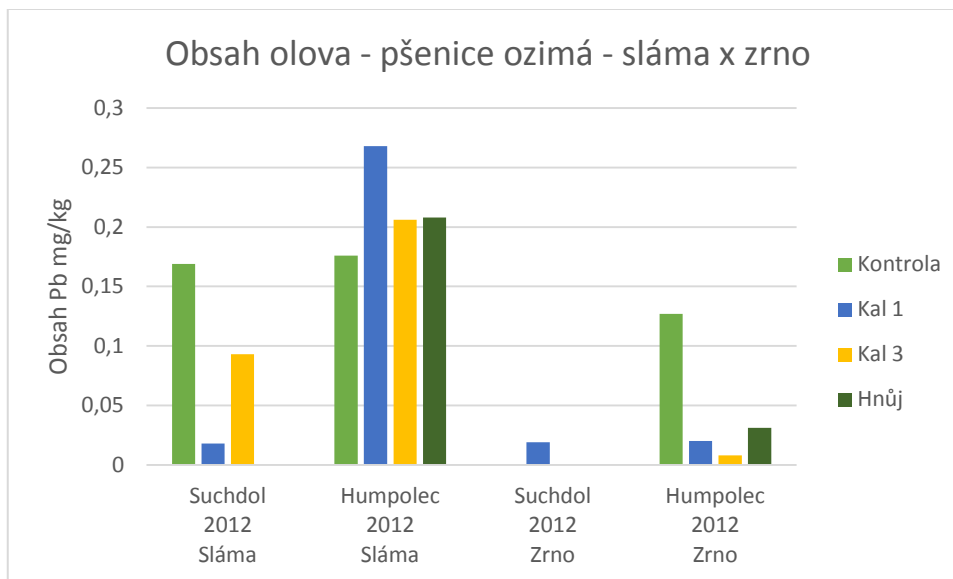
Graf č. 7: Průměrný obsah olova ve slámě pšenice ozimé



5.2.3 Srovnání sláma a zrno

Z grafu č. 8 je patrné, že ve slámě pšenice byla vyšší koncentrace olova než v zrně a to u všech srovnatelných variant, u mědi byl výsledek opačný. Statistická analýza ANOVA hlavních efektů prokázala, že existuje statisticky průkazný rozdíl v obsahu olova mezi slámou a zrnem pšenice ozimé ($p = 0,012$).

Graf č. 8: Průměrný obsah olova – srovnání sláma x zrno pšenice ozimé



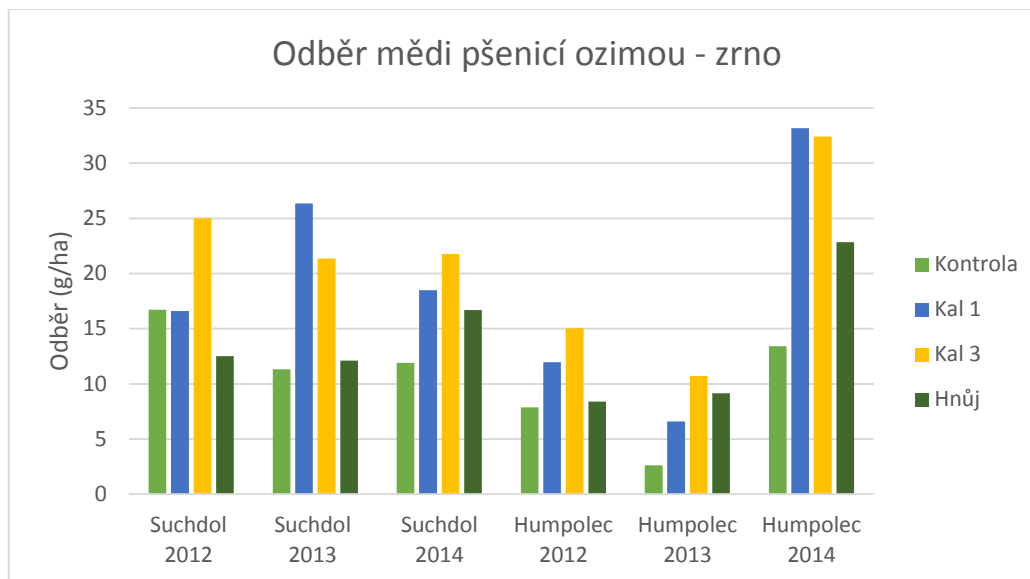
5.3 Odběr mědi pšenicí ozimou

5.3.1 Zrno

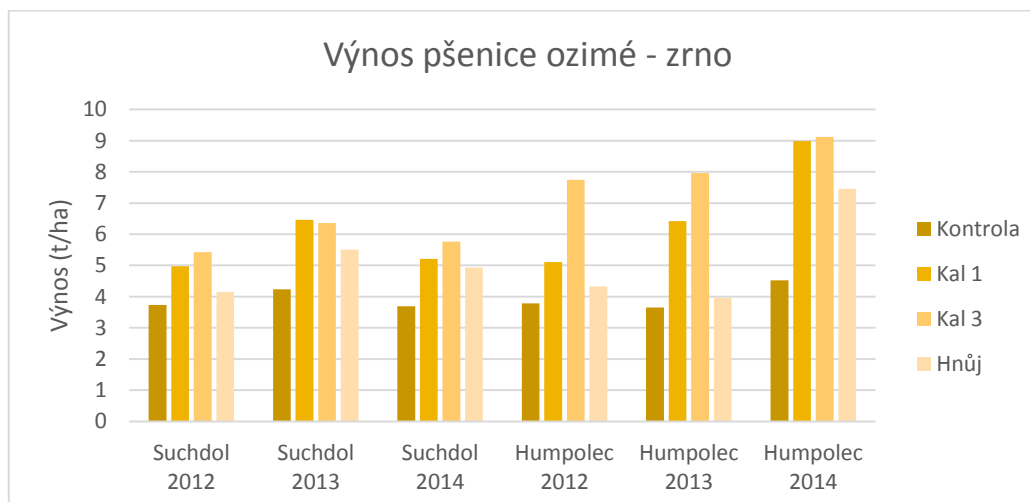
Odběr mědi byl vypočten jako násobek průměrné koncentrace mědi v zrně s výnosem pšenice ozimé.

Graf č. 9 a 10 ukazuje, že s rostoucím výnosem roste i odběr mědi zrnem pšenice ozimé. Nevyšší odběr mědi byl vyhodnocen na lokalitě Humpolec v roce 2014 u varianty kal 1 (33,18 g/ha), tato hodnota byla závislá na obsahu mědi v půdě. Nejvyšší hodnota u výnosu byla naměřena u varianty kal 3 (9,12 t/ha). Naopak nejnižší odběr mědi zrnem byl na lokalitě Humpolec v roce 2013 kontrola (2,625 g/ha), což u výnosu platí také (3,65 t/ha). Při porovnání hnojení kaly a hnojení hnojem vyplývá, že odběr mědi i výnos byl vždy, až na malou výjimku (odběr mědi Humpolec 2013), vyšší při hnojení čistírenskými kaly.

Graf č. 9: Odběr mědi pšenicí ozimou - zrno



Graf č. 10: Výnos zrna pšenice ozimé



5.3.2 Sláma

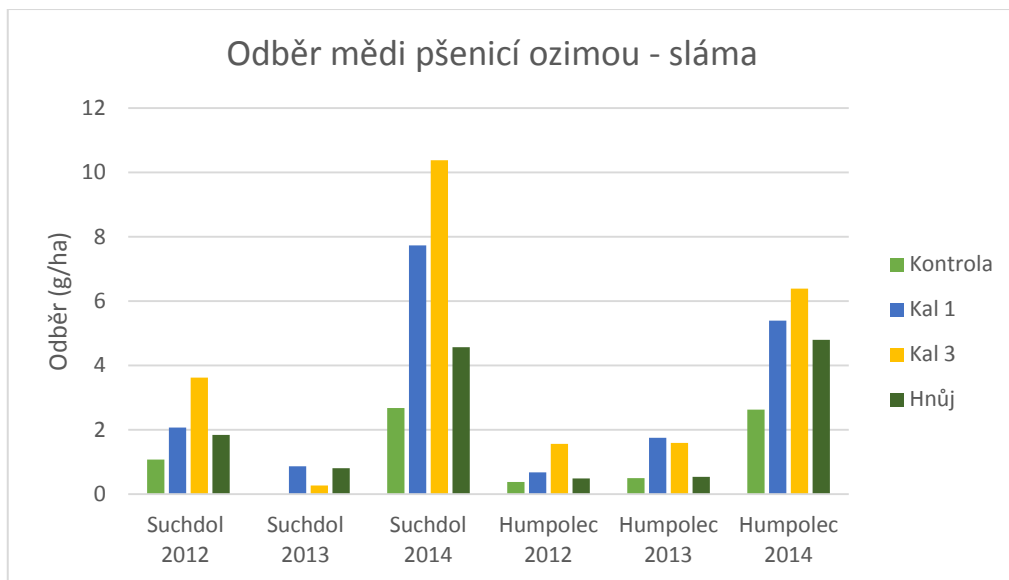
Odběr mědi byl vypočten jako násobek průměrné koncentrace mědi ve slámě s výnosem pšenice ozimé.

