

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů**

**Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin**



**Bilance zinku v půdách hnojených čistírenskými kaly**

**Zinc balance in sawage sludge amended soil**

**Diplomová práce**

**Autor práce: Bc. Ondřej Tureček**

**Obor studia: Odpady a jejich využití**

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

© 2017 ČZU v Praze

### **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Bilance zinku v půdách hnojených čistírenskými kaly" jsem vypracoval samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 13. 4. 2017 \_\_\_\_\_

## **Poděkování**

Rád bych touto cestou poděkoval svému vedoucímu Ing. Jindřichu Černému, Ph.D. za konzultace a rady při tvoření mé diplomové práce. Také bych rád poděkoval přátelům a rodině za podporu.

# Bilance zinku v půdách hnojených čistírenskými kaly

## Souhrn

Cílem mé práce bylo vyhodnotit vliv hnojení čistírenskými kaly na bilanci zinku (Zn) při posouzení vstupu Zn v čistírenských kalech a odběru zinku ve sklizených produktech polních plodin pěstovaných na půdách hnojených čistírenskými kaly. Výsledky analýz byly posouzeny s ohledem na význam zinku jako mikroprvku, ale také s ohledem na riziko používání čistírenských kalů a vnesení potenciálně rizikových prvků (Zn) do agroekosystémů.

Literární rešerše byla zaměřena 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. Důraz byl kladen na obsahy potenciálně rizikových prvků, zejména zinku. Popsán byl také příjem Zn rostlinami (zejména polními plodinami) a konkrétní faktory ovlivňující mobilitu Zn v půdě a přístupnost pro rostliny.

V experimentální části byly sledovány obsahy a odběry zinku ve sklizených produktech pěstovaných plodin, pšenice ozimá a ječmen jarní byly pěstovány na dlouhodobých polních pokusech katedry agroenvironmentální chemie a výživy rostlin s aplikací čistírenských kalů. V rámci pokusu byly střídány tři plodiny ve sledu: brambory, ozimá pšenice, jarní ječmen. V této diplomové práci byly vybrány lokality Praha – Suchdol a Lukavec, kde byly porovnávány různé druhy hnojení, nehnojená varianta kontrola, hnůj, kal 1, trojnásobná dávka kalu a NPK na obsah a odběr zinku pšenicí ozimou a ječmenem jarním. Sledován byl obsah zinku v jednotlivých rostlinách a jejich částech (zrno, sláma). Rovněž byla hodnocena celková bilance, která popisuje množství aplikovaného Zn v různých formách hnojení a jeho odběr plodinami za sledované období (2012 -2014).

Na zkoumaných lokalitách Praha Suchdol a Lukavec bylo prokázáno, že hnojení čistírenskými kaly i hnojem způsobuje akumulaci zinku v půdě. Dávky kalu a hnoje byly srovnatelné v množství dusíku vpraveného do půdy. Bilance zinku se výrazně lišila mezi variantami čistírenský kal a hnůj. Vstupy zinku u varianty čistírenský kal dosahovaly až trojnásobných hodnot než na variantě hnůj. Mezi lokalitami byl prokázán statisticky významný rozdíl v obsahu zinku ve slámě sklizených plodin. V celkovém obsahu zinku se varianta kal lišila od varianty kontrola pouze na lokalitě Lukavec při pěstování pšenice ozimé.

**Klíčová slova:** čistírenské kaly, rizikové prvky, zinek, odpadní vody, kontaminace půd

# **Zinc balance in sewage sludge amended soil**

## **Summary**

The main goal of this thesis is to analyze influence of using sewage sludge as fertilizer by assessing zinc (Zn) balance using Zn levels in sewage sludge and Zn consumption in field crops grown and harvested from soil fertilized with sewage sludge. Results of these analyses were gauged with regards to relevance of Zn as a micro-element but also with regards to risks pertaining to using sewage sludge and admission of potentially dangerous elements (Zn) in agroecosystems.

Literary research was focused mainly on uses of sewage sludge in agriculture and its influence on chemical and biological properties of soil as well as potential risks to applying sewage sludge to agricultural soil. Emphasis was put on content of potentially high-risk elements, mainly zinc. Zinc intake by plants (mainly field crops) was also examined with regards to particular factors influencing mobility of zinc in soil and accessibility for plants.

The focus of the experimental part was tracking contents and consumption of zinc in products of cultivated crops, such as winter wheat and spring barely, which were grown on long-term fields of Department of Agro-Environmental Chemistry and Plant Nutrition with application of sewage sludge. During the test, three plants rotated in the following sequence: potato, winter wheat, spring barley. In this thesis were selected localities in Prague Suchdol and Lukavec, where were compared different kinds of fertilizers unfertilized control variant, manure, sludge 1 triple dose of sludge and NPK content and consumption of zinc in winter wheat and spring barley. The study kept track of zinc concentration in individual plants and their parts such as grain or straw. Additionally, an overall balance of Zn applied in different types of fertilization and its consumption in various crops throughout the years 2012 -2014 was evaluated.

At the test sites in Prague Suchdol and Lukavec was proven, that fertilizing using sewage sludge as well as using manure causes accumulation of Zn in soil. Dosage of sludge and manure were equal in terms of nitrogen entering the soil. The balance of the zinc was very different between variants sewage sludge and manure. The zinc input in sewage sludge variant reached up to triple values than on variant manure. Among the sites was proven a statistically significant difference in the zinc concentration in straw of the harvested crops.

The total zinc concentration was different in the application of sewage sludge variant from control variant only at the Lukavec test site when growing winter wheat..

**Keywords:** sawage sludge, risk elements, zinc, waste water, soil contamination

# Obsah

<b>1</b>	<b>Úvod</b>	<b>9</b>
<b>2</b>	<b>Cíl práce a vědecké hypotézy</b>	<b>11</b>
<b>2.1</b>	<b>Vědecké hypotézy:</b>	<b>11</b>
<b>3</b>	<b>Literární rešerše</b>	<b>12</b>
<b>3.1</b>	<b>Definice kalu</b>	<b>12</b>
<b>3.2</b>	<b>Složení kalu</b>	<b>12</b>
3.2.1	Vlastnosti kalu	16
<b>3.3</b>	<b>Produkce kalů</b>	<b>17</b>
3.3.1	Nakládání s čistírenskými kaly	17
<b>3.4</b>	<b>Rizikové prvky</b>	<b>19</b>
3.4.1	Zinek	19
3.4.2	Výskyt zinku v půdě	19
3.4.3	Biochemické vlastnosti zinku	20
3.4.3.1	Zinek v rostlinách	21
3.4.3.2	Působení zinku na člověka	21
<b>3.5</b>	<b>Ostatní rizikové prvky</b>	<b>22</b>
3.5.1	Kadmium	22
3.5.2	Olovo	23
3.5.3	Rtuť	24
3.5.4	Chrom	24
3.5.5	Arsen	25
3.5.6	Nikl	25
3.5.7	Měď	26
<b>3.6</b>	<b>Mobilita rizikových prvků v půdě</b>	<b>27</b>
3.6.1	Mobilita zinku	29
<b>3.7</b>	<b>Legislativa</b>	<b>30</b>
3.7.1	Legislativa v EU	30
3.7.2	Legislativa v ČR	30
<b>4</b>	<b>Metodika</b>	<b>34</b>
<b>4.1</b>	<b>Dlouhodobé stacionární pokusy KAVR – ČZU v Praze</b>	<b>34</b>
<b>4.2</b>	<b>Laboratorní část</b>	<b>36</b>
4.2.1	Optická emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem	37
<b>4.3</b>	<b>Statistické vyhodnocení výsledků</b>	<b>38</b>
<b>5</b>	<b>Výsledky</b>	<b>39</b>
<b>5.1</b>	<b>Obsah zinku v plodinách</b>	<b>39</b>

5.1.1	Obsah zinku v pšenici ozimé .....	40
5.1.1.1	Průměrný obsah zinku v znu pšenice.....	40
5.1.1.2	Průměrný obsah zinku ve slámě pšenice ozimé.....	41
5.1.1.3	Odběr zinku zrnem pšenice ozimé .....	42
5.1.1.4	Odběr zinku slámou pšenice ozimé.....	43
5.1.1.5	Poměr odběru zinku u pšenice ozimé mezi zrnem a slámou .....	44
5.1.2	Obsah zinku v ječmenu jarním.....	46
5.1.2.1	Průměrný obsah zinku v znu ječmene jarního .....	46
5.1.2.2	Průměrný obsah zinku ve slámě ječmene jarního .....	47
5.1.2.3	Odběr zinku zrnem ječmene jarního.....	47
5.1.2.4	Odběr zinku ve slámou ječmene jarního.....	48
5.1.2.5	Poměr odběru zinku u ječmene jarního mezi zrnem a slámou.....	49
<b>5.2</b>	<b>Bilance zinku v půdě .....</b>	<b>51</b>
5.2.1	Lokalita Praha – Suchdol.....	51
5.2.2	Lokalita Lukavec.....	54
<b>6</b>	<b>Diskuze .....</b>	<b>57</b>
<b>7</b>	<b>Závěr .....</b>	<b>63</b>
<b>8</b>	<b>Seznam literatury.....</b>	<b>65</b>
<b>9</b>	<b>Samostatné přílohy .....</b>	<b>79</b>



# 1 Úvod

Česká republika musí snížit množství biologicky rozložitelných odpadů (BRO) ukládaných na skládky. Mezi BRO patří také čistírenské kaly. Jednou z možností jiného využití je použití čistírenských kalů jako hnojivo na zemědělskou půdu. Čistírenské kaly jsou bohaté na organickou hmotu a jsou vhodné pro dodání živin do půdy. Jejich aplikace sebou bohužel nese riziko kontaminace půdy rizikovými prvky, jako jsou olovo, kadmium, zinek a další. V mé práci se budu zabývat bilancí zinku v půdách hnojených čistírenskými kaly.

Zinek je prvkem, který má mezi ostatními těžkými kovy specifické postavení, protože vystupuje v půdách současně jako mikroelement i kontaminant. Jeho nedostatek je tak limitujícím faktorem pro zdárný růst a vývoj rostlin a tím i pro množství a kvalitu výnosu, na druhé straně jeho přílišné nahromadění v půdě může znamenat riziko snížení výnosů, nebo nežádoucí kontaminace produkce. Obvykle převažuje názor, že zinek je především důležitou živinou, je tedy žádoucí dodávat do půdy pravidelně dostatečná množství a eliminovat tak možné symptomy nedostatku, přičemž je zároveň žádoucí zvyšovat obsahy zinku v produkci a tím zlepšovat jeho příjem obyvatelstvem.

Tento zcela jistě legitimní přístup však nese riziko spojené s nadměrnou zátěží půdy zinkem, kdy bude do zemědělských půd vneseno tak vysoké množství zinku, které již povede k negativním efektům. Jakékoli zásahy vedoucí k odstraňování kontaminace jsou ovšem mimořádně složité a zejména nákladné. Přístup k zinku tak musí být především racionální a z pohledu se změnou podmínek (zejména půdních) také selektivní.

Důležitý pro posouzení jeho rizikovosti je částečně jeho celkový obsah, ale rozhodující je jeho přístupnost pro rostliny. Vysoký celkový obsah v půdě ještě nutně nemusí znamenat jeho zvýšený obsah v rostlině. Z hlediska obsahu v rostlině navíc rozlišujeme, zda je koncentrace zinku problematická kvůli kontaminaci produkce nebo správnému růstu a vývoji dané rostliny. Specifické rozbory půd na obsah rostlinám přístupného zinku je v rámci Agrochemického zkoušení zemědělských půd možné provádět v omezeném rozsahu a hodnotí se dostatečnost zásoby ve výluhu DTPA.

Naproti tomu se u běžných půd hodnotí pouze celkový obsah zinku (lučavka královská), případně zinek ve 2M HNO<sub>3</sub>. Tyto údaje ovšem o skutečném riziku pro životní prostředí (rostlinu, potravní řetězce) vypovídají velmi málo. Hodnoty získané pomocí silných vyluhovadel totiž nedokážou spolehlivě odlišit antropogenní zdroje kontaminace od geogenních ani určit stabilitu (resp. labilitu) vazeb, kterými je zinek v půdách poután.

Velmi obtížné je potom vyhodnocovat dopad dodání zinku, např. v kalcích ČOV, organických hnojivech apod., na obsah jeho přijatelné formy. Může docházet k situacím, že dodáním takového materiálu s velkým množstvím přijatelného zinku do půdy se příliš nezmění jeho celkový obsah (zvláště pokud byl již před aplikací vyšší), ale dramaticky vzroste právě podíl přijatelné formy. To s sebou nese výše zmíněné riziko pro životní prostředí.