Stejně jako u zrna (graf č. 9 a 10) i u slámy (graf č. 11 a 12) lze vidět, že při rostoucím výnosu většinou roste i množství odebrané mědi slámou pšenice ozimé.

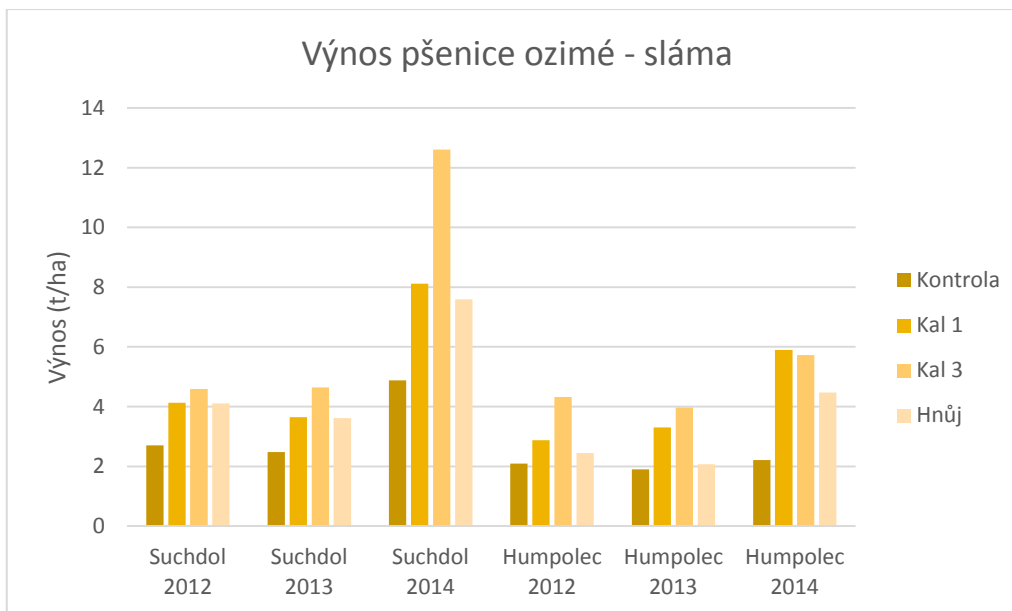
V roce 2014 byly na obou lokalitách stanoveny nejvyšší hodnoty jak u odběru mědi slámou tak u výnosu slámy. Nejvyšší hodnoty byly vypočteny na lokalitě Suchdol v roce 2014. U

odběru mědi to byla hodnota 10,376 g/ha a u výnosu 12,611 t/ha. Dále je z grafů patrné, že nevyšší hodnoty měla většinou varianta hnojení kal 3.

Graf č. 11: Odběr mědi pšenicí ozimou - sláma



Graf č. 12: Výnos slámy pšenice ozimé



5.4 Odběr olova pšenící ozimou

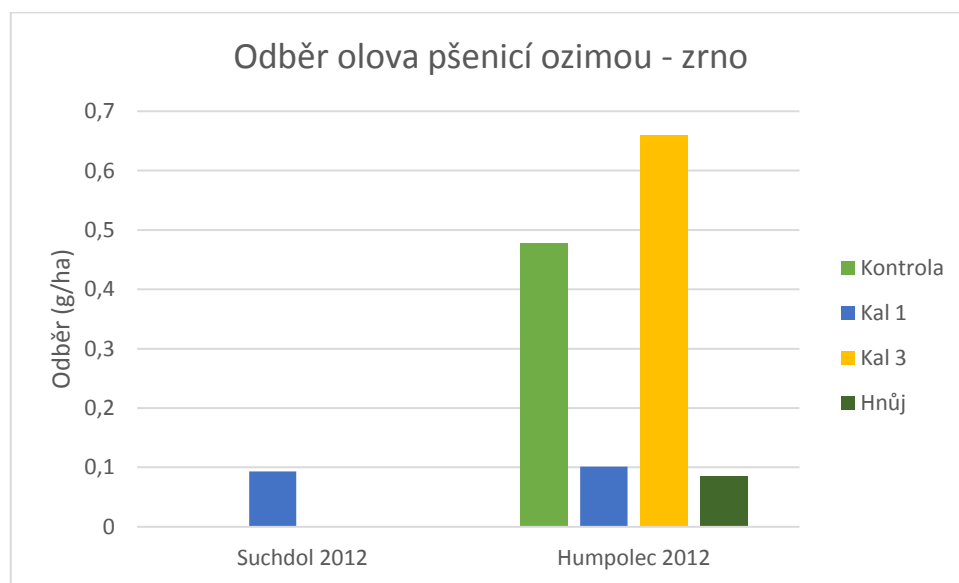
5.4.1 Zrno

Odběr olova zrnem pšenice ozimé byl vypočten jako násobek průměrné koncentrace olova v zrně s výnosem pšenice ozimé.

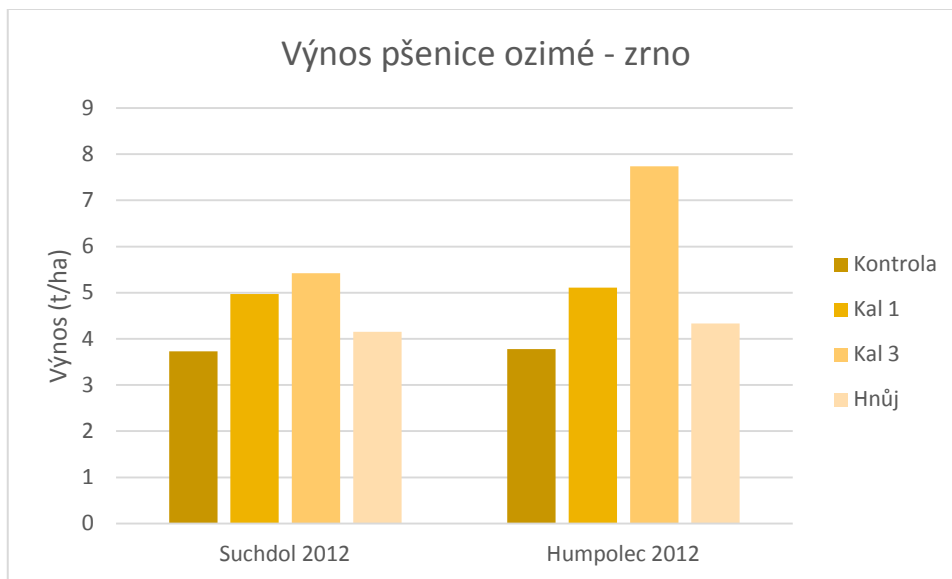
Odběry olova byly vypočteny pouze u variant, kde byl v roce 2012 zjištěn jeho obsah (kap. 5.2).

Z grafů č. 13 a 14 vyplívá, že nevyšší hodnota odběru byla vypočtena na lokalitě Humpolec u varianty kal 3. U odběru olova zrnem byla vypočtena hodnota 0,66 g/ha při výnosu 7,74 t/ha. Jako druhá nevyšší hodnota u odběru olova byla vypočtena kontrola na lokalitě Humpolec, což ale nekoresponduje s výnosem (zde kal 1).

Graf č. 13: Odběr olova pšenící ozimou - zrno



Graf č. 14: Výnos pšenice ozimé - zrno

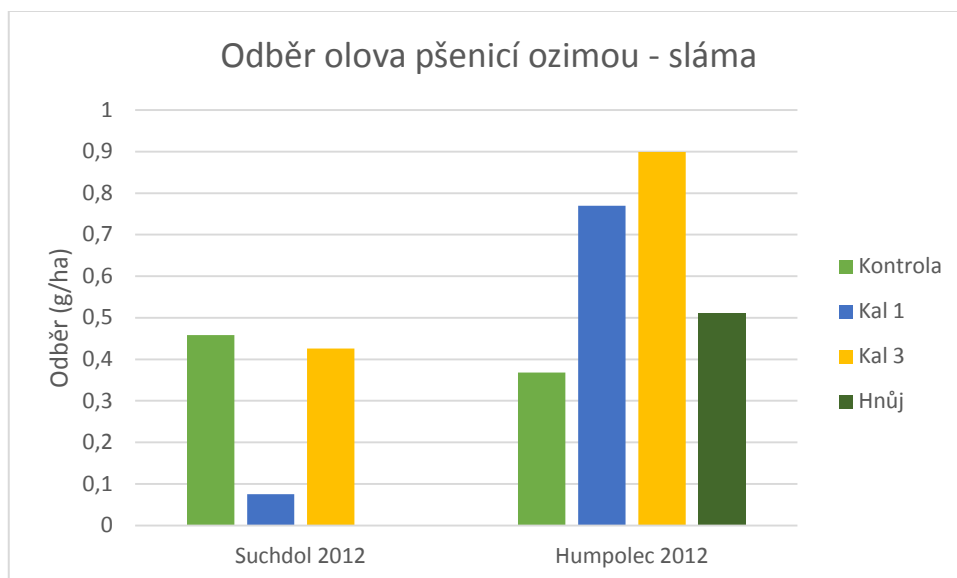


5.4.2 Sláma

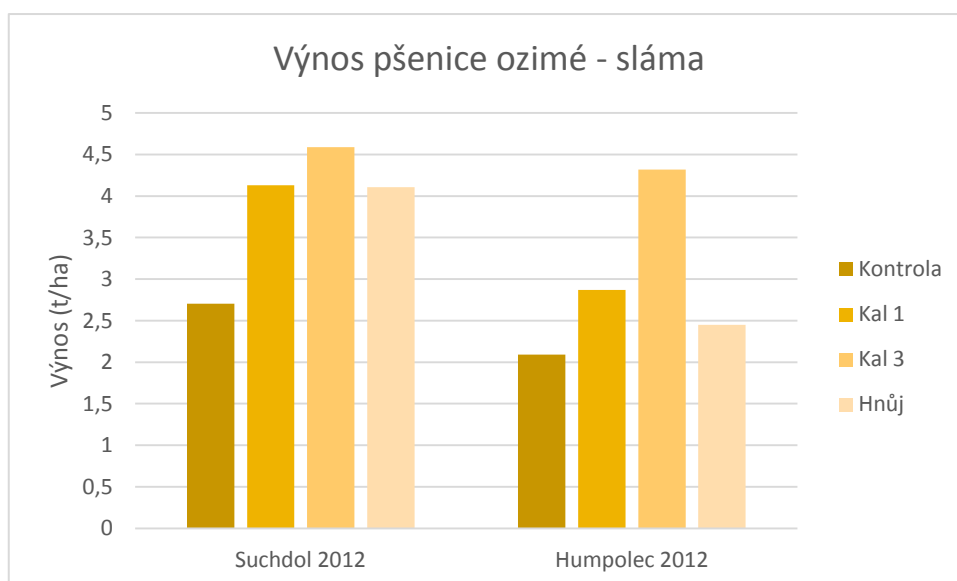
Odběr olova slámou pšenice ozimé byl vypočten jako násobek průměrné koncentrace olova ve slámě s výnosem pšenice ozimé.

Hodnoty odběru olova byly vypočteny v pouze u materiálu z roku 2012 na lokalitě Humpolec a Suchdol (bez varianty hnůj). Stejně jako u zrna, i u slámy platí, že čím vyšší výnos, tím vyšší odběr olova. Nejvyšší hodnoty u výnosu slámy byly naměřeny u varianty kal 3 (Suchdol 4,59 t/ha a Humpolec 4,32 t/ha). U odběru olova však byla nejvyšší hodnota u varianty kontrola (0,458 g/ha). Na lokalitě Humpolec výsledek korespondoval s výnosem (nejvyšší hodnota – varianta kal 3 – 0,899 g/ha).

Graf č. 15: Odběr olava pšenice ozimou - sláma



Graf č. 16: Výnos pšenice ozimé - sláma

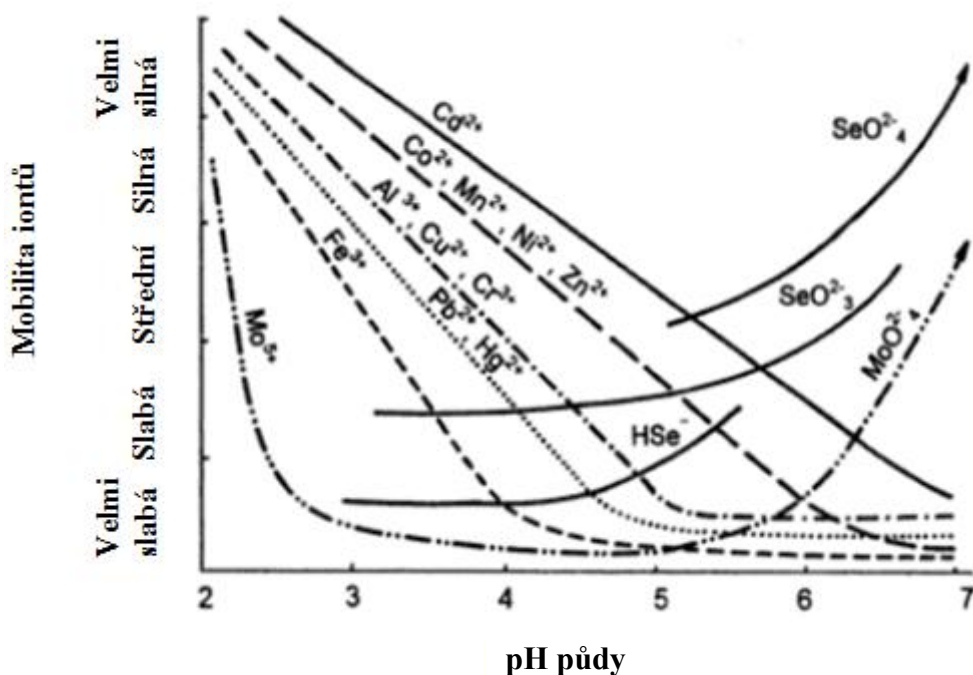


6 Diskuze

Loué (1988) uvádí, že průměrný obsah mědi v sušině rostlin je 5 - 20 mg/kg podle druhu rostliny. Dle analýzy Akinyele, Shokunbi (2015) se obsah Cu v pšenici pohybuje na úrovni 3,64 mg/kg. Dle zjištění dalších autorů se obsah Cu v zrně pšenice pohybuje od 1,3 do 10 mg/kg (Kumpulainen, 1996; Eriksson, 2001; Škrbić, Onjia, 2007). V ječmeni a ovsu se koncentrace Cu pohybuje v rozmezí od 4 do 15 mg/kg. Dle Hackbarta et al. (2010) zrno pšenice obsahuje $6,0 \pm 0,55$ mg/kg mědi, sláma $0,8 \pm 0,34$ mg/kg a silážní kukuřice $1,9 \pm 0,22$ mg/kg mědi (Rey-Crespo et al., 2016). V ředkvi seté naměřila Trávníčková (2011) obsah mědi 1,16 – 3,17 $\mu\text{g}/\text{kg}$, nejvíce mědi se nacházelo v podzemní části rostliny, především v kořenech a slupce kořenové bulvy. V plodu rajčete zjistila Čepelová (2008) množství mědi 1,05 mg/kg. Celkový obsah mědi ve zkoumaném materiálu v diplomové práci - zrně pšenice ozimé byl 0,720 - 4,614 mg/kg a ve slámě 0,059 - 1,190 mg/kg. Obsah mědi v zrně pšenice na nehnějené variantě se pohyboval v rozmezí 2,673 - 4,479 mg/kg na lokalitě Suchdol a 0,720 - 2,962 mg/kg na lokalitě Humpolec. Při porovnání hodnot s Louém (1988), Akinyele a Shokunbi (2015), Kumoulainem (1996), Erikssonem (2001) a Hackbartem et al. (2010) jsou hodnoty stále na velmi nízké úrovni. U mědi je tolerován vyšší obsah v rostlině, jedná se totiž o prvek esenciální, tedy nezbytný pro některé biochemické reakce v rostlině (Nagajyoti et al., 2010).