## 2 Cíl práce a vědecké hypotézy

Cílem práce bylo vyhodnotit vliv hnojení čistírenskými kaly na bilanci zinku (Zn) při posouzení vstupu Zn v čistírenských kalech a odběru Zn ve sklizených produktech polních plodin pěstovaných na půdách hnojených čistírenskými kaly.

Výsledky analýz byly posouzeny s ohledem na význam zinku jako mikroprvku, ale také s ohledem na riziko používání čistírenských kalů a vnesení potenciálně rizikových prvků (Zn) do agroekosystémů.

### 2.1 Vědecké hypotézy:

- 1) H<sub>0</sub>: Bilance zinku na půdách hnojených čistírenskými kaly se neliší od bilance zinku na půdách hnojených hnojem.
- 2) H<sub>0</sub>: Obsah zinku ve sklizených produktech plodin pěstovaných na půdách hnojených čistírenskými kaly není rozdílný od obsahu zinku ve sklizených produktech plodin pěstovaných na kontrolní variantě.

### 3 Literární rešerše

#### 3.1 Definice kalu

Kal je definován jako suspenze nerozpuštěných látek ve vodě (Dohányos et al., 1998). Z chemického hlediska jde o složitou heterogenní suspenzi pevných organických a anorganických látek a agregovaných koloidních látek. Pevné části kalu se nazývají sušina (Kolář et Kužel, 2000). Kal je nevyhnutelným odpadem vznikajícím při různých procesech využívaných k čištění odpadních vod. Nejvíce kalu vzniká při primárním (mechanickém) a sekundárním (biologickém) čištění odpadních vod. Největší podíl vzniká na městských čistírnách odpadních vod (ČOV), ale je produkován i na průmyslových čistírnách. Čistírenský kal vzniká jako vedlejší produkt při odstranění a následném zahuštění nežádoucích složek odpadních vod (Dohányos, 2006). Kaly zaujímají pouhé 1-2 % z celkového objemu zpracované vody na čistírně odpadních vod. Čistírenské kaly však obsahují až 80% všech znečišťujících látek, které projdou čistírnou odpadních vod. Podle skladby a kvality surové odpadní vody se různí složení, obsah sušiny (0,5-10 %) a vlastnosti kalu (Malík, 2006).

Kaly mají různé chemické a fyzikální vlastnosti, které ovlivňuje nejen kvalita odpadní vody, ale je významně ovlivněna typem technologických procesů a počtem těchto procesů. Tyto faktory mají též velký význam na kvalitu vyčištěné vody (Kyncl, 2008). Vlastnosti kalu ovlivňuje i jeho zpracování v ČOV. Nejvýraznější variabilita ve složení čistírenského kalu je u odpadních vod z průmyslu. Finančně velice náročné zpracování a odstraňování kalů může tvořit, až polovinu nákladů na provoz ČOV (Jeníček et al., 2009). Množství vyprodukovaných kalů je závislé na množství a na způsobu odstraňování znečištění odpadních vod, záleží též na druhu kanalizace. Pokud se, například, zařadí proces fyzikálně chemického odstraňování fosforu, zvýší se produkce kalu na aktivační čistírně cca o 30 % (Dohányos, 2006).

#### 3.2 Složení kalu

Přes rozličné složení čistírenských kalů se dá definovat pět základních skupin látek, které bývají v kalech nejčastěji zastoupeny: a) Organické sloučeniny na bázi P, N, C, b) voda – tvoří cca 90 % kalu, c) Anorganické sloučeniny na bázi Al, Mg, Si, Ca, d) patogenní organismy, e) Toxické prvky a sloučeniny.

Patogenní organismy přítomné v čistírenských kalech mohou být různé druhy bakterií, v menším množství také houby, plísně a kvasinky. Pravidelně bývají přítomny i bakterie nitrifikační *Nitrosomonas* a *Nitrobacter*. (Hogan et al., 1999, Gergel et al., 2002, Hubálek, 2007, Matějů, Zimová, 2008). Rovněž jsou často přítomny různé vláknité mikroorganismy. Pokud tyto organismy z jakýchkoliv důvodů převládnu v aktivovaném kalu, způsobují značné technologické potíže, projevující se špatnými usazovacími a zahušťovacími vlastnostmi kalu (Kuraš, 1994, Smith, 1999, Váňa, 2004, Matějů, Zimová, 2008). Z vyšších organismů jsou pravidelnou součástí aktivovaného kalu různá protozoa, vířníci, hlístice aj. Z prvoků jsou nejvíce zastoupena *Peritricha* (přibližně 33 %). Prvoci slouží často jako indikátorové organismy pro odhad stavu aktivovaného kalu, ve kterém jsou přítomni proto, že v něm nacházejí bohatou potravu (Kuraš, 1994, Smith, 1999, Matějů, Zimová, 2008, Zimová, 2003).

Mezi toxické prvky a sloučeniny patří například, PAU, PCB, pesticidy, dioxiny, alkyl-sulfonáty (Lyčková et al., 2008). Čistírenské kaly obsahují hlavně pak těžké kovy (Pb, Cu, Zn, Cr, Cd, Ni, Hg, As, Co), některé organické látky a patogenní mikroorganismy. (Jeníček et al., 2009). Těžké kovy jsou kvůli schopnosti bioakumulace a špatné biologické rozložitelnosti velice nebezpečné pro člověka.

Obsahy těžkých kovů v kalech se však daří snižovat. V současné době jsou více nebezpečné jiné cizorodé látky a to organické chlorované sloučeniny. Jedná se o polycyklické aromatické uhlovodíky, PCB, dioxiny či jiné organické sloučeniny. Jako farmaceutika, chemikálie pro domácnost a další (Hanč et al., 2007). V tabulce č. 1. jsou rozsahy koncentrací těžkých kovů, které se v kalech mohou vyskytovat (Fytili a Zabaniotou, 2008).

Mezi vyjmenované kategorie je třeba ještě zařadit podíl biocidních a biostatických látek, z nichž největší podíl představují rezidua užitých léčiv. Jako jsou například antibiotika, cytostatika ale i sulfonamidy a hormonální látky. Při využívání antibiotik, ať již v oblasti humánní medicíny či veterinární se v těle metabolizují pouze z 10 až 20 %. Zbytek plně antibioticky účinných látek odchází z těla s exkrementy, čímž se ve většině případů dostává do odpadních vod. Často se však jedná o termolabilní látky, které se po procesu hygienizace kalu rozkládají. Tím pádem je riziko těchto látek při aplikaci hygienizovaného kalu minimální (Fent, 2006, Urase, 2005, Jelic et al., 2011, Ternes et al., 2004).

Tabulka č. 1: Rozsahy koncentrací těžkých kovů v čistírenských kalech (Fytily et Zabaniotou, 2008).

<b>Kov</b>	<b>Suchý kal (mg/kg)</b>
Arsen	1,1 - 230
Kadmium	1 - 3 410
Chrom	10 - 990 000
Kobalt	11,3 - 2490
Měď	84 - 17 000
Železo	1000 - 154 000
Olovo	13 - 26 000
Mangan	32 - 9870
Rtuť	0,6 - 56
Molybden	0,1 - 214
Nikl	2 - 5 300
Selen	1,7 - 17,2
Cín	2,6 - 329
Zinek	101 - 49 000

Velmi důležitá vlastnost je toxicita, mobilita a dostupnost kovů v čistírenském kalu. Tyto vlastnosti závisí na druhu vazby a látky, na níž je kov vázán. Kovy se nejvíce vyskytují ve formách anorganických sloučenin, například hydroxidy, sulfidy, oxidy a jiné. Tyto soli se nejčastěji vážou na organické látky v čistírenských kalech (Maňáková, 2011). Kaly obsahují též velké množství organické hmoty a živin (Kubík, 2009). Surový kal obsahuje přibližně 70 % organických látek v sušině

Pro další využití čistírenských kalů je nutné znát jejich složení. Složení kalu je znázorněno v tabulce č. 2.

Tabulka č. 2: Složení čistírenského kalu (Fytli et Zabaniotou, 2008).

	Primární kal	Primární kal po anaerobní či aerobní digesti	Aktivovaný kal
	Rozsah obsahů		
Obsah celkové sušiny (%)	2,0 - 8,0	6,0 - 12,0	0,83 - 1,16
Těkavé pevné látky (%)	60 - 80	30 - 60	59 - 88
Protein (%)	20 - 30	15 - 20	32 - 41
Dusík (%)	1,5 - 4	1,6 - 6,0	2,4 - 5,0
Obsah fosforu ve formě P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (%)	0,8 - 2,8	1,5 - 4,0	2,8 - 11,0
Obsah draslíku ve formě K <sub>2</sub> O (%)	0 - 1	0,0 - 3,0	0,5 - 0,7
Celulóza (%)	8,0 - 15,0	8,0 - 15,0	-
Železo (%)	2,0 - 4,0	3,0 - 8,0	-
Oxid křemičitý (%)	15,0 - 20,0	10,0 - 20,0	-
Alkalita (mg/l jako CaCO <sub>3</sub> )	500 - 1500	2500 - 3500	580 - 1100
Organické kyseliny (mg/l)	200 - 2000	100 - 600	1100 - 1700
pH	5,0 - 8,0	6,5 - 7,5	6,8 - 8

Biologické a chemické složení kalů je vždy specifické, závisí na charakteru odpadní vody, technologii čistírny odpadních vod a na procesech ošetření kalu. Obsah živin je většinou vyšší než u stájových hnojiv. Čistírenské kaly mají vyšší obsah fosforu a dusíku naopak je tomu u draslíku, zpravidla méně než 0,5 %. Jedním z hlavních ukazatelů pro dávkování kalů v zemědělství je obsah dusíku. Obsah přístupných živin v čistírenských kálech je velmi proměnlivý. Balík et al., 2009 uvádí, že při aplikaci 5 tun sušiny čistírenského kalu na 1 hektar zemědělské půdy se do půdy dostane 2,3 tun organických látek, 160 kg dusíku, 123 kg vápníku, 60 kg fosforu. A pouze 20 kg hořčíku a 15 kg draslíku. Kaly z čistíren odpadních vod zajišťují krátkodobý vstup přístupných živin, přispívají k dlouhodobému udržování organické hmoty v půdě a udržování živin. Také stimulují aktivitu mikroorganismů vyskytujících se v půdě. Rozpustné živiny jsou v kálech obsaženy poměrně v malém množství (Petersen et al., 2003). Většina živin v kálech pochází z lidských výkalů, ale také potravin či detergentů (Kroiss et al., 2011).

Kvalitativní i kvantitativní složení aktivovaného kalu závisí hlavně na složení substrátu z biologického čištění vody, na němž byl daný kal vypěstován, a na hodnotách technologických parametrů během kultivace (doba zdržení, zatížení a stáří kalu). Aktivovaný kal se liší od většiny čistých kultur také tím, že je schopen oddělovat se

od kapaln  fáze prostou sedimentací (Nesvadba, 1996, Raclavsk , 1998, Pavolov  et al., 2005, Matějů, 2006).

### 3.2.1 Vlastnosti kalu

Vlastnosti kalu jsou stejn  tak prom nliv  jako jejich složení a stejn  d ležit . Konzistence kalu je z visl  na množství tuhých látek a je velmi důležitou vlastností. Kaly se stejn m množstvím sušiny, obsah sušiny se většinou pohybuje do 10 %, mohou mít různou konzistenci. Vazba vody k pevné části, čímž je konzistence určována, m  v různých částech kalu jin  charakter. Část v zan  vody se odd l  v sedimentačních n držic ch vlivem gravita n  síly. Ale část vody je vázána pevnější vazbou a k jejímu odd lení je zapotřebí dodat více energie, nap říklad v odstředivce (Lyčková et al., 2008).

Tabulka  . 3: Obsahy živin v čistírenských kalech, p epo ten  na sušinu (Čern  et al., 2014)

<b>živina</b>	<b>1)</b>	<b>2)</b>	<b>3)</b>	<b>4)</b>
N (%)	3,3	2,8	4,8	2,8
P (%)	2,5	1,6	2,2	0,8
K (%)	0,4	0,3	0,2	0,4
Ca (%)	4,9	3,5	3,1	5,7
Mg (%)		0,5	0,4	2,3
Fe (%)	1,3			1,5
Mn (mg/kg)		321		270
Zn (mg/kg)	1202	1819	705	1807
Cu (mg/kg)	741	652	511	270
Ni (mg/kg)	42,7	90	22	64
Mo	9,2	12,7	8,2	

Důležitými vlastnostmi kalu jsou také pH, vodivost a obsah organických kyselin, zvl st  při procesu anaerobní digesce (Metcalf et Eddy, 1991). Pomocí přidavku různých aditiv se dají vlastnosti kalů optimalizovat. Přidává se nap říklad m lo rozpustn  CaOH tzv. v penn  mléko kvůli hygienizaci a zvyš n  pH. Přidáním aditiv se kal hygienizuje a stává



se z něj látka s neutrálním až mírně alkalickým pH. V tabulce č. 3 jsou uvedeny obsahy živin v čistírenských kalech přepočtené na sušinu kalu.