Nejnižší hodnoty mědi byly jak u zrna, tak u slámy naměřeny na lokalitě Humpolec v roce 2013. Zde se vyskytuje půdní typ kambizem, která je obecně kyselejší, což by naopak mohlo přispět k vyššímu množství vyluhované mědi do půdy (McBride, 2003). Snižující mobilitu mědi a dalších rizikových prvků znázorňuje i graf č. 17 (Kabata-Pendias et Pendias, 2001). To potvrzují i Vašák et al. (2015), hodnoty pH půdy na lokalitě Humpolec byly naměřeny kyselejšího charakteru (5,3 - 4,4). Dalším faktorem, který mohl ovlivnit tento výsledek je i počasí. V roce 2013 bylo velmi horké a suché léto, červenec byl jeden z nejteplejších červenců za dobu monitorování počasí (Hoyer, 2014). Prvek se proto hůře dostával do půdního roztoku a dále do rostlin. Na obsah a příjem mědi plodinami může mít vliv několik dalších faktorů, kromě pH půdy a její vlhkosti i množství organické hmoty v půdě, kationtová výměnná kapacita (KVK) či klimatické podmínky.

Graf č. 17: Vliv půdní reakce na mobilitu kovů (Kabata-Pendias et Pendias, 2001)



Množství naměřené mědi je vyšší v zrna (0,720 - 4,614 mg/kg) než ve slámě (0,059 - 1,190 mg/kg). Ke stejnému závěru došli i Hackbart et al. (2010). Jin et al. (2005) tvrdí, že množství kovových iontů v rostlině může být obecně uspořádáno: kořeny > stonky > listy > plody > semena. Avšak u mědi toto uspořádání neplatí. Richter (2004) uvádí, že vysoký obsah mědi byl zjištěn v listech, generativních orgánech, v plodech a semenech a měď může být translokována ze starých listů do nových.

Odběr mědi obilninami (zrna a sláma) z půdy je relativně malý, přibližně 20 – 30 g/ha (Akihyele a Shokumi, 2015). V diplomové práci byly zjištěny hodnoty odběru mědi u zrna pšenice v rozmezí 2,625 – 33,18 g/ha a u slámy pšenice 0,272 – 10,376 g/ha.

Obsah olova v zrna pšenice ozimé byl naměřen v intervalu 0,008 - 0,127 mg/kg a ve slámě 0,018 - 0,268 mg/kg. Při použití jedné dávky kalu byly naměřeny hodnoty 0,018 mg/kg na Suchdole a 0,268 mg/kg v Humpolci. Při trojitě dávce kalu potom hodnoty 0,093 mg/kg na lokalitě Suchdol a 0,206 mg/kg na lokalitě Humpolec. Hodnota po použití hnoje byla naměřena pouze v Humpolci – 0,208 mg/kg.

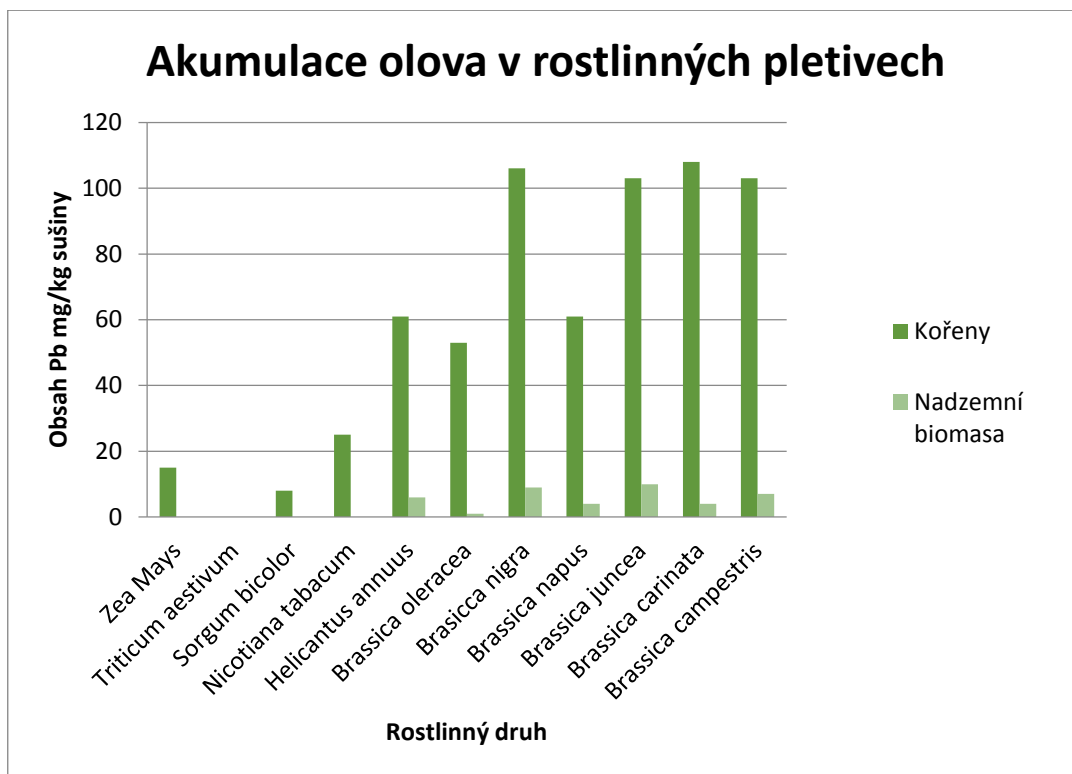
Na lokalitě Suchdol byl obsah olova v zrna pšenice ozimé naměřen pouze u varianty hnojené jednou dávkou kalu, jednalo se o hodnotu 0,019 mg/kg, v Humpolci to bylo 0,020 mg/kg.

Dále v Humpolci bylo naměřeno: kontrolní varianta – 0,127 mg/kg, trojnásobná dávka kalu – 0,008 mg/kg a varianta hnojená hnojem – 0,031 mg/kg.

Průměrný obsah olova v rostlině se pohybuje v rozmezí od 0,01 do 2,0 mg/kg (Nagajyoti et al., 2010; Jadia a Fulekar, 2009). Erriksson (2001) uvádí, že hodnoty olova se u zrna pšenice průměrně pohybují v rozmezí od 0,2 do 0,6 mg/kg, ale mohou být i řádově nižší (0,005 – 0,011 mg/kg). Obdobné hodnoty platí i pro ječmen. Studie z Afriky uvádí průměrný obsah olova v rýži a pšenici pod 0,008 mg/kg (Akinyele a Shokunbi, 2015). Naměřená koncentrace spadá do spodního rozmezí měření dle Nagajyoti et al. (2010), Jadii a Fulekara (2009), Errikssona (2001) a odpovídá tvrzení Akinyele a Shokunbi (2015). Výsledky diplomové práce ukazují u obsahu olova velmi nízké hodnoty měření, často pod detekčním limitem ICP (<0,001 mg/kg), to bylo dáno použitou navážkou a objemem převedeného vzorku (navážka 0,400 – 409 g, objem převedeného vzorku 25 ml). Trávníčková (2011) ve své disertační práci použila pro zjištění obsahu mědi v rostlině mineralizátor APION pro rozložení částí rostlin. Následně stanovila obsah mědi metodou atomové absorpční spektrometrie s elektrotremickou atomizací (ET-AAS). Trávníčková (2011) určila obsah mědi v částech rostliny v řádech µg/kg sušiny, její měření bylo velmi přesné. Pro získání více dat při měření obsahu olova by bylo vhodné použít metodu ET-AAS.