### 3.3 Produkce kalů

Valečka, 2002 uvádí, že v naší republice značná část čistírenských kalů obsahuje nadlimitní množství některého polutantu. Tím je podle současné legislativy značně omezen objem kalů přímo použitelných k hnojení na zemědělské půdě, což je z mnoha důvodů jeden z nejrozumnějších způsobů jejich využití. Například olovo, kadmium, rtuť nebo chrom jsou extrémně škodlivé jak pro člověka tak i jeho prostředí (Wu et al., 2007). Většina těchto těžkých kovů se do odpadní vody dostává z průmyslu, dešťového odtoku, ale také z domácností (Buzier et al., 2006).

Produkce čistírenských kalů v ČR v absolutní sušině je přibližně 200 000 t/rok a vzhledem k mezinárodním dohodám a závazkům by mělo dojít v nejbližších letech k vybudování čistíren odpadních vod ve všech obcích nad 2 000 obyvatel, čímž se produkce kalů ještě zvýší. V příštích letech je odhadována na 220 000 až 340 000 t sušiny za rok (Novák et al., 2001, Pavolová et al., 2005, Kyncl et al., 2008).

Český statistický úřad uvádí produkci čistírenského kalu v ČR na více než 150 tisíc tun. Přestože počet ČOV v ČR narůstá, celková produkce kalů se snižuje. Je to způsobeno především změnami v technologických postupech minimalizace množství kalu při jejich zpracování v kalovém hospodářství ČOV.

#### 3.3.1 Nakládání s čistírenskými kaly

Produkci kalů nelze zabránit, lze ale správným výběrem technologie zmenšit její množství. Množství produkovaných kalů se bude přímo úměrně zvyšovat se zvyšujícími se nároky na kvalitu vypouštěné vody. Možnosti nakládání s kaly jsou skládkování, recyklace a destrukce. Avšak ukládání, které je pro některé státy v Evropě stále hlavním se obecně považuje za neudržitelné (Kráal, 2004). Navíc odpadová strategie EU potlačuje ukládání odpadů a snaží se co nejvíce zabránit jejich vzniku a podporuje recyklaci.

Podíl kalů využívaný pro přímou aplikaci a rekultivaci postupně stoupá. Statistické zdroje ČR však nejsou schopné rozlišit jaký podíl z produkovaných kalů je skutečně využit pouze pro přímou aplikaci na zemědělskou půdu, a jaký podíl připadá na rekultivace. Tato data jsou prozatím velice obtížně zjistitelná (Kelessidis et al., 2012)

Mezi možnosti likvidace kalu patří spalování, ať již s využitím energie, nebo bez. Dále zplynování a využití kalu jako paliva, je skládkován nebo využíván popel. Nejlepší možností je recyklace, která v případě kalů zahrnuje využití jako organické hnojivo, či při rekultivacích nebo zlepšování kvality půdy v zemědělství (Jirman, 2003).

Existují také možnosti zpracování kalů, které zlepšují jejich kvalitu. Většinou se jedná o snižování zápachu, množství patogenů či snižování obsahu vody. Objevují se technologie schopné zajistit odstranění rizikových látek, jako jsou těžké kovy, jsou však velice drahé (Král, 2004).

V zemích EU je v současnosti již využíváno více než 50 % z produkce čistírenských kalů, z nichž většina z tohoto množství je využívána v zemědělství. V některých zemích jako je například Finsko nebo Estonsko nejsou kaly aplikovány přímo ale jako kompostovaný materiál (Kelessidis et al., 2012). V tabulce č. 4 je množství kalů dle způsobu využití a podíl z celkové roční produkce.

Tabulka č. 4: Množství kalů (t) dle způsobu využití a podíl (%) z celkové roční produkce (Český statistický úřad).

Rok	Aplikace a rekultivace		Kompostování		Skládkování		Spalování		Jinak	
	t	%	t	%	t	%	t	%	t	%
2004	29119	16	87469	49	25447	14	39	0	36675	21
2005	34467	20	88820	52	12027	7	20	0	36554	21
2006	48304	28	89932	51	13979	8	27	0	23229	13
2007	55349	32	80393	47	8536	5	47	0	27978	16
2008	46776	27	78289	45	11986	7	712	0	37945	22
2009	42442	25	80727	48	5931	4	2179	1	36885	22
2010	60639	36	45528	27	6177	4	3336	2	55009	32
2011	61750	38	45985	28	9527	6	3538	2	43018	26
2012	51912	31	53222	32	9340	6	3528	2	50188	30
2013	54713	35	50384	33	7123	5	3232	2	38882	25

## 3.4 Rizikové prvky

### 3.4.1 Zinek

Zinek se řadí do II. B skupiny přechodných prvků a patří mezi esenciální prvky. Vyskytuje se ve sloučeninách a to výhradně ve formě  $Zn^{2+}$ . Přírodním zdrojem zinku jsou minerály jako zinkit ( $ZnO$ ), wurtzit ( $ZnS$ ), sfalerit ( $ZnS$ ) a další. Mezi antropogenní zdroje zinku se řadí průmysl, kde se zinek využívá díky nekorozivním vlastnostem, gumárenství, výroba barviv, hornictví, kde dochází k emisím zinku při úniku důlní vody, zvětváním deponií či při zpracování rud. Dalším antropogenním zdrojem je aplikace čistírenských kalů v zemědělství (Dvořák et al., 2003). Koncentrace zinku v prostředí se postupně zvyšuje důsledkem lidské činnosti. Například během tavení zinkové rudy unikají do ovzduší emise zinku provázené emisemi arsenu, olovo, kadmia a dalších prvků. Při zpracování 1 t zinkové rudy se může uvolnit až 3 kg kadmia, mědi, olova a jiných kovů. Významné znečištění půdy se objevuje v blízkosti zdrojů zinkových emisí (Adriano, 2001). V důsledku této činnosti dospěla kontaminace půd zinkem v některých oblastech k vysoké akumulaci tohoto prvku. Zinek se akumuluje v horní vrstvě půd a kvůli velké koncentraci se stal vážným problémem v ochraně životního prostředí. Podle výsledků průzkumu půd má 67,2 % půd v ČR střední, 5,9 % nízkou a 26,9 % vysokou zásobu přístupného zinku (Richter, 2007).

### 3.4.2 Výskyt zinku v půdě

Zinek se v půdě nachází převážně ve formě jednoduchých sulfidů, ale také se může vyskytovat díky substituci za  $Mg^{2+}$  v silikátech. Zvláště v oxidačních a kyselých podmínkách, díky zvětvávání zinečnatých minerálů, se zvyšuje přístupnost zinku rostlinám. Zinek je ve většině půd nashromážděn v povrchovém horizontu, díky tomu, že je snadno adsorbován organickou a minerální složkou půdy. Nejsnáze přístupný je v lehkých kyselých minerálních půdách (Kabata - Pendias and Pendias, 2001).

Charakter půdotvorného procesu a obsah zinku v mateční hornině jsou rozhodující pro celkovou koncentraci zinku, ale obsah zinku bývá značně rozdílný. Písčité půdy s menším množstvím organických látek mívají nižší absorpční kapacitu než půdy s vysokým obsahem organických látek nebo vysokým obsahem jílu. Obsah zinku v půdě se nejčastěji pohybuje okolo 10 – 300  $mg \cdot kg^{-1}$  z čehož je většina vázána v anorganické vazbě. Koncentrace zinku se však může pohybovat i v několikanásobně vyšších hodnotách (Adriano, 2001). Jeho obsah v půdách zvyšuje používání hnojiv jako například čistírenské

kaly. Uhelný popílek z elektráren či odpady z továren mohou také zvýšit hodnotu zinku v půdě.

Nejvyšší obsah zinku se může nacházet v antropogenně zatížených půdách, zde může dosáhnout až 5000 mg/kg (WHO, 2001). Na území České republiky se obsah zinku pohybuje průměrně okolo 100-777 mg/kg. Mezi centrem měst a jejich okrajovými částmi byly prokázány významné rozdíly. Hlavním důvodem je zdroj zinku z automobilové dopravy a atmosférického spádu (Ďuriš, 2005). Obsah výměnného zinku je však mnohem nižší. Jeho koncentrace v půdě závisí na množství aktivních fosforečných iontů a na obsahu koloidů. Hodnota pH může také ovlivnit obsah výměnného zinku (Richter, 2007).

V dnešní době je však kontaminace zinkem velmi vzácná. Problémem dnešního zemědělství není přebytek zinku v rostlinách, ale jeho nedostatek. Nedostatek zinku v rostlinách se může projevit zpomaleným růstem nebo odumíráním vegetativních orgánů (Vaněk et al., 2002).

### 3.4.3 Biochemické vlastnosti zinku

Díky výhodným fyzikálně-chemickým vlastnostem se zinek podílí na strukturních, katalytických a regulačních funkcích v organizmech. Nepodléhá oxidačně-redukčním reakcím a díky tomu je i relativně netoxický. Zinek je nezbytný pro genovou expresi na mnoha úrovních. Zúčastní se transkripci RNA, zdvojení DNA, na struktuře chromatinu, také DNA i RNA polymeráz. Je přítomen i při aktivitě transkripčních faktorů. Je velmi podstatný pro správnou činnost hormonů, například růstový hormon, pohlavní hormony, insulin, glukagon a další. Je důležitý i při programované buněčné smrti, takzvané apoptóze, také při opravě DNA (Hotz et al., 2005).

Mobilita zinku se začíná snižovat už od pH vyšší než 4,5 (Balík et al., 1998). V kyselém prostředí vzniká vysoce polarizovaný  $Zn^{2+}$ , který se při zvyšování pH v blízkosti neutrální hodnoty sráží ve slabě rozpustný  $Zn(OH)_2$ . Při stálém zvyšování pH se začínají tvořit málo rozpustný zinečnan vápenatý. Z tohoto důvodu obsahují kyselé půdy až 10x více výměnného a rozpustného zinku než půdy neutrální a také je v takovýchto půdách vyšší vertikální pohyb zinku. Imobilizace probíhá nejlépe v půdách s vysokým obsahem P a Ca, v půdách s větším množstvím hydratovaných oxidů a silikátů a také v dobře provzdušněné půdě s obsahem sloučenin síry. To může mít za následek deficit zinku v rostlině (Kabata-Pendias and Pendias, 2001). V půdě je zinek převážně vázán s jílovými minerály (24-63 % z celkového Zn v půdě) a s hydroxidy Al a Fe (14-38 %), zatímco jeho snadno mobilizovatelná frakce tvoří 1-20% a organické komplex pouhých 1,5-2,3 %

(Kabata-Pendias and Pendias, 2001). Hlavně jeho příjem rostlinami může snižovat koncentraci zinku v zrnech, především pokud mají oba tyto prvky nízké koncentrace v půdě (Zhu et al., 2002).

#### 3.4.3.1 Zinek v rostlinách

Koncentrace Zn v listovém pletivu je podle Adriana, 2001, Hluška et al., 2002 klasifikována do několika intervalů. O normální míru obsahu se jedná, pokud je zinku v sušině 26-150 mg. kg<sup>-1</sup>. V intervalu od 10 do 25 mg. kg<sup>-1</sup> sušiny je jeho obsah nedostatečný. V případě, že obsah zinku v pletivech klesne pod 10 mg.kg<sup>-1</sup> tak rostliny trpí jeho nedostatkem. Množství od 150 do 400 mg. kg<sup>-1</sup> se považuje za nadnormální a více než 400 mg. kg<sup>-1</sup> sušiny je považováno za toxický obsah (Alloway et al., 1990). Hraniční koncentraci toxicity zinku v sušině uvádí mnoho zdrojů zhruba na 200 mg/kg. Obsah zinku v rostlinách závisí na jejím vývojovém stadiu, orgánu a na druhu rostliny (Adriano, 2001, Hlušek et al., 2002, Vaněk et al., 2007).

Nadbytek zinku u rostlin může způsobit chlorózu mladých listů, žloutnutí kořenového systému a možné zakrnění hlavního kořenu. Rostliny pěstované na půdě s vysokou koncentrací zinku mají též omezený růst či klíčivost semen a transpiraci. Při dlouhodobém působení způsobuje nekrózu na listech (Reichmann, 2002). Zvýšená koncentrace zinku a jiných esenciálních rizikových prvků v půdě se na rostlinách projevuje nejvíce v jejich počáteční fázi vývoje (Tran et popova, 2013). Fytotoxicita kovů a metaloidů způsobuje narušení fyziologických procesů u rostlin. Na fytotoxicitu kovů jsou nejnáchylnější rostliny, jako jsou obiloviny, citrusové stromy, špenát a vinná réva (Tran et popova, 2013).

Nedostatek zinku v půdě se nejvíce projevuje na mladých částech rostliny. Může dojít ke změně barvy listů přes světle zelenou ke žluté až bílé. Dochází k růstu drobných podélných listů a zkracování internodií. Typickým znakem nedostatku zinku ale i jeho přebytku je rozetovitost rostlin (Cakman, 2008, Vaněk et al., 2007, Hlušek et al., 2002).

#### 3.4.3.2 Působení zinku na člověka

Zinek jakožto esenciální prvek je nezbytný pro rostliny, zvířata i pro člověka, jeho celkový obsah v lidském těle se pohybuje okolo 2 až 4 gramů. Doporučená denní dávka pro člověka je udávána jako 0,3 mg Zn. kg<sup>-1</sup> tělesné hmotnosti. Přičemž minimální dávka se pohybuje okolo 0,15 mg Zn. kg<sup>-1</sup> a maximální dávka Zn je okolo 1,0 mg Zn. kg<sup>-1</sup> tělesné hmotnosti (Tichý, 2002). Přebytkem zinku lidé obvykle netrpí, ale může se stát, že budou

trpět jeho nedostatkem. Zinek je důležitou živinou a tím pádem je žádoucí dostávat do půdy pravidelně dostatečné množství. Také je žádoucí zvyšovat koncentrace zinku v produkci a tím zvýšit jeho příjem. Čímž se eliminují možné symptomy nedostatku zinku v těle. Zinek se v těle nachází hlavně v mozku, játrech, ledvinách ale je i hojně obsažen ve spermatu. Největší část se však nalézá v kostech a ve svalech. Přičemž ve svalech je až 62 % zinku a v kostech 28,5% (Merian, 1991, Třebichavský, 1997).

Hlavní roli hraje zinek v genové expresi, v lidském těle se nachází ve více než 2000 transkripčních faktorech a také ve více než 300 metaloproteinech či enzymech (Krizova et al., 2012, John et al., 2010). Díky všem svým funkcím je zinek potřebný pro správný růst a vývoj organismu. Nejvíce ohroženými skupinami jsou těhotné a kojící ženy, ale také dospívající muži, kteří mají vyšší normativní denní minimum. Také nízký příjem živočišných potravin ve stravě například vegetariáni jsou ohroženi nedostatkem zinku.

Nedostatek zinku může způsobit poruchy sexuálního vývoje, poruchy růstu, snížení aktivity enzymů, impotenci, dermatitidu, anémii, špatným hojením ran a mnohé další. (SZÚ, 2015, Pavlíková et al., 2008). Naopak nadbytek zinku v těle může poškodit gastrointestinální trakt, čímž dochází ke křečím a bolesti žaludku a průjmům. Chronická otrava zinkem způsobuje poruchy metabolismu cukrů a trávení, také chudokrevnost. Velká kumulace zinku v těle však nehrozí, protože se snadno vylučuje pomocí gastrointestinálním traktem (Kenšová et al., 2014).

### 3.5 Ostatní rizikové prvky

#### 3.5.1 Kadmium

Kadmium se řadí mezi přechodné kovy a je silně toxické. Ve sloučeninách se vyskytuje nejčastěji ve formě  $Cd^{2+}$ , existují i sloučeniny, kde je kadmium ve formě  $Cd^{+1}$ , jsou však velmi nestálé. Kadmium má z rizikových prvků, hned po zinku, nejvyšší potenciál v přístupnosti pro rostliny. Rostliny kadmium přijímají nejvíce kořenovým systémem (Harrison et Chirgawi, 1989).

Do lidského organismu se kadmium dostává prostřednictvím kouření, vzdušných emisí či pozřením kontaminované potravin (Yu, 2001). Kadmium, které se do těla dostane požitím, se kumuluje v měkkých tkáních a kostech. Muže se hromadit v ledvinách, což může způsobit nefrotoxicitu. Nebezpečná je i nemoc itai-itai vznikající při nadměrném příjmu kadmia (Corami et al., 2008). Na rostlinách se kadmium může projevit zakrněním, vadnutím, výskytem chlorózy a nekrózy. Obsah kadmia v rostlině závisí i na druhu a

odrudě rostliny. Například sója či špenát jsou velmi citlivý, namísto toho je rajče či zelí vůči obsahu kadmia resistantní (Yu, 2001). Z důvodu velké toxicity a přístupnosti kadmia je stanoven maximální přístupný obsah kadmia v půdě na 0,4 mg/kg u lehkých půd a 1 mg/kg u ostatních (MŽP, 1994).

Velice významný faktor je ovlivňování příjmu kadmia přítomností zinku. Vzhledem k chemické podobnosti těchto dvou prvků může dojít k vytlačení zinku z vazebných míst kadmíem (Grant et al., 1999). Díky této podobnosti se vyskytuje v půdě a rudách společně se zinkem v poměru 1:100 až 1:1000. Tomuto jevu se však dá zabránit, buďto vápněním půdy či zvýšením sorpční kapacity. Sorpční kapacita se zvyšuje zapravením těžších jílových půd do lehkých půd, u kterých je mnohem vyšší mobilita kadmia (Kiekens et Camerlynck, 1982).

K nejzávažnějším zdrojům kontaminace kadmíem patří spalování pohonných hmot, olejů a průmysl. Kadmium se také získává jako vedlejší produkt při rafinaci zinku (Kafka and Punčochářová, 2002).

### 3.5.2 Olovo

Olovo patří do IV. A skupiny, je dalším silně toxickým prvkem a vyskytuje se ve formě  $Pb^{2+}$  a  $Pb^{4+}$ . Olovo se v půdě vyskytuje přirozeně například jako galenit ( $PbS$ ), cerusit ( $PbCO_3$ ) nebo síran olovnatý ( $PbSO_4$ ), proto obsah olova v půdách záleží i na matečné hornině. Do půdy se však dostává i olovo z průmyslové výroby, zemědělské kejdy nebo při spalování komunálních odpadů (Aloway, 2013). Také z dříve používaného olovnatého benzínu či olověných nátěrů. Rostliny olovo přijímají z půdy nebo nadzemními částmi z ovzduší, olovo má kumulativní charakter (Frank et al., 1996). Koncentrace olova je vyšší na povrchu půdy, s přibývajícím hloubkou jeho koncentrace klesá (Jung, 2008). Olovo může mít škodlivý vliv na růst rostlin, klíčivost semen nebo funkci mitózy (Siddique et al., 2014).

Olovo je jedním z nejméně mobilních rizikových prvků v půdě. Jeho mobilita je ovlivněna půdním pH, kdy při rostoucím pH klesá jeho rozpustnost. Při vysokém pH se může vysrážet jako  $PbCO_3$  nebo  $Pb(OH)_2$ , čímž se příjem rostlinami ještě více sníží (Leštan et Finzgar, 2005). Kontaminace půdy olovem má trvalý charakter, ale vzhledem k nízké mobilitě jsou obsahy olova stanoveny vyhláškou č. 13/1994 Sb. na 100 mg/kg u lehkých půd a 140 mg/kg u ostatních.

Olovo je také označováno za „systémový jed“, jakmile se dostane do lidského organismu, je distribuováno po celém těle. Působí primárně na centrální nervovou soustavu

a může poškodit nervový systém či vyvolat trvalé poškození mozku. Při otravě olovem se vyskytují různé příznaky jako je anémie, bronchitida, trávicí problémy nebo křeče v břiše (Yu, 2001). Otrava olovem se však v dnešní době téměř nevyskytuje. V krvi je 0,2 mg/ml dávka pro akutní otravu, pro chronickou otravu se tvrzení rozcházejí. Některé zdroje uvádí, že minimální množství olova vyvolávající poškození nebylo laboratorně stanoveno, tudíž je olovo látkou s bezprahovým účinkem (Pavlíková et al., 2008, EA 2009). Naopak jiné zdroje uvádí, že koncentrace 0,5 mg/den způsobuje chronickou otravu (Pavlíková et al., 2008).

### 3.5.3 **Rtuť**

Obsah rtuti v půdě se průměrně pohybuje okolo 0,02 – 0,2 mg.kg<sup>-1</sup>. Obsah je ovlivněn hlavně pedogenetickými procesy a Hg se může v půdě vyskytovat ve třech formách. Toxicita tohoto prvku záleží právě na formě výskytu v prostředí. Mezi formy rtuti se řadí elementární Hg, která je slabě rozpustná ve vodě a těkavá. Dvojmocná anorganická forma Hg<sup>2+</sup>, která se vyznačuje velkou afinitou k anorganickým i organickým ligandům. Třetí formou je methylrtuť, která může tvořit sloučeniny s vysokou persistencí pro prostředí (Richter, 2004).

Hg patří mezi toxické prvky trvale setrvávající v životním prostředí (Bernhoft, 2012). Organické formy rtuti jsou více škodlivé, než formy anorganické (Ruiz and Daniell, 2009). Rtuť se do rostlin dostává přes kořenový systém skrze ornici pomocí transpiračního proudu (Baya a Heyst, 2010). Rtuť v rostlinách může poškozovat plasmatickou membránu, nebo se může ve formě organické rtuti hromadit v plastidech. Zde může ovlivňovat metabolické funkce, fotofosforylaci, transport elektronů, obsah chlorofylu či jiné (Kupper et al., 1999).

Hlavním zdrojem kontaminace rtutí jsou imise ze spalování uhlí. Do půdy se rtuť dostává spolu s aplikací čistírenských kalů se zvýšenou koncentrací Hg. Imobilizaci rtuti lze poměrně snadno způsobit zvýšením pH například vápněním (Richter, 2004).

### 3.5.4 **Chrom**

Chrom opět patří mezi toxické prvky, avšak je z půdy velmi špatně přijímán (Frank a kol 1996). Jeho toxicita opět záleží v jakém množství a formě se v prostředí vyskytuje. Například ve formě trojmocného chromu se jedná pro lidské tělo o velmi důležitou živinu, napomáhající k funkci inzulínu (Vaiopoulou and Gikas, 2012). Naopak šestimocný chrom může způsobovat alergické reakce kůže, sliznice apod. (Langard and Costa, 2015).



V případě rostlin, bylo zjištěno, že šestimocný chrom škodlivě působí na vývoj a růst, také na klíčení semen či fotosyntézu. Může také poškozovat membrány chloroplastů aj. (Qin et al., 2015). V půdách se obsah chrómu pohybuje od 5 do 120 mg. kg<sup>-1</sup> (Richter, 2004).

### 3.5.5 Arsen

Arsen je jedním z nejtoxičtějších prvků jak vůči živočichům tak i rostlinám. Patří mezi polokovy a ve sloučeninách se vyskytuje ve formě As<sup>3-</sup>, As<sup>3+</sup> a As<sup>5+</sup>. Přičemž trojmocný arzen a jeho ve vodě nerozpustné sloučeniny jsou obecně toxičtější. Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny (IARC) vyhodnotila arsen jako karcinogen. Rostliny převážnou část arsenu přijmou skrze půdu. Příjem je ovlivněn hlavně půdním pH a obsahem jílovité frakce (Kabata – Pendias, 2011). Na rozdíl od ostatních rizikových prvků se mobilita arsenu zvyšuje při rostoucím pH, což se projevuje hlavně při vápnění půd (Brandstetter et al., 2000). Arsen může u rostlin přerušit funkci fotosyntézy a dýchání, bránit v růstu nebo povzbudit sekundární metabolismus, což má za následek ztrátu výnosů (Islam et al., 2015). Největším zdrojem zamoření arsenem jsou především odsiřovací produkty z kotelen a popílek, které se do půdy dostaly ve formě emisí, nebo byly do půdy aplikovány (Cotton, 1973).

Je velmi důležité sledovat proudy a koncentrace arsenu v prostředí a v půdě. Světová zdravotnická organizace (WHO) uvádí, že nutná dávka pro chronickou otravu vyvolanou arsenem je 1,5 mg/den. Průměrný Evropan však denně přijme zhruba 0,21-0,61 µg/kg, což je hluboko pod limitem. Dlouhodobá expozice však může způsobit otravu arsenem. Následky otravy jsou průjmy, rakovina plic, kůže, jater nebo také kardiovaskulární onemocnění (WHO, 2011). Kvůli toxicitě arsenu stanovuje vyhláška č. 13/1994 Sb. maximální obsah arsenu v půdě na 30 mg/kg.