Veškeré hodnoty olova byly naměřeny pouze v roce 2012, tento rok bylo počasí proměnlivé, spíše průměrné (e-Počasi.cz, 2012), nelze tedy tento fakt přikládat extrémním jevům počasí. Jedním z nejpravděpodobnějších důvodů naměření nízkých hodnot je ukládání většiny olova v podzemních částech rostlin (Jin et al., 2005). McBride (2003) uvádí, že olovo se obvykle významně netransportuje do listů, plodů či semen, ale je ukládáno převážně v kořenech. Tento fakt potvrdili i Tangahu et al. (2011) – graf č. 18. Vyšší hodnoty olova byly ve všech případech naměřeny na lokalitě Humpolec, což je opačný jev oproti měření mědi. Na lokalitě Suchdol se většina hodnot nacházela pod detekčním limitem. Toto zjištění vyvrací riziko transformace olova do zrna a slámy rostlin při použití čistírenských kalů jako hnojiva pro přímou aplikaci. Problémem zůstává nestálé množství rizikových prvků v čistírenských kalech podle toho, co se konkrétně v odpadní vodě do čistírny odpadních vod dostane.

Graf č. 18: Akumulace olova v rostlinných pletivech vybraných druhů rostlin (Tangahu et al., 2011)



Výsledky porovnání množství olova a mědi v rostlinách (plody a sláma) ukazují, že se v rostlině vyskytuje výrazně vyšší množství mědi než olova. Měď je totiž biogenní prvek, který má v nízkých koncentracích zásadní význam pro růst rostlin (Cambrolle et al., 2015), působí jako stavební prvek v bílkovinách a podílí se na transportu elektronů při fotosyntéze, mitochondriálním dýchání, reakcích na oxidativní stres a na metabolismu buněčných stěn (Marschner, 1995; Raven et al., 1999).

V tabulce č. 14 je souhrnný přehled výsledků hodnocenými faktory. V naměřených hodnotách byl mezi roky vždy statisticky významný rozdíl v obsahu prvku v rostlině, důvodem bude pravděpodobně rozdílnost průběhu počasí v každém roce. Mezi lokalitou Suchdol a Humpolec nebyl potvrzen statisticky průkazný rozdíl až na variantu, která hodnotila obsah mědi v zrna pšenice ozimé. Z přehledové tabulky lze dále vyčíst, že nebyl potvrzen statisticky průkazný rozdíl mezi variantami hnojení. To znamená, že hnojení čistírenskými kaly nemělo v hodnocených pokusech vliv na zvýšení obsahu vybraných rizikových prvků oproti hnojení hnojem. U porovnání množství Cu, Pb v zrna a slámě pšenice ozimé se vždy potvrdil

statisticky průkazný rozdíl rozdíl. Důvodem může být již zmiňované ukládání rizikových prvků dle uspořádání Jina et al. (2005).

Tab. č. 14: Statisticky průkazné rozdíly mezi variantami testování

Prvek	Část rostliny	Roky (rozdíl ANO x NE)	Lokality (rozdíl ANO x NE)	Varianty hnojení (rozdíl ANO x NE)	Rozdíl (ANO x NE)
Cu	Zrno	ANO	ANO	NE	-
Cu	Sláma	ANO	NE	NE	-
Cu	Zrno x sláma	-	-	-	ANO
Pb	Zrno	-	NE	NE	-
Pb	Sláma	-	NE	NE	-
Pb	Zrno x sláma	-	-	-	ANO

Roiga et al. (2012) uvádějí, že aplikace kalu zlepšuje vlastnosti půdy úměrně k aplikační dávce nebo frekvenci hnojení. I Singh a Agrawal (2008) z výsledků pokusů potvrzují, že čistírenské kaly zvyšují produkci nejrůznějších rostlin, včetně zeleniny, obilovin, trav a stromů. To souhlasí i se závěrem Özyazici (2012), který uvádí, že na základě polního pokusu zjistil pozitivní vliv aplikace čistírenského kalu na půdu, značně vzrostly výnosy polních plodin. Dochází totiž ke změně (zvýšení) obsahu organických látek a zvyšuje se množství dusíku v půdě i mikrobiální aktivita. Černý (2009) uvádí, že obsah živin v kalech je zpravidla vyšší než ve stájových hnojivech. U čistírenských kalů byl stanoven nižší obsah uhlíku v huminových kyselinách a nižší stupeň humifikace v porovnání s hnojem. To má za následek rychlejší rozklad organických látek čistírenských kalů v půdě po jejich aplikaci v porovnání s hnojem, proto jsou pak živiny rostlinám lépe, rychleji přístupné. S rostoucím výnosem roste ve většině případů testování i množství odebrané mědi, a to u zrna i slámy pšenice ozimé. Hnojení čistírenskými kaly by mohlo být řešením rychlého dodání živin do půdy.

Z oblasti negativního vlivu čistírenských kalů zvláště z hlediska kontaminace půdy rizikovými prvky, Dudka a Miller (1999) uvádějí, že taková půda může být pro rostliny zdrojem prvků jako je As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb a Zn. Kubík (2009) upozorňuje, že monitorování koncentrace rizikových prvků ve vzorcích z ČOV prokázalo množství vzorků s nadlimitními koncentracemi alespoň jednoho rizikového prvku. U mědi se jednalo o 4 a u

olova o 6 nadlimitních vzorků ze 107 testovaných. Dále upřesňuje, že kovy pocházející z čistírenských kalů jsou akumulovány převážně v povrchových vrstvách půdy.

7 Závěr

Cílem této práce bylo porovnat obsahy mědi a olova v zrně a slámě pšenice ozimé (*Triticum aestivum*) pěstované na půdách hnojených čistírenskými kaly. Hodnoceny byly varianty kal 1 (jedna dávka kalu), kal 3 (trojnásobná dávka kalu), hnůj a dlouhodobě nehnojené kontrolní půdy na lokalitách Praha – Suchdol a Humpolec.

Na základě výsledků lze uvést tyto závěry:

- Na základě výzkumu nebyl potvrzen statisticky významný rozdíl obsahu mědi a olova ve sklizených rostlinných produktech. Nulová hypotéza, že neexistuje statisticky významný rozdíl v obsahu mědi a olova u plodin hnojených čistírenskými kaly a hnojem byla potvrzena.
- Statisticky průkazný rozdíl byl potvrzen u obsahu mědi mezi zrnem a slámou pšenice ozimé (*Triticum aestivum*) hnojené čistírenskými kaly. Obsah mědi v zrně se pohyboval v intervalu 0,720 - 4,614 mg/kg a ve slámě 0,059 - 1,190mg/kg.
- I u obsahu olova mezi zrnem a slámou pšenice ozimé (*Triticum aestivum*) hnojené čistírenskými kaly byl potvrzen statisticky průkazný rozdíl. Obsah olova v zrně pšenice byl 0,008 - 0,127 mg/kg a ve slámě 0,018 - 0,268 mg/kg.
- Lokalita měla vliv na obsah prvků pouze u jedné varianty, a to u obsahu mědi v zrně pšenice ozimé.
- Odběr mědi a olova byl ovlivněn výnosem pšenice ozimé. S rostoucím výnosem rostl i odběr prvků. Nejvyšší odběr mědi byl stanoven na lokalitě Humpolec v roce 2014 (32,415 g/ha).

8 Literatura

Adriano, D.C. (2001): Copper. In Trace elements in Terrestrial Environments: Biochemistry, Bioavailability and Risks of metals. 2nd edition. New York, USA, Springer, s. 499-547. ISBN 0-387-98678-2.

Akinyele, I. O., Shokunbi, O. S. (2015): Concentrations of Mn, Fe, Cu, Zn, Cr, Cd, Pb, Ni in selected Nigerian tubers, legumes and cereals and estimates of the adult daily intakes. Food Chemistry, 173:702–708.

Alaoui-Sossé, B., Genet, P., Vinit-Dunand, F., Toussaint, M. L., Epron, D., Badon, P. M., (2004): Effect of copper on growth in cucumber plants (*Cucumis sativus*) and its relationships with carbohydrate accumulation and changes in ion contents. Plant Science 166: 1213-1218.

Ali, H., Khan, E., Sajad, M. A. (2013): Phytoremediation of heavy metals – concepts and applications. Chemosphere, 91 (7), 869-881.

Antoline, M. C., Pascual I., García, C., Polo, A., Sánchez, M. (2005): Growth, yield and solute content of barley in soil treated with sewage sludge under semiarid Mediterranean conditions. Field Crop Res., 94: 224–237.

ArchivPočasí.cz (2012): Citováno 5. 3. 2018, dostupné z: <http://www.e-pocasi.cz/archiv-pocasi/2012/>.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) (1998): Toxicological profile for chromium. U.S. Public Health Service, U.S. Department of Health and Human Services, Atlanta, GA.