### 3.5.6 Nikl

Nikl není přímo toxický, ve stopovém množství se jedná o prvek esenciální, avšak ve větším množství může působit nepřímo toxicky. Obsah Ni v půdě se průměrně pohybuje okolo 40 mg. kg<sup>-1</sup> a je výrazně ovlivňován podložními horninami. Například půdy, které mají v podloží serpentinit, mohou obsahovat od 100 až po 7000 mg. kg<sup>-1</sup> niklu. Ni se v půdách vyskytuje v různých formách, které jsou závislé na poměru síranů a fosforečnanů v půdě. Rozpustnost Ni klesá s rostoucím pH (Raclavská a kol., 2008).

Nikl se do organismu dostává vodou, potravou, přes kůži či vdechováním prachu s vysokým obsahem niklu. Otrava niklem se pro člověka může projevovat výskytem astma

až po poškození orgánů a mozku (Bencko et al., 1995). Nikl u rostlin má tendenci se lokalizovat v pletivech (Pulford and Watson, 2003). Otrava niklem se na rostlinách projevuje poruchou výměny plynů, sníženou absorpcí CO<sub>2</sub> či vznikem volných radikálů (Seregin and Kozhevnikova, 2005).

### 3.5.7 Měď

Měď je ušlechtilý kov a patří mezi esenciální prvky pro rostliny i organismy. To znamená, že je nezbytná v menších koncentracích, ale může být toxická v případě nadměrného příjmu. Měď slouží jako kofaktor enzymů, které jsou zapojeny do různých metabolických drah (Alaoui - Sossé et al., 2004). U rostlin je měď přijímána ve formě Cu<sup>2+</sup> a kumuluje se hlavně v kořenovém systému. Ohledně jejího příjmu se zdroje rozcházejí. Vaněk et al., (2002) uvádí, že příjem mědi rostlinou nijak výrazně neovlivňují jiné ionty. Avšak Wang et al., (2012) uvádí, že existuje prokazatelný pozitivní vztah mezi prvky železa a síry s ionty zinku a mědi. Tento prokazatelný vztah se vztahoval na zrno pšenice. Měď patří v půdě k málo mobilním prvkům. Její mobilita se zvyšuje se snižujícím se obsahem humusu a půdním pH (Kabata – Pendias, 2011). Mimo přirozené zdroje se měď do půdy dostává skrze používání hnoje či fungicidů na bázi mědi. Ty se využívají hlavně při ošetřování vinné révy (Komárek et al., 2008).

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). U člověka se nedostatek mědi může projevit poruchami imunity, anémií, či poruchou růstu vlasů a nehtů (Uriu – Adams et Keen, 2005).

Nadbytek mědi u rostlin vede k potlačení enzymové aktivity nebo poškození membrány a většina mědi zůstává uložena v kořenech (Vaněk et al., 2002). U člověka nadbytek mědi může spolu s genetickými dispozicemi způsobit Wilsonovu nemoc. Ta způsobuje, že se měď hromadí v orgánech (Uriu – Adams et Keen, 2005).

Vyhláška č. 13/1994 Sb. stanovuje maximální obsah mědi na 100 mg/kg u těžkých půd a 60 mg/kg u lehkých. Chronickou otravu může způsobit dávka přesahující 10 mg/den. Dávka pro akutní otravu se uvádí mezi 10 až 20 gramy měďnatých solí (Mendez et al., 2004).

### 3.6 Mobilita rizikových prvků v půdě

Příjem rizikových prvků rostlinou je závislý na přístupnosti kovu v půdě a není lineárně závislý na jeho celkovém obsahu (Schwartz et al., 2001). Pohyb prvků v půdě je způsoben difúzí a hmotovým půdním tokem. V blízkosti kořenů se difúzní gradient zvyšuje a urychluje tak příjem prvku. Způsobuje to reakce prvků s exudáty kořenů. Transport prvku z vnějšího roztoku buněčnou stěnou je proces pasivní, kdy jsou ionty transportovány difúzí (Cibulka et al., 1991, Procházka et al., 1998). Hlavní charakteristiky půdy ovlivňující mobilitu a transport prvků jsou redoxní potenciál, kvalita a kvantita organické hmoty, oxidů a jílových minerálů hlavně pak pH, kationtová výměnná kapacita, stupeň provzdušnění a nakonec mikrobiální aktivita (Alloway, 1990, Wenzel et al., 1999, Tlustoš, 1999, Kabata-Pendias a Pendias, 2001). Uvolňování prvků do půdního roztoku může také ovlivnit celkový obsah prvků v půdě a jejich formy či půdní druh (Adriano, 2001). Mobilita prvků v půdě klesá v pořadí  $Cd > Ni > Zn > Cu > Pb$  (Hornburg a Brümmer, 1993).

Hodnota KVK neboli kationtová výměnná kapacita závisí na druhu a množství jílových materiálů na oxidech Fe, Mn, Al a na kvalitě a množství organické hmoty. Byl prokázán vliv KVK půdy na příjem rizikových prvků při aplikaci čistírenských kalů (Tlustoš et al., 2006). Mnozí další autoři zjistili těsnou negativní korelaci mezi akumulací Zn a Cd rostlinami a hodnotou kationtové výměnné kapacity (KVK) testovaných zemin (Sanders et al., 1986).

Mezi nejdůležitější faktory ovlivňující přístupnost a rozpustnost rizikových prvků patří hodnota pH a redoxní potenciál. Vliv pH a redoxního potenciálu na přístupnost rizikových prvků rostlinám je uveden v tabulce č. 5 (Kabata-Pendias a Pendias, 2001). Při stejném celkovém obsahu je koncentrace přístupných podílů většiny rizikových prvků vyšší u lehkých kyselých půd, než v alkalických a neutrálních půdách (Wenzel et al., 1999).

Tabulka č. 5: Vliv půdních podmínek na přístupnost prvků (Kabata-Pendias a Pendias, 2001).

Půdní podmínky	pH	přístupnost	
		nízká	vysoká
oxidační	< 3	Cd, Zn, Co, Cu, Ni	Mn, Hg, V
oxidační	> 5	Cd, Zn	Mo, Se, Sr, Te, V
oxidační (+ Fe)	> 5	žádný	Cd, Zn
redukční	> 5	Se, Mo, As	Cd, Zn, Cu, Mn, Pb, Sr
reduční (+H <sub>2</sub> S)	> 5	žádný	Mn, Sr

Rizikové prvky se lépe vážou na těžkých půdách jak alkalických tak i na neutrálních a mohou pak být pomalu přijímány rostlinami. Lehké půdy jsou naopak dobrým zdrojem snadno dostupných kovů, může na nich však docházet ke ztrátám (Wenzel et al., 1999). Podzoly a kambizemě mívají vyšší podíl mobilní frakce Zn a Pb než černozemě a rendziny (Makovníková, 2000). Obecně platí, že při stejné koncentraci Zn, Pb, Cd, Mn, Co a i dalších prvků v půdě jejich obsah v rostlinných pletivech klesá se vzrůstajícím pH hodnotou (Mahler a Bingham, 1980). Například koncentrace Zn v jílku pěstovaném na hlinitojílovité půdě byla při pH 5,8 téměř třikrát vyšší než při pH 7,2 (Sanders et al., 1986).

Změna pH z 5 na 7 výrazně ovlivňuje obsah přístupného Zn a Cd v půdě. U zinku se jedná o pokles z 50 % na 5 % přístupného množství a u kadmia je pokles ze 75 % na 15 % (Tiller et al., 1984). S rostoucím pH se zvyšuje i sorpce rizikových prvků (Puls et al., 1991). Tlustoš et al., (2006) uvádějí, že mobilní podíl zinku v půdě poklesl o 70 %, kadmia o 50 % a olova o 20 % při změně pH hodnoty u kontaminované zeminy z 5,7 na 7,3. Přístupný obsah Zn v půdě, se zvyšuje při poklesu pH hodnoty pod 5,3 u olova pod 4 a u kadmia se obsah zvyšuje při poklesu pH pod 6,5 (Hornburg and Brümmer, 1993).

Obsah rizikových prvků v rostlině se mění v závislosti na druhu rostliny, rozdíly v příjmech rizikových prvků z půdy do rostliny se může lišit až o několik řádů. Druh rostliny ovlivňuje mechanismy tolerance a fyziologické reakce. Řada autorů se zabývala odvozením schopnosti jednotlivých druhů rostlin akumulovat rizikové prvky, často

současně s odvozením akumulace pro jednotlivé orgány rostlin. Získané výsledky jsou velmi důležité z hlediska krmiv a hygieny potravin, z toho důvodu se většina prací zabývá obsahem rizikových prvků u hlavních zemědělských plodin nebo naopak u rostlin s extrémní schopností akumulace. Ohledně translokace se obecně uvádí, že nejnižší koncentrace rizikových prvků se stanovují v generativních orgánech, mnohem více se stanovuje ve vegetativních orgánech a největší koncentrace se dá stanovit v kořenech rostlin (Sauerbeck, 1991).

### 3.6.1 Mobilita zinku

Zinek hraje v systému rostlina-půda dvojí roli. Je to esenciální prvek a tím pádem je důležitý pro růst a vývoj rostliny, avšak ve vysokých koncentracích působí fytotoxicky. Esencialita prvku spočívá ve specifické biochemické roli, kdy nemůže být tento prvek nahrazen žádným jiným, aniž by došlo k narušení metabolismu nebo k narušení růstu (Kabata-Pendias and Pendias, 2001). Vyšší obsah zinku v půdě může mít nepříznivý vliv na příjem Cu, Mn a Fe a může způsobit deficit vyjmenovaných mikroprvků v rostlinách (Olsen, 1972, Imtiaz et al., 2003). Rostliny jsou schopny přijímat zinek ve formě  $Zn^{2+}$  nebo v hydratovaných formách či jako cheláty.

Občas se uvádí již koncentrace zinku mezi 200 – 300 mg.  $kg^{-1}$  sušiny jako toxická (Smith 1996). Zinek se v rostlinách účastní fyziologických pochodů jako funkční, regulační či strukturální faktor mnoha enzymů. Často bývá zinek v rostlinách přímým komponentem metaloenzymů. Mezi nejdůležitější se řadí DNA a RNA polymerázy, aldoláza, dehydrogenáza, isomeráza atd. Kvůli těmto funkcím se zinek zapojuje do metabolismu bílkovin. Zinek se dále podílí na tvorbě chloroplastů nebo při syntéze tryptofanu, neboli růstového hormonu (Alloway, 1990). Stabilizuje buněčné sloučeniny díky tomu, že ovlivňuje permeabilitu membrán. Také stimuluje resistenci rostlin ať už proti houbovým či bakteriálním chorobám tak také proti horku a suchu (Kabata-Pendias and Pendias, 2001). Fosfor, konkrétně vysoká koncentrace jeho mobilní fáze v půdě může omezovat příjem zinku rostlinami (Alloway, 1990, Kabata-Pendias and Pendias, 2001).

Přesun zinku z půdy do rostliny je hlavně dán vztahem mezi obsahem přijatelné formy zinku a potřebou rostliny, je však poměrně malý. U půd chudých na obsah zinku byl zaznamenán vyšší faktor přesunu zinku do rostlin. U některých rostlin byla zdokumentována tendence hyperakumulovat zinek.

Zinek a ostatní rizikové prvky do rostliny pronikají přes kořenový systém. Konkrétně přes epidermis a přes kortex symplastem nebo apoplastem do xylemu. Část

z prvků je rovnou poutána na buněčnou stěnu, část je přímo transportována mezibuněčnými prostory a část buněčnou stěnu prochází a je dále transportována do buněk. Typ pronikajícího prvku a genotyp rostliny jsou hlavními faktory ovlivňující transport prvku (Němeček, 2002).

Podle některých studií může být tolerance rostlin k jednotlivým rizikovým prvkům ovlivňována koncentrací organických kyselin v půdě. Například vyšší koncentrace kyseliny jablečné koreluje s tolerancí k zinku, k olovu a mědi však nikoliv. Obsah kyseliny šťavelové je vysoce korelován s rezistencí rostlin k rizikovým prvkům (Mckenna et al., 1992). U kyseliny citronové a šťavelové nebyla zjištěna korelace s tolerancí vůči zinku (Rause, 1999.)

## **3.7 Legislativa**

### **3.7.1 Legislativa v EU**

Rada Evropské unie již vydala mnoho směrnic v oboru kalového hospodářství. Kalů se hlavně týká především Směrnic Rady 1999/31/ES o skládkách odpadů. Tato směrnice definuje především omezené množství biodegradabilních odpadů včetně kalů, které je možné ukládat na skládku. Důležitá je i směrnice 91/271/EHS o komunálních odpadních vodách, změněná směrnicí 98/15/ES, platná od roku 2005. Tato směrnice udává přísnější limity pro kvalitu odpadní vody. Hlavně ale udává, že kal vzniklý při čištění odpadní vody by měl být použit znovu, pokud je to možné (Fytili et Zabaniotou, 2008). Směrnice 86/278/EHS o ochraně životního prostředí a hlavně půdy při využívání kalů z čistíren odpadních vod. V platném znění tato směrnice podporuje využívání čistírenských kalů v zemědělství a stanovuje podmínky pro jejich využití. Využívání kalů je regulováno tak aby se zabránilo potenciálnímu škodlivému účinku, ať už na člověka, půdu, rostliny či zvířata. Také zakazuje používání neupraveného kalu na půdu, výjimku však tvoří postup kdy, je neupravený kal vstřikován do půdy.

### **3.7.2 Legislativa v ČR**

Povinnostmi při nakládání s čistírenskými kaly se zabývají legislativní předpisy ČR na různých úrovních.

Zákon o odpadech č. 185/2001 Sb. Kaly z čistíren odpadních vod se konkrétně zabývá Část čtvrtá, Hlava II, Díl 4. § 33, který stanovuje povinnosti při používání čistírenských kalů.

Vyhláška č. 381/2001 Sb., kterou se stanoví Katalog odpadů, Seznam nebezpečných odpadů a seznamy odpadů a států pro účely vývozu, dovozu a tranzitu odpadů a postup při udělování souhlasu k vývozu, dovozu a tranzitu odpadů (Katalog odpadů). Čistírenský kal patří do skupiny 19, což jsou Odpady ze zařízení na zpracování, ale i využívání a odstraňování odpadu, z čistíren odpadních vod. Čištění těchto vod mimo místo jejich vzniku a výrobu vody pro spotřebu lidí a vodu pro průmyslové účely, patří do podskupiny 19 08 Odpady z čistíren odpadních vod jinde neuvedené.

Vyhláška Ministerstva životního prostředí č. 437/2016 Sb. o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě. Vyhláška předepisuje mezní hodnoty koncentrací vybraných rizikových látek, které nesmějí být překročeny, pokud se má na tuto půdu aplikovat kal. Pro aplikovaný kal jsou zde rovněž uvedeny mezní hodnoty koncentrací rizikových látek. Teprve při splnění obou těchto podmínek je možno v předepsaných časových intervalech kal na půdu aplikovat (Stupavský, 2008, Matějů, Zimová, 2008, Zimová, 2003). Pokud kal nevyhoví požadavkům pro jeho aplikaci v zemědělství, nezbyvá, než se na něj dívat jako na odpad a po provedení testů vyluhovatelnosti jej jako skutečný odpad odstranit (Matějů, Zimová, 2008, Vostoupal and Gjurrov., 2009, Zimová, 2003.).

Vyhláška MŽP č. 294/2005 Sb. o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využití na povrchu terénu (Lyčková et al., 2008).

Vznik kalů je kromě legislativy odpadového hospodářství ošetřen i právními předpisy vodního hospodářství.

Zákon č. 254/2001 Sb. o vodách ve znění pozdějších předpisů, který definuje manipulační a provozní řád úpraven vod, zejména pak čističek odpadních vod. Popisuje také kvantitativní a kvalitativní parametry kalů vznikajících v úpravách. Definuje nakládání se vzniklými kaly a celkově určuje legální provoz úpraven vody (Lyčková et al., 2008).

Vyhláška MŽP č. 437/2016 Sb., která určuje podmínky aplikací kalů s obsahem rizikových látek do zemědělské půdy. Hlavními škodlivými látkami obsaženými v kalech jsou těžké kovy, rizikové organické látky a patogenní organismy. Kvůli obsahu patogenních mikroorganismů je surový kal dle zákona o odpadech označen za nebezpečný odpad. Proto je nutné aplikovat technologie na jeho úpravu. Většinou se tyto technologie nachází v čistírnách odpadních vod přímo při zpracování kalu. Ze surového kalu se stává po úpravě stabilizovaný materiál, vhodný k dalšímu použití. Hlavní použití je díky

vysokým hodnotám živin v zemědělství. Ať už přímo nebo po předchozích úpravách, jako je například kompostování (Dohányos, 2006).

Vyhláška č. 437/2016 Sb., která udává limitní hodnoty rizikových látek pro využitelnost kalů jako hnojiva. Dále stanovuje mezní koncentrace pro halogenované organické sloučeniny (AOX) a polychlorované bifenyly (PCB), kam patří například polychlorované dibenzodioxiny či polychlorované dibenzofurany. Ostatní organické látky zatím nejsou monitorovány. Příkladem jsou nonylfenoly, nemonitorují se z důvodů velkých provozních nákladů na jejich zjištění a také proto, že jich v kalech je obsaženo jen malé množství. Do kalů se mohou dostat například z detergentů, u člověka negativně ovlivňují ledviny, játra a reprodukční systém, u kterého vykazují estrogení aktivitu (Michalová, 2010). Také obsahuje postupy při odběru vzorků půdy a kalů a různé druhy metod při analýzách půdy a kalů také obsah programu použití kalů na zemědělskou půdu.

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. Tato vyhláška upravuje podrobnosti o nakládání s biologicky rozložitelnými odpady (dále jen „bioodpady“). V příloze č. 1 vyhlášky v seznamu využitelných bioodpadů jsou pod číslem z Katalogu odpadů 19 08 05 uvedeny Kaly z čištění komunálních odpadních vod. Tato příloha uvádí také požadavky na kvalitu odpadů, které vstupují do technologie materiálového využití bioodpadů. V závislosti na druhu a množství zpracovávaných bioodpadů pro zařízení s vyšší kapacitou či pro malá zařízení jsou vyhláškou stanoveny technické požadavky na vybavení a provoz zařízení k využívání bioodpadů. Dle využívané technologie se zařízení na biologické zpracování bioodpadu dělí na bioplynové stanice a další zařízení s anaerobním procesem zpracování bioodpadů, kompostárny a další zařízení s aerobním procesem zpracování bioodpadů. Technologické požadavky na jednotlivé způsoby biologického zpracování bioodpadů podle odstavce 2 jsou uvedeny v příloze č. 2. 11

Zákon č. 156/1998 Sb., o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd (zákon o hnojivech). Zákon o odpadech a zákon o ochraně zemědělského půdního fondu určuje zemědělským podnikatelům jakým způsobem používat hnojiva, upravené kaly, pomocné látky a sedimenty. Hnojivy, pomocnými látkami a upravenými kaly nesmějí být při jejich používání vnášeny do půdy rizikové prvky nebo rizikové látky v množství, které pro hnojiva a pomocné látky stanoví ministerstvo vyhláškou a pro upravené kaly stanoví



zvláštní právní předpis. Zákon č. 86/2002 Sb., o ochraně ovzduší a o změně některých dalších zákonů Spalování kalů se musí řídit podmínkami stanovenými tímto právním předpisem.

## 4 Metodika

### 4.1 Dlouhodobé stacionární pokusy KAVR – ČZU v Praze

Obsah a odběr zinku byl sledován ve sklízených produktech pěstovaných plodin, plodiny byly pěstovány na dlouhodobých polních pokusech katedry agroenvironmentální chemie a výživy rostlin s aplikací čistírenských kalů. V rámci pokusu jsou střídány tři plodiny ve sledu: brambory, ozimá pšenice, jarní ječmen. Dlouhodobé stacionární pokusy s rotací plodin na sledování obsahů zinku ve sklízených produktech byly založeny na podzim v roce 1996. Byly založeny na pěti stanovištích ČR s rozdílnými půdně-klimatickými podmínkami. Mezi tyto stanoviště patří Červený Újezd, Humpolec, Hněvčeves, Lukavec u Pacova a Praha–Suchdol.

V diplomové práci byly vybrány lokality Praha – Suchdol a Lukavec, kde byly porovnávány různé druhy hnojení na pšenici ozimé (*Triticum aestivum*) a ječmenu jarním (*Hordeum vulgare conv. distichon var. nici*). Sledován byl obsah zinku v jednotlivých rostlinách a jejich částech (zrno, sláma). Rovněž byla hodnocena celková bilance, která popisuje množství aplikovaného Zn v různých formách hnojení a jeho odběr plodinami za tříleté období. Mezi druhy hnojení patří nehnojená kontrolní varianta (kontrola), varianta čistírenského kalu (Kal 1), trojnásobná dávka čistírenského kalu (Kal 3), hnůj a NPK. Pro potřeby pokusu jsou používány kaly z ČOV Praha – Troja. Díky krátké rotaci plodin je možné hodnotit dlouhodobé ale i krátkodobé změny sledovaných parametrů. Pokus je blokově organizovaný tak, aby všechny plodiny byly pěstovány v každém roce (3 bloky). Z důvodu aplikace organických hnojiv, zpracování půdy a sklizní však pokusy nemají randomizaci. Opakování jsou zajišťována v rámci varianty/bloku. Velikost pokusné parcely je na stanovišti Lukavec 60 m<sup>2</sup> a na stanovišti Suchdol 60,5 m<sup>2</sup>. Podrobnou charakteristiku pokusných stanovišť ukazuje tabulka č. 6.

Dlouhodobé stacionární pokusy s rotací plodin na sledování obsahů zinku ve sklízených produktech (pšenice, ječmen) byly založeny na podzim v roce 1996. Byly založeny na pěti stanovištích ČR s rozdílnými půdně-klimatickými podmínkami. Mezi tyto stanoviště patří Červený Újezd, Humpolec, Hněvčeves, Lukavec u Pacova a Praha–Suchdol.

Tabulka č. 6: Charakteristika pokusných stanovišť

<b>Stanoviště</b>	<b>Lukavec</b>	<b>Suchdol</b>
<b>Lokalizace</b>	49°33'23"N, 14°58'39"E	50°7'40"N, 14°22'33"E
<b>Nadmořská výška (m n. m.)</b>	610	286
<b>Průměrná roční teplota (°C)</b>	7,7	9,1
<b>Průměrné roční srážky (mm)</b>	666	495
<b>Půdní typ</b>	Kambizem	Černozem
<b>Půdní subtyp</b>	oglejená	modální
<b>Půdní druh</b>	hlinito-písčítá	hlinito-písčítá
<b>pH (CaCl<sub>2</sub>)</b>	4,3	7,5
<b>Cox (%)</b>	1,7	2,6
<b>KVK (mmol(+).kg<sup>-1</sup>)</b>	128	230
<b>P*(mg.kg<sup>-1</sup>)</b>	124	91
<b>K*(mg.kg<sup>-1</sup>)</b>	213	230
<b>Mg*(mg.kg<sup>-1</sup>)</b>	80	240
<b>Ca*(mg.kg<sup>-1</sup>)</b>	1100	9000
<b>Objemová hmotnost (g.cm<sup>3</sup>)</b>	1,27	1,43
<b>Pórovitost celková (% obj.)</b>	52,02	46,14

Hnojení pokusu je postaveno na aplikaci shodné dávky dusíku (330 kg/ha) za tří letou rotaci na všech variantách, mimo kontrolu a kal 3.

Organické hnojení, mezi které patří chlévský hnůj, čistírenské kaly a sláma je aplikováno na podzim vždy pouze pod brambory (kukuřici). Pro potřeby pokusu jsou na všechna stanoviště používány kaly ze stejné ČOV, hnůj a sláma z jednotlivých pokusných stanic.

Fosforečná a draselná minerální hnojiva jsou aplikována ke všem plodinám na podzim. Minerální dusíkatá hnojiva jsou aplikována u brambor a ječmene před založením porostu, na bloku pšenice je dávka dusíku rozdělena na dvě poloviny. První je aplikována jako regenerační přihnojení, druhá jako produkční přihnojení. Dávky živin v aplikovaných hnojivech jsou uvedeny v tabulce č. 7.