Baker, A. J. M. et Brooks, R.R. (1989): Terrestrial Higher Plants which Hyperaccumulate Metallic Elements. A Review of their Distribution, Ecology and Phytochemistry. Biorecovery, 1, s. 81-126.

Baker, A.J.M. et Walker, P.L.(1990): Ecophysiology of Metal Uptake by Tolerant Plants In Heavy Metal Tolerance in Plants. Evolutionary Aspects, Boca Raton, CRC Press, s. 155-177.

Baker, D.E. et Senef, J.P. (1995): Copper In Heavy metals in soils. 2nd edition, Glasgow, UK: Blackie Academic and Professional, an imprint of Chapman and Hall, s. 179-206. ISBN 0-7514-0198-6.

Barzegar A.R., Yousefi A., Daryashenas A. (2002): The effect of addition of different amounts and types of organic materials on soil physical properties and yield of wheat. *Plant and Soil*, 247: 295–301.

Bai-ye, S., Xiao-ru, P., Feng, Z. (2012): Species Sensitivity Distribution for Arsenic Toxicity on Plant Based on Soil Culture Data: Implications for Benchmarks of Soil Risk Assessments. *Information Technology and Agricultural Engineering* pp 871-879.

Bencko, V., Cikrt, M., Lener, J. (1995): Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka. Grada.

Bhattacharya, P., Welch, A.H., Stollenwerk, K.G., McLaughlin, M.J., Bundschuh, J., Panaullah, G. (2007): Arsenic in the environment. *Biology and chemistry, Science of the Total Environment*, 379 (2), pp. 109–120.

Bradl, H.B. (2004): Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *J. Colloid Interface Sci.*, 277:1–18.

Brummer, G., Gerth, J., Herms, U. (1986): Heavy metal species, mobility and availability in soils. *Z.Pfl.Bodenk.*, no. 149, pp. 382–398.

Cambrolle, J., Garcia, J.L., Figuero, M.E., Cantos, M. (2015): Evaluating wild grapevine tolerance to copper toxicity. *Chemosphere*, 120:171–178.

Cibulka, J. et al. (1991): Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře. 1. vyd. Praha: Academia, ISBN 80-200-0401-7, 432 s.

Čepelová, J. (2008): Vliv zinku a mědi na chemické složení zeleniny. Diplomová práce. Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně. Zlín. 102 s.

Černý J., Balík J., Švehla P., Kulhánek M. (2009): Využití odpadů z ČOV jako zdroje organických látek a živin. In: *Sborník z konference Racionální použití hnojiv. ČZU v Praze*, 36 – 40.

ČSÚ (2015): Citováno 8. 12. 2016, dostupné z: <https://www.czso.cz/csu/czso/vodovody-kanalizace-a-vodni-toky-2015>.

ČSÚ (2017): Citováno 14. 12. 2017, dostupné z: <https://www.czso.cz/csu/czso/vodovody-kanalizace-a-vodni-toky-2017>.

Dohányos M. (2006): Efektivní využití a likvidace čistírenských kalů. Citováno: 8. 12. 2016, dostupné z: <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/efektivni-vyuziti-a-likvidace-cistirenskych-kalu>.

Domažlická, E. (1991): Kontaminace rostlin kadmíem, olovem a rtutí. In: Cibulka, J. a kol. (1991). Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře. Academia Praha, 75 - 121.

Dudka, S., et Miller, W. P. (1999): Accumulation of potentially toxic elements in plants and their transfer to human food chain. *Journal of Environmental Science & Health Part B*, 34(4), 681-708.

Eapen, S. et D'souza, S.F. (2005): Prospect of genetic engineering of plants for phytoremediation of toxic metals, *Biotechnology Advances*, 23, pp. 97–114.

EPA (2017): United States Environmental Protection Agency. Basic Information about Mercury. Citováno 22. 1. 2018. Dostupné z: <https://www.epa.gov/mercury/basic-information-about-mercury>.

Eriksson J. E. (2001): Concentrations of 61 trace elements in sewage sludge, farmyard manure, mineral fertilizers, precipitation and in oil and crops. Swedish EPA. Rep 5159, Stockholm.

Fernandes, J.C. et Henriques, F.S. (1991): Biochemical, physiological, and structural effects of excess copper in plants. *Bot. Rev.*, 57, pp. 246–273.

Festa, R.A. et Thiele, D.J. (2011): Copper: An essential metal in biology. *Current Biology* 21.

Fischer, S., Kuhnlenz, T., Thieme, M., Schmidt, H., Clemens, S. (2014): Analysis of plant Pb tolerance at realistic submicromolar concentrations demonstrates the role of phytochelatin synthesis for Pb detoxification. *Environ Sci Technol*, 48:7552–7559.

Franklin, R.B. et Costello, L.C. (2009): The Important Role of the Apoptotic Effects of Zinc in the Development of Cancers. *Journal of Cellular Biochemistry*, 106, 750-757.

Fytili, D. et Zabaniotou, A. (2008): Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 12(1), 116-140.

Gondek, K. (2003): Heavy metal content in soil with added composts and vermicomposts based on tannery sludge overloaded with chromium. *Journal of Ecological Engineering*, 9, 112 –121.

Hackbart, K. S., Ferreira, R. M., Dietche, A. A., Socha, M. T., Shaver, R. D., M. C. Wiltbank, M. C. a P. M. Fricke, P. M. (2010): Effect of dietary organic zinc, manganese, copper, and cobalt supplementation on milk production, follicular growth, embryo quality, and tissue mineral concentrations in dairy cows. *Journal of animal science*. 88, 3856-3870. DOI: 10.2527/jas.2010-3055. ISBN 10.2527/jas.2010-3055.

Harrison, R. M. et Chirgawi, M. B. (1989): The assessment of air and soil as contributors of some trace metals to vegetable plants. I. Use of filtered air growth cabinet, II. Translocation of atmospheric and laboratory-generated cadmium aerosols to and within vegetable plants, III. Experiments with field grown plants, *Sci. Total Environ.*, 83: 13-62.

Hecl, J. (1991): Obsahy Hg v hlavnom a vedlejšom produkte ozimnej pšenice a jarného jačmeňa. *Úroda*, 3: 107.

Holoubek, I. (2004): *Chemie životního prostředí IV. Polutanty s dlouhou dobou života v prostředí. Těžké kovy (HMs) – rtuť.* RECETOX - TOCOEN and Associates, Brno.

Hoyer, H. (2014): Přehled počasí v uplynulém roce 2013. Citováno 3.3.2018. Dostupné z: http://www.pocasi.volary.cz/Data/souhrn_pocasi_rozmital_2013.pdf.

Chanda S. V., Parmar NG (2003): Effects of chromium on hypocotyl elongation, wall components, and peroxidase activity of *Phaseolus vulgaris* seedlings. *N Z J Crop Hortic Sci* 31:115.

Chaney, R. L. (2012): Food safety issues for mineral and organic fertilizers. *Advances in Agronomy*, 117. 51-116.

Jadia, C .D. et Fulekar, M. H. (2009): Phytoremediation of heavy metals. Recent techniques, *African Journal of Biotechnology*, 8, pp. 921–928.

Jesenák, K. (2005): *Environmentálna anorganická chémia.* Přírodovědecká fakulta, UK v Bratislave.

Jin, C. W., Zheng, S. J., He, Y. F., Zhou, G. D., Zhou, Z. X. (2005): Lead contamination in tea garden soils and factors affecting its bioavailability. *Chemosphere*, 59, pp. 1151–1159.

Joshi, M. K. et Mohanty, P. (2004): Chlorophyll a fluorescence as a probe of heavy metal ion toxicity in plants. In: Papageorgiou, G.C. (ed.), *Chlorophyll a Fluorescence: A Signature of Photosynthesis*, *Advances in Photosynthesis and Respiration*. Springer, Dordrecht, pp. 637-661.

Kabata-Pendias A. et Pendias H. (2001): *Trace Elements in Soils and Plants*. 3. ed., CRC Press, USA, 432.

Kabata-Pendias, A. (2011): *Trace elements in soils and plants*. 4th ed. CRC Press. Boca Raton. p. 505. ISBN: 9781420093681.

Kabata-Pendias, A. et Pendias, H. (1984): *Trace elements in soils and plants*. CRC.

Kalembasa, D., Majchrowska-Safaryan, A., Chromińska, M. (2011): Dynamics of change in the total content of copper in soil sand in sequential-separated fractions. *ActaAgrophysica*, 18(1), 67–75.