Tabulka č. 7: Dávky živin aplikovaných hnojiv v tříletém cyklu

Varianta	brambory			pšenice			ječmen		
	N	P	K	N	P	K	N	P	K
<b>Kontrola</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Kal 1</b>	330 <sup>1)</sup>	201 <sup>2)</sup>	55 <sup>2)</sup>	0	0	0	0	0	0
<b>Kal 3</b>	990 <sup>1)</sup>	603 <sup>2)</sup>	165 <sup>2)</sup>	0	0	0	0	0	0
<b>Hnůj</b>	330 <sup>1)</sup>	118 <sup>2)</sup>	374 <sup>2)</sup>	0	0	0	0	0	0
<b>NPK<sup>3)</sup></b>	120	30	100	140	30	100	70	30	100

1) celkový dusík v organických hnojivech

2) průměrná dávka podle obsahu živin v hnojivech

3) Minerální hnojiva: N – LAV (27 %N) P – trojitý superfosfát (21 %P) K – draselná sůl (50 % K)

## 4.2 Laboratorní část

Vzorky z lokalit byly nejdříve odebrány při sklizni pšenice ozimé a ječmene jarního. Následně byly nasušeny a poté homogenizovány. Stanovení zinku bylo provedeno rozkladem na suché cestě. Vzorky byly naváženy do křemenných kádinek s vyrytými čísly. Z čehož každý desátý vzorek byl slepý. Navážka vzorku byla cca 0,4 g. Vzorky byly poté přeneseny do spalovny, kde byly přikryty sklíčky a zuhelnatěny na topné desce. Teplota byla nastavena na 160 °C a každou následující hodinu byla zvýšena. Po hodině na 220 °C, po další hodině na 280 °C a po další hodině na 350 °C. Poté se kádinky, již bez sklíček vložily do muflových pecí. Vzorky se v pecích nechaly zpopelnit za 16 hodin při teplotě 500 °C. Pro podporu rozkladu byl do vzorků přidán 1ml 1,5% HNO<sub>3</sub> a nechaly se po dobu jedné hodiny odpařovat na plotýnce při teplotě 120 °C. Poté byly vzorky dovypáleny po dobu 1 hodiny v muflové peci při 500 °C. Vzorky poté bylo nutno převést do roztoku. K mineralizátu se přidával roztok 1,5% HNO<sub>3</sub> a pomocí ultrazvuku byla odstraněna usazenina na dně. Poté se vzorky kvantitativně převedly do roztoku doplněním HNO<sub>3</sub> do zkumavek. Stanovení obsahu Zn v analytu bylo provedeno optickou emisní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem (ICP – OES). Po přepočtu jsou výsledky obsahu zinku vyjadřovány v mg Zn/kg sušiny (ppm).

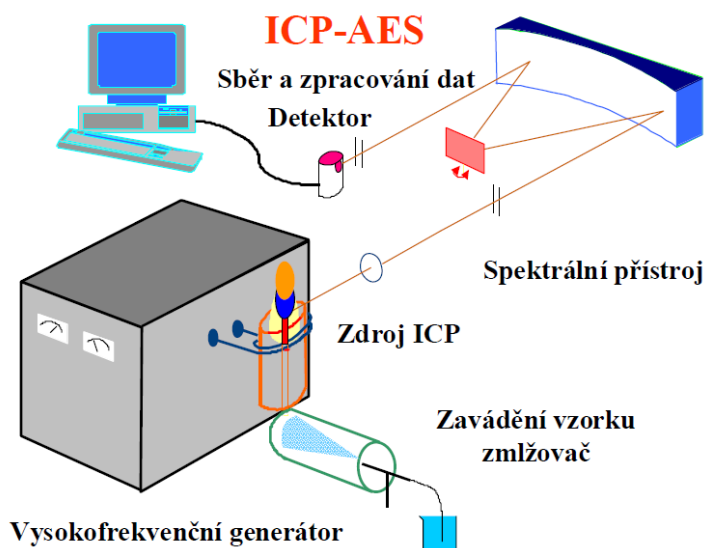
#### 4.2.1 Optická emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem

Jedná se o stopovou analytickou metodu sloužící ke stanovení obsahu stopových i významných koncentrací jednotlivých prvků v analyzovaném vzorku. Tato technika umožňuje analyzovat téměř všechny prvky periodické tabulky, které je možno převést do roztoku citlivostí od jednotek ppb po stovky ppm. V posledních přibližně 30 letech se stala masově používanou analytickou technikou a ve světě pracují v současné době tisíce těchto spektrometrů. Roztok analytického vzorku je zmlžen a vzniklá mlha je proudem argonu vedena do hořáku, ve kterém je za pomoci střídavého vysokofrekvenčního magnetického pole udržováno argonové plazma o teplotě 6 000 – 10 000 K.

Za takových podmínek se rozpouštědlo okamžitě odpaří a zanikají chemické vazby v molekulách přítomných sloučenin. Energie v plazmatu je dostatečná k tomu, aby došlo k excitaci elektronů přítomných atomů do vyšších energetických hladin. Protože excitovaný stav atomu je nestabilní, vrací se vybuzené elektrony zpět na své původní energetické hladiny a přitom emitují světlo o přesně definované vlnové délce, určené energetickým rozdílem obou hladin. Obvyklý rozsah vlnových délek spektrometru je 160 až 770 nm, současný trend je 120 – 770 nm. Emitované světlo je poté vedeno na velmi výkonný monochromátor, který rozdělí zachycené světelné záření podle jeho vlnových délek a fotony tohoto rozděleného světla dopadají na citlivý detektor, který převede intenzitu dopadajícího záření na elektrický signál. Intenzita signálu, odpovídající charakteristické vlnové délce světla vznikajícího přechodem energetických stavů analyzovaného prvku pak odpovídá množství prvku, přítomného v analyzovaném roztoku.

Vlnová délka používána pro zinek je 213,856 nm. Schéma optické emisní spektrometrie je znázorněno na obrázku č. 1.

Obr. 1 Schéma ICP – OES spektrometru



### 4.3 Statistické vyhodnocení výsledků

Všechny výsledky jsou zpracovány pomocí programu Excel a Statistica v. 12. V programu Statistica byla použita jednosměrná ANOVA a Tukeyho test na hladině významnosti 95%. Jednotlivé výsledky ze statistiky jsou uvedeny v příloze.

## 5 Výsledky

### 5.1 Obsah zinku v plodinách

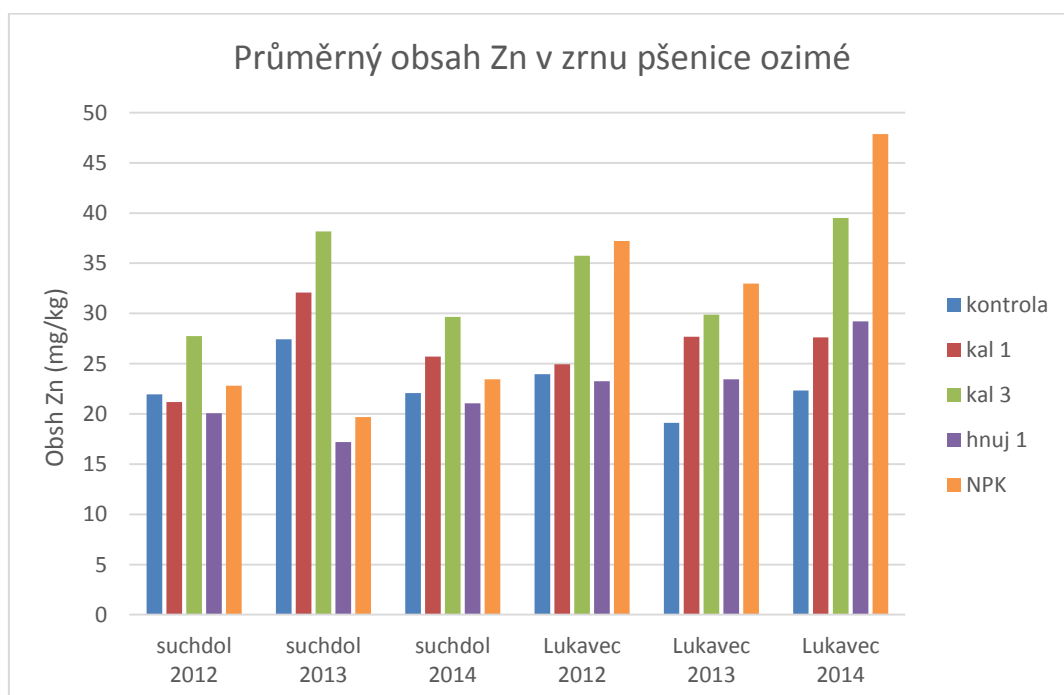
Výsledky jsou prezentovány formou grafů a tabulek. Jednotlivé výsledky ze statistiky jsou uvedeny v příloze. Odběr a obsah Zn u sledovaných plodin byl ovlivněn jak použitým způsobem hnojení, tak i různým půdním složením. Různé klimatické podmínky v daných oblastech, fyzikální vlastnosti a zrnitostní složení jsou uvedeny v tabulce č. 6. S rozdílným vlivem půdně-klimatických podmínek lze také pozorovat odlišnou intenzitu působení hnojiv na odběr zinku u plodin na daných stanovištích. Uvedené průměrné hodnoty v textu jsou průměry obsahu či odběru zinku na určité variantě v průběhu zkoumaných let.

### 5.1.1 Obsah zinku v pšenici ozimé

#### 5.1.1.1 Průměrný obsah zinku v zrně pšenice

V níže uvedeném grafu č. 1 je znázorněn průměrný obsah zinku v zrně pšenice ozimé v průběhu let 2012 – 2014 na obou sledovaných lokalitách. Obsahy zinku v zrně pšenice se pohybovaly v rozmezí 17 mg/kg až 48 mg/kg. Z grafu je patrné, že na variantě hnůj na lokalitě Praha Suchdol má pšenice v zrně nejmenší obsah zinku. Naopak největší obsah zinku v zrně je u varianty kal 3. Průměrný obsah zinku na této variantě je 31,8 mg/kg. U varianty kal 1 je průměr 26,3 mg/kg. Na lokalitách byl mezi variantami hnůj a kal 3 prokázán statisticky významný rozdíl. Na lokalitě Lukavec byl prokázán statisticky významný rozdíl mezi variantami kontrola, kal 1 a kal 3. Kal 1 byl na této lokalitě také statisticky rozdílný od kalu 3 a od varianty NPK. U lokality Lukavec je patrné, že varianta kontrola má nejnižší obsah zinku v zrně pšenice ozimé. Výrazně rozdílný od lokality Praha – Suchdol je však obsah zinku na variantě NPK. Na variantě Praha – Suchdol je průměrný obsah zinku u variantě NPK 21,9 mg/kg, ale na lokalitě Lukavec je 39,3 mg/kg. Výrazně vyšší obsah zinku v zrně než na lokalitě Praha – Suchdol je také u varianty hnůj. Obsah zinku v zrně na lokalitě Lukavec je 25,3 mg/kg a Suchdol 19,4 mg/kg.

Graf č. 1 : Průměrný obsah zinku v zrně pšenice ozimé v mg/kg v průběhu let 2012 – 2014

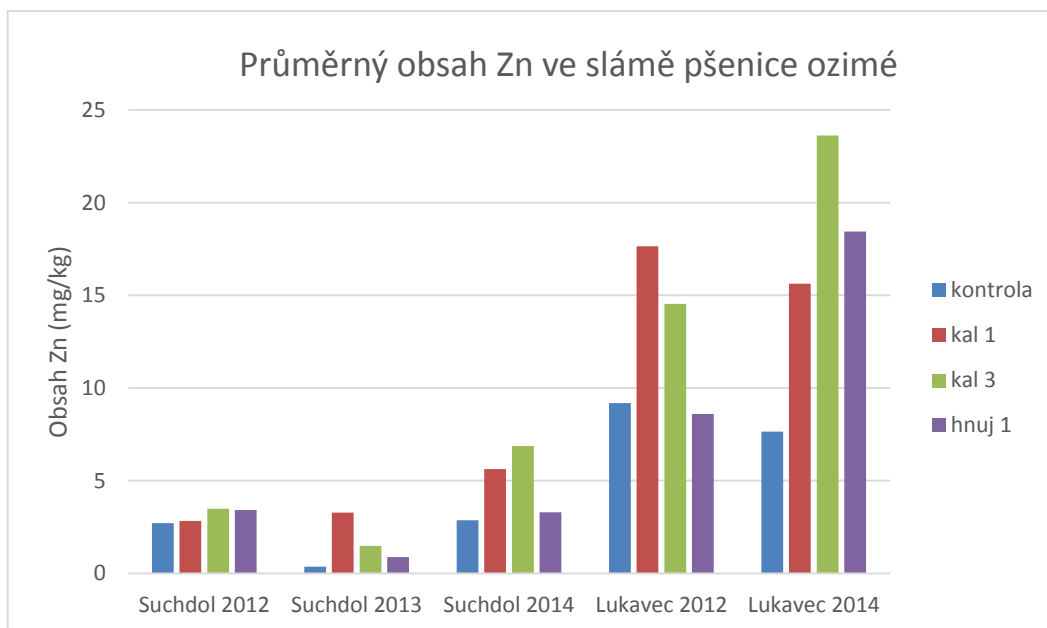




### 5.1.1.2 Průměrný obsah zinku ve slámě pšenice ozimé

V níže uvedeném grafu č. 2 je znázorněn průměrný obsah zinku ve slámě pšenice ozimé v průběhu let 2012 – 2014 na obou zkoumaných lokalitách. Průměrný obsah zinku se u slámy pohybuje v rozmezí od 0,3 mg/kg po 23 mg/kg. U vzorků slámy není uvedena varianta NPK z důvodu vysokých hodnot. Tato varianta dosahovala na Lukavci v roce 2014 až 61,1 mg/kg. Ze statistického hodnocení vychází, že varianta kontrola je statisticky rozdílná od varianty kal 1 pouze na lokalitě Lukavec. Z grafu je patrné, že na variantě kontrola má pšenice ve slámě nejmenší obsah zinku. Průměrný obsah na variantě hnůj byl 2,5 mg/kg. Obsahy zinku na variantě hnůj byly v roce 2013 pouze 0,9 mg/kg, nejvíce dosahovali v roce 2012 a to 3,2 g/mg. Naopak největší obsah zinku ve slámě je na variantě kal 3. V roce 2012 však na obou lokalitách byl nejvyšší obsah zinku ve slámě na variantě kal 1. Obsah zinku na této variantě na lokalitě Praha - Suchdol je 3,2 mg/kg . U varianty kal 3 je průměr 3,9 mg/kg . U lokality Lukavec nejsou bohužel z technických důvodů uvedené data pro rok 2013. Hodnoty jsou oproti lokalitě Praha – Suchdol celkově vyšší. Výrazně rozdílný je obsah zinku u varianty hnůj, kal 1 a kal 3. Obsah zinku na variantě hnůj je na této lokalitě 13,5 mg/kg, na variantě kal 1 je 16,6 mg/kg a na variantě kal 3 je 19,1 mg/kg.