Kamran, M. A., Eqani, S. A. M. A. S., Bibi, S., R.K. Xu, M.F.H. Monis, A. Katsoyiannis, H. Bokhari, H.J. (2016): Chaudhary Bioaccumulation of nickel by *E. sativa* and role of plant growth promoting rhizobacteria (PGPRs) under nickel stress *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 26, pp. 256–263.

Kelessidis, A. et Stasinakis, A.S. (2012): Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. *Waste management*, 32:1186-1195.

Kimbrough, D. E., Cohen Y, Winer AM, Creelman L, Mabuni C (1999): A critical assessment of chromium in the environment. *Crit Rev Environ Sci Technol*, 29:1–46.

Kolář, L. et Kužel, S. (2000): Odpadové hospodářství. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, 193.

Kotovicová, J. et Vaverková, M. (2012): Výzkum možností využití kalů z čistíren odpadních vod na plantážích rychle rostoucích dřevin. Ústav aplikované a krajinné ekologie, Agronomická fakulta, Mendelova univerzita v Brně. *Acta environmentalica universitatis comenianae* (Bratislava), volume XX: 29-37 ISSN 1335-0285.

Krupa, Z. et Baszyński, T. (1995): Some aspects of heavy metals toxicity towards photosynthetic apparatus – direct and indirect effects on light and dark reactions. *Acta Physiol. Plant.*17, 177-190.

Krzesłowska, M., Samardakiewicz, S., Woźny, A. (2010): Trace metals in: The reactions of plant cells to stress factors. Volume 2, Woźny A. et Goździcka-Józefiak, A. (Ed.). *Wyd. Nauk. Uniwersytetu w Poznaniu, Poznań*, pp. 90–146.

Kubík L. (2009): Rizikové prvky v kalech z čistíren odpadních vod (ČOV). *Biom.cz*, online: <http://biom.cz/czt/odborne-clanky/rizikove-prvky-v-kalech-z-cistiren-odpadnich-vod-cov>. ISSN: 1801-2655.

Kulling, D., Stadelmann, F., Herter, U. (2001): Sewage sludge – Fertilizer or Waste? UKWIR Conference, Brussels.

Kumpulainen, J. T. (ed). (1996): Trace elements, natural antioxidants and contaminants in European food and diets. *FAO/UN, REU Techn. Series 49, Rome*.

Latosińska, J., et Gawdzik, J. (2010): Speciation of heavy metals in sewage sludge for example sewage treatment plant in Małogoszcz. *Ecology and Technology*, 18(5), 259–263.

Lehmann, C. et Rebele, F. (2004): Evaluation of heavy metal tolerance in *Calamagrostis epigeios* and *Elymus repens* revealed copper tolerance in a copper smelter population of *C. epigeios*. *Environmental and Experimental Botany*, 51, pp. 199–213.

Lexmond, T. M. et van der Vorm, P. D. J. (1981): The effect of pH on copper toxicity to hydroponically grown maize. *Neth. J. Agric. Sci.* 29, 217 – 238.

Lidsky, T., Schneider, J. (2006): Adverse effects of childhood lead poisoning: the clinical neuropsychological perspective. *Environ Res*, 100: 284–293.

Logan, T. J., Harrison, B. J. (1995): Physical characteristics of alkaline stabilized sewage sludge (N-vitro soil) and their effects on soil properties. *J. Environ. Qual.* 24, 153-164.

Loué, A. (1988): Los micro elementos en agricultura. (Microelements in agricultura). Madrid.

Madejón, P., Ramírez-Benítez, J.E., Corrales, I., Barceló, J., Poschenrieder, C. (2009): Copper-induced oxidative damage and enhanced antioxidant defenses in the root apex of maize cultivars differing in Cu tolerance. *Environ. Exp. Bot.*, 67, pp. 415–420.

Malik, N. et Biswas, A. K. (2012): Role of higher plants in remediation of metal contaminated sites. *Scientific Reviews & Chemical Communications*, 2 (2), 141-146.

Malinowska, E. (2016): The effects of soil liming and sewage sludge application on dynamics of copper fractions and total copper concentration. *Environ Monit Assess*, 188: 597, DOI 10.1007/s10661-016-5609-4.

Marschner, H. (1995): Mineral Nutrition of Higher Plants. 2nd ed. Academic Press, New York. 889 s. ISBN 0-12-473543-6.

McBride, M. B. (2003): Toxic metals in sewage sludge-amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risks?. *Advances in environmental research*, 8(1), 5-19.

McLaughlin, M.J. et Singh, B.R. (1999): Cadmium in soils and plants. In: McLaughlin, M.J. & Singh, B.R. (eds), *Developments in Plant and Soil Science*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, pp. 1-7.

Memon, A. R. et Schröder, P. (2009): Implications of metal accumulation mechanisms to phytoremediation. *Environmental Science and Pollution Research*, 16 (2), 162-175.

Merian, E. (1991): Metals and their compounds in the environment, VCH, Weinheim.

Milacic, R., Stupar, J. (1995): Fractionation and oxidation of chromium in tannery waste-and sewage sludge-amended soils. *Environ. Sci. Technol.* 29, 506-514.

Milieu Ltd, WRc and Risk & Policy Analysts Ltd (RPA) (2008): Study on the environmental, economic and social impacts of the use of sewage sludge on land, volume I-III. <http://ec.europa.eu/environment/waste/sludge>.

Minnich, M. M., McBride, M. B., Chaney, R. L. (1987): Copper activity in soilsolution: II. Relation to copperaccumulation in youngsnapbeans. *SoilSci. Soc. Am. J.* 51, 573 – 578.

Mühlendahl, K. E., Otto, M. & Spranger, J. European Journal Pediatrics (1995): Environmental aspects in pediatrics. 154: 337, doi:10.1007/BF02072097

Nagajyoti, P. C., Lee, K.D. et Sreekanth, T.V.M. (2010): Heavy metals, occurrence and toxicity for plants. *Environmental Chemistry Letters*, 8, pp. 199–216.

Němeček J., Rohošková M., Macků J., Vokoun J., Vavříček D., Novák P. (2008): Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. Praha. Citováno: 3. 3. 2018, dostupné z: home.czu.cz/webdav.php?seo=penizek/ke-stazeni/&file=/TKSP%202008.pdf

Nielsen, J. B. et Andersen, O. (1991): methyl mercuric chloride toxicokinetics in mice. I: Effects of strain, sex, route of administration and dose. *Pharmacol Toxicol*, 68: 201-207.

Obrázek č. 1: Toxické působení olova u čiroku. Citováno 20. 10. 2016, dostupné z: http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/images/biogenni_prvky/tk/tox_pb_ci_rok.jpg

Othman, I., Al-Oudat, M., Al-Masri, M. S. (1997): Lead levels in roadside soils and vegetation of Damascus city. *The Science of the Total Environment*, vol. 207, pp. 4348.

Özyazici, M.A. (2012): Effects of sewage sludge on the yield of plants in the rotation system of wheat – white head cabbage – tomato. *Seria Agronomie*. 55:2.

Passuello, A., Mari, M., Nadal, M., Schuhmacher, M., Domingo, J. L. (2010): POP accumulation in the food chain: integrated risk model for sewage sludge application.

Patra, M., Sharma, A. (2000): Mercury toxicity in plants. *Botanical review* Volume: 66 Issue: 3 Pages: 379-422.

Peralta-Videa, J. R., Lopez, M.L., Narayan, M., Saupe, G., Gardea-Torresdey, J. (2009): The biochemistry of environmental heavy metal uptake by plants: Implications for the food chain, *The International Journal of Biochemistry & Cell Biology*, 41, pp. 1665–1677.

Prasad, M. N. V. (2003): Phytoremediation of metal-polluted ecosystems: hype for commercialization. *Russian Journal of Plant Physiology*, 50 (5), 686-700.

Raven, J.A., Evans, M.C.V., Korb, R.E. (1999): The role of trace metals in photosynthetic electron transport in O₂-evolving organisms. *Photosynthetic Research*, 60, s. 111-149.

Rey-Crespo, F., López-Alonso, M. a Miranda, M. (2014): The use of seaweed from the Galician coast as a mineral supplement in organic dairy cattle. *Animal*. 8(4), 580-586. DOI: 10.1017/S1751731113002474. ISBN 10.1017/S1751731113002474.

Richter, R. (2004): Těžké kovy v půdě. Citováno 30. 10. 2016, dostupné z: http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/agrochemie_pudy/puda_tk.htm

Roiga, N., Sierra, J., Martić, E., Nadalb, M., Schuhbachera, M., Domingob, J. L. (2012): Long-term amendment of Spanish soils with sewage sludge: Effects on soil functioning. Contents lists available at SciVerse ScienceDirect. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 158, 41– 48.

Roszyk, L., et Szerszen, L. (1988): Accumulation of heavy metals in the arable layer of soils of the sanitary protection zone in the vicinity of copper metallurgic plants. Part I. Legnica. *Soil Science Annual*, 39(4), 135–146.

Růžek, P., Kusá, H., Mühlbachová, G., VÚVR Praha Ruzyně. (1997): Využití různých zpracovaných kalů z ČOV v zemědělství.

Sanderson, P., Naidu, R., Bolan, N., Bowman, M. (2011): Critical review on chemical stabilization of metal contaminants in shooting range soils. *J Hazard, Toxic, Radioact Waste* 16:258–272.

Sandmann, G. et Böger, P. (1980): Copper-mediated lipid peroxidation processes in photosynthetic membranes. *Plant Physiol.*, 66, pp. 797–800.

Shrivastava, R., Upreti, R. K., Seth, P. K., Chaturvedi, U. C. (2002): Effects of chromium on the immune system. *FEMS Immunol Med Microbiol*, 34:1–7.

Siedlecka, A., Krupa Z. (1996): Interaction between cadmium and iron and its effect on photosynthetic capacity of primary leaves of *Phaseolus vulgaris*. *Plant Physiol. Biochem.* 34: 833-842.

Singh, R. P. et Agrawal, M. (2008): Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste management*, 28:347-358.

Smith, S. R. (2009): A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals.

Smolders, E., Oorts, K., Peeters, S., Lanno, R., Cheyns, K. (2015): Toxicity in lead salt spiked soils to plants, invertebrates and microbial processes: unraveling effects of acidification, salt stress and ageing reactions. *Sci Total Environ*, 536:223–231.

StatSoft, Inc. (2013): STATISTICA (data analysis software system), version 12. www.statsoft.com

Šzáková, J., Mihaljevič, M., Tlustoš, P. (2007): Mobilita, transformace a základní metody stanovení sloučenin arsenu v půdě a rostlinách. *Chemické listy*, roč. 101, č. 5, s. 397-405.

Šarapatka, B. (2014): Pedologie a ochrana půd. Univerzita Palackého v Olomouci. Olomouc. ISBN 978-80-244-3736-1.

Škrbic' B., Onjia A. (2007): Multivariate analyses of microelement contents in wheat cultivated in Serbia. *Food Control*, 18:338–345.

Tangahu, B. V., Abdulah, H., Basri, M., Idris, N., Anuar, M., Mukhlisin, M. (2011): A Review on Heavy Metals (As, Pb and Hg) Uptake by Plants through Phytoremediation. *Intenational journal of Chemical Engeneering*.

Tolcin, A. (2013): Cadmium. In: U. S. Geological Survey. *MineralCommoditySummaries* [online]. [cit. 2013-02-25]. Dostupné z: <http://minerals.usgs.gov/>

Trávníčková, J. (2011): Transport kovů v systému půda/rostlina. Porovnání metody aktivního a pasivního vzorkování (technika difúzního gradientu v tenkých filmech). *Doktorská práce. Vysoké učení technické v Brně. Brno.* 85 s.

Uriu-Adams, J. Y. et Keen, C. L., (2005): Copper, oxidative stress, and human health. *Molecular aspects of medicine* 26: 268 – 298.

USEPA (United States Environmental Protection Agency) (1999): Integrated risk information system (IRIS) on chromium VI. National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development, Washington, DC.

Usharani, B. et Vasudevan, N. (2016): Eco-friendly approach for leaching out heavy metals from sewage sludge. *Chemistry and Ecology*. 32, 507-519

Vaillant, N., Monnet, F., Hitmi, A., Sallonon, H., Cou-Dret, A. (2005): Comparative study of responses in four *Datura* species to a zinc stress. *Chemosphere*, 59, pp. 1005–1013.

Valečko Z. (2002): Čistírenské kaly - prokleté nebo životodárné? *Citováno* 8. 12. 2016, dostupné z: <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/cistirenske-kaly-proklete-nebo-zivotodarne>.

Van Assche, F. et Clijsters, H. (1990): Effects of metals on enzyme activity in plants. *Plant Cell Environ.*, 13, pp. 195–206.

Vaněk V. et al. (2002): Výživa a hnojení polních a zahradních plodin. Praha. 132 s. ISBN 80-902413-7-9.

Vašák, F., Černý, J., Buráňová, Š., Kulháněk, M., Balík, J. (2015): Soil pH Changes in Long-Term Field Experiments with Different Fertilizing Systems. *Soil and Water Research*, 10: 19-23.

VÚRV Praha Ruzyně, Komise výživy rostlin. (2000): Možnosti využití kalů v ČOV v zemědělství, Sborník přednášek z odborného semináře, 69.

Webster J. D., Parker T.F., Alfrey A.C., Smythe W.R., Kubo H., Neal G., Hull A.R. (1980): Acute nickel intoxication by dialysis. *Annals of Internal Medicine*, 92:631-633.

Weiner, E. R. (2000): Applications of Environmental Chemistry. A Practical Guide for Environmental Professionals, Lewis Publishers.

WHO (2005): Nickel in Drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality, WHO/SDE/WSH/05.08/55. WHO, Ženeva.

Wong, J. W. C., Lai, K. M., Fang, M., Ma, K. K. (1998): Effect of sewage sludge amendment on soil microbial activity and nutrient mineralization. *Environmental International*, volume XXIV: 8, 935-943.

Zafar, A., Eqani, S. A., Bostan, N., Cincinelli, A., Tahir, F., Shah, S. T., Hussain, A., Alamdar, A., Huang, Q., Peng, S. H. (2015): Toxic metals signature in the human seminal plasma of Pakistan population and their potential role in male infertility. *Environ. Geochem. Health*, 37, pp. 515–527.

Zayed, A. M., Terry N. (2003): Chromium in the environment: factors affecting biological remediation. *Plant Soil*, 249:139–156.

LEGISTATIVNÍ PŘEDPISY

Směrnice Rady 86/278/EHS, ze dne 12. června 1986, o ochraně životního prostředí a zejména půdy při používání kalů z čistíren odpadních vod v zemědělství. Dostupné z: [http://www.mzp.cz/ris/ais-risdb-ec-table.nsf/3F871B1F214B6899C1256DDA003D8942/\\$file/31986L0278fin.pdf](http://www.mzp.cz/ris/ais-risdb-ec-table.nsf/3F871B1F214B6899C1256DDA003D8942/$file/31986L0278fin.pdf)

Směrnice Rady 91/271/EHS ze dne 21. Května 1991, o čištění městských odpadních vod. Dostupné z: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:31991L0271&from=CS>

Vyhláška č. 83/2016 Sb., Vyhláška, kterou se mění vyhláška č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady, ve znění pozdějších předpisů. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2016-83>

Vyhláška č. 93/2016 Sb., o Katalogu odpadů. Dostupné z: <http://www.zakonyprolidi.cz/cs/2016-93>

Vyhláška č. 294/2005 Sb., Vyhláška o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2005-294>

Vyhláška č. 341/2008 Sb., Vyhláška o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady a o změně vyhlášky č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady, (vyhláška o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady). Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2008-341>

Vyhláška č. 382/2001 Sb., Vyhláška Ministerstva životního prostředí o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2001-382>

Vyhláška č. 437/2016 Sb., o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě a změně, Dostupné z: <http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/ostatni/102275321.html>

Vyhláška č. 383/2001 Sb., Vyhláška Ministerstva životního prostředí o podrobnostech nakládání s odpady. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2001-383>

Vyhláška č. 474/2000 Sb., Vyhláška Ministerstva zemědělství o stanovení požadavků na hnojiva. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2000-474>

Zákon č. 156/1998 Sb., Zákon o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd (zákon o hnojivech). Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/1998-156>

Zákon č. 185/2001 Sb., Zákon o odpadech a o změně některých dalších zákonů, ve znění účinném k 19. 9. 2016. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2001-185>