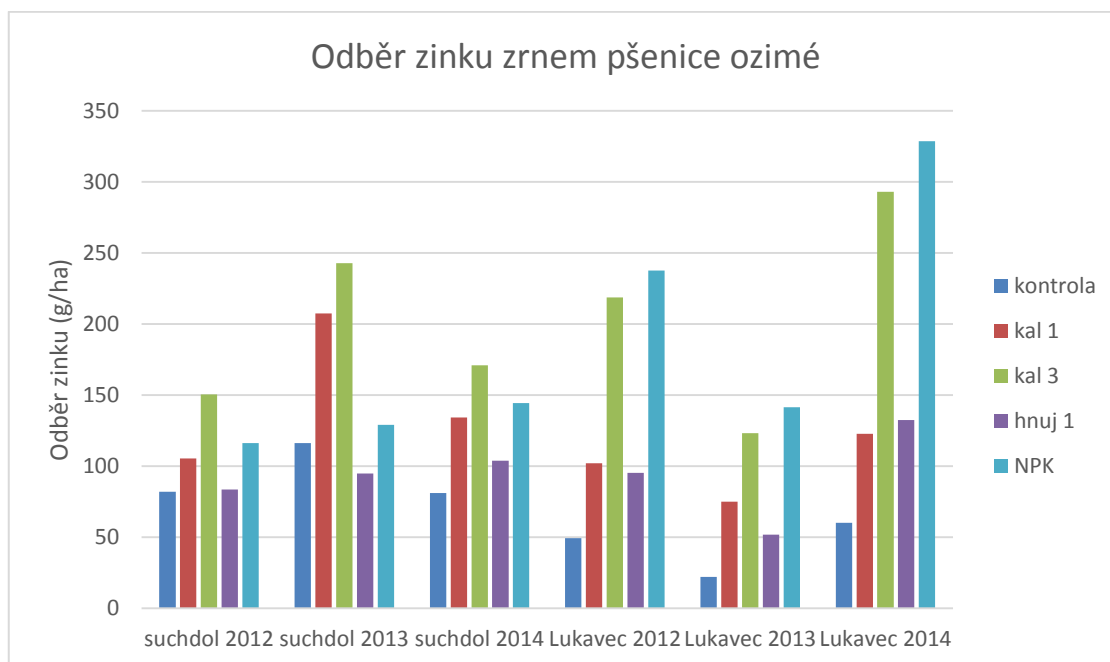
Graf č. 2 : Průměrný obsah zinku ve slámě pšenice ozimé v mg/kg v průběhu let 2012 – 2014.



### 5.1.1.3 Odběr zinku zrnem pšenice ozimé

Odběr zinku zrnem pšenice ozimé v průběhu let 2012 – 2014 na obou zkoumaných lokalitách je znázorněn v grafu č. 3. Z grafu je patrné, že varianta kontrola má nejnižší odběr ze všech variant na obou lokalitách. Rozptyly hodnot se u odběru zinku v zrně pšenice pohybují od 23 g/ha po 280 g/ha. Průměrný odběr zinku na variantě kontrola je na lokalitě Praha Suchdol 93 g/ha a na lokalitě Lukavec 43,8 g/ha. Ze statistického hodnocení vychází, že varianta kontrola je statisticky rozdílná od varianty kal 3 a na Lukavci i od varianty kal 1. Největší odběr zinku má pak na lokalitě Praha – Suchdol varianta kal 3 na lokalitě Lukavec však varianta NPK. Odběr zinku na variantě kal 3 je na Lukavci 211,5 g/ha a na Suchdole 188 g/ha. Průměrný odběr zinku na variantě NPK je na Lukavci 235,9 g/ha a na Suchdole pouze 129,8 g/ha. U varianty kal 1 je odběr zinku na Suchdole 148,9 g/ha a na Lukavci 99,9 g/ha. Na Lukavci byl mezi variantami kal 1 a kal 3 prokázán statisticky významný rozdíl v odběru zinku. Na Suchdole byly statisticky rozdílné varianty kal 3 a hnůj. Lokality mezi sebou se ve variantách statisticky neliší. Varianta hnůj se na rozdílných lokalitách neliší, na lokalitě Lukavec je odběr zinku 93,1 g/ha a na Suchdole 94 g/ha.

Graf č. 3 : Odběr zinku zrnem pšenice ozimé v g/ha v průběhu let 2012 – 2014.

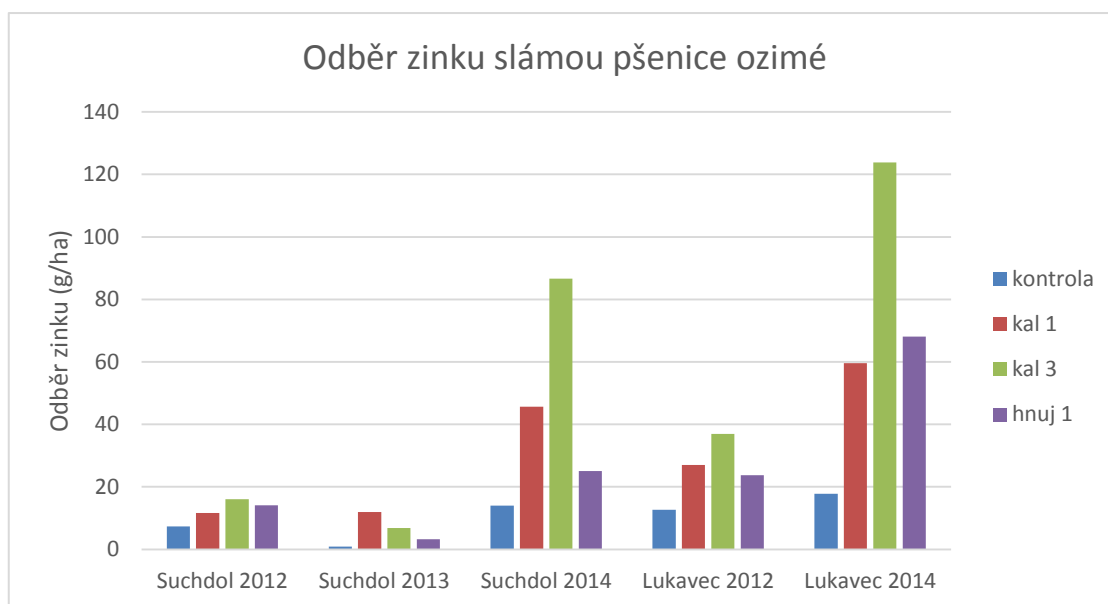


#### 5.1.1.4 Odběr zinku slámou pšenice ozimé

Odběr zinku slámou pšenice ozimé v průběhu let 2012 – 2014 na obou zkoumaných lokalitách je znázorněn v grafu č. 4. Odběr zinku se u slámy pohybuje od 1 g/ha po 125 g/ha. U vzorků slámy není uvedena varianta NPK z důvodu vysokých hodnot. Tato varianta dosahovala na Lukavci v roce 2014 až 440,72 g/ha. U lokality Lukavec nejsou bohužel uvedena data pro rok 2013, vzorky jsou z technických důvodů nedostupné. Z grafu je patrné, že varianta kontrola má nejnižší odběr ze všech variant na obou lokalitách. Průměrný odběr zinku je na lokalitě Praha Suchdol 7,4 g/ha a na Lokalitě Lukavec 15,3 g/ha. Ze statistického hodnocení vychází, že varianty mezi sebou nejsou statisticky rozdílné. Největší odběr zinku má pak varianta kal 3. Průměrný odběr zinku na variantě kal 3 je na Lukavci 80,4 g/ha a na Suchdole 36,5 g/ha. U varianty Kal 3 je výrazně vyšší odběr v roce 2014 než ve zbylých letech. U varianty kal 1 je odběr zinku na Suchdole 23,1 g/ha a na Lukavci 43,3 g/ha. Varianta hnůj se výrazně liší mezi lokalitami, na lokalitě Lukavec je odběr zinku 45,9 g/ha a na Suchdole 14,1 g/ha. Sláma pšenice ozimé má výrazně nižší hodnoty jak v odběru zinku, tak i v jeho obsahu na lokalitě Suchdol v roce 2013. i když výnosy z tohoto roku nebyly statisticky rozdílné od ostatních let. U zrna na lokalitě Suchdol 2013 byly naopak obsahy i odběry zinku nejvyšší z ostatních zkoumaných let.

Graf č. 4 : Odběr zinku ve slámě pšenice ozimé v g/ha v průběhu let 2012 – 2014.

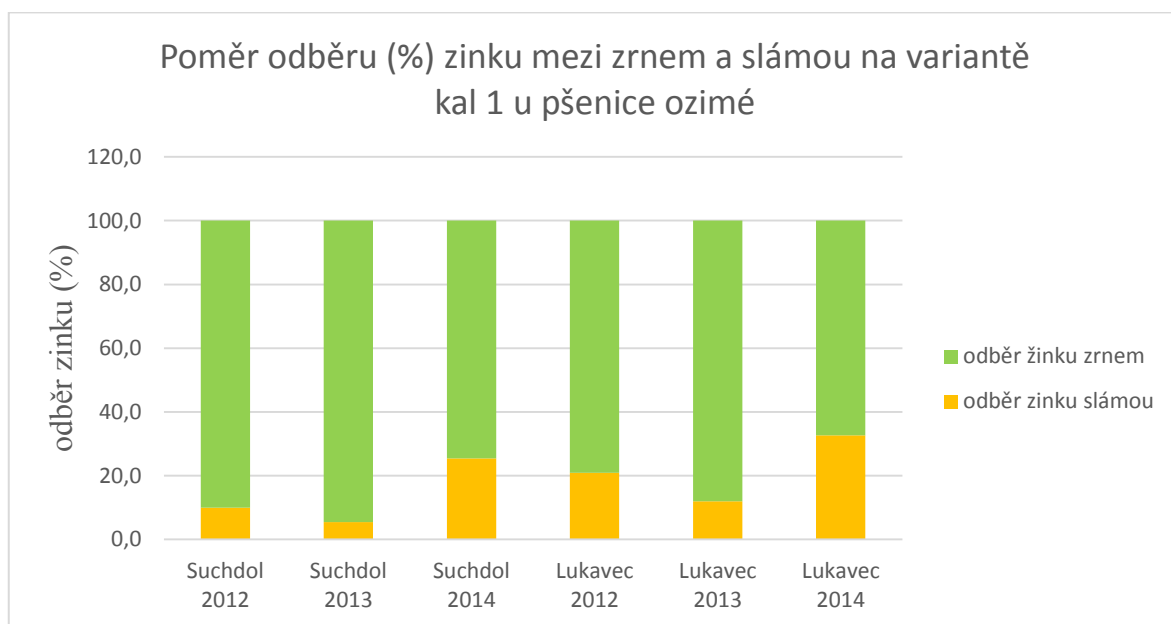
Graf č. 4 : Odběr zinku slámou pšenice ozimé v g/ha v průběhu let 2012 – 2014.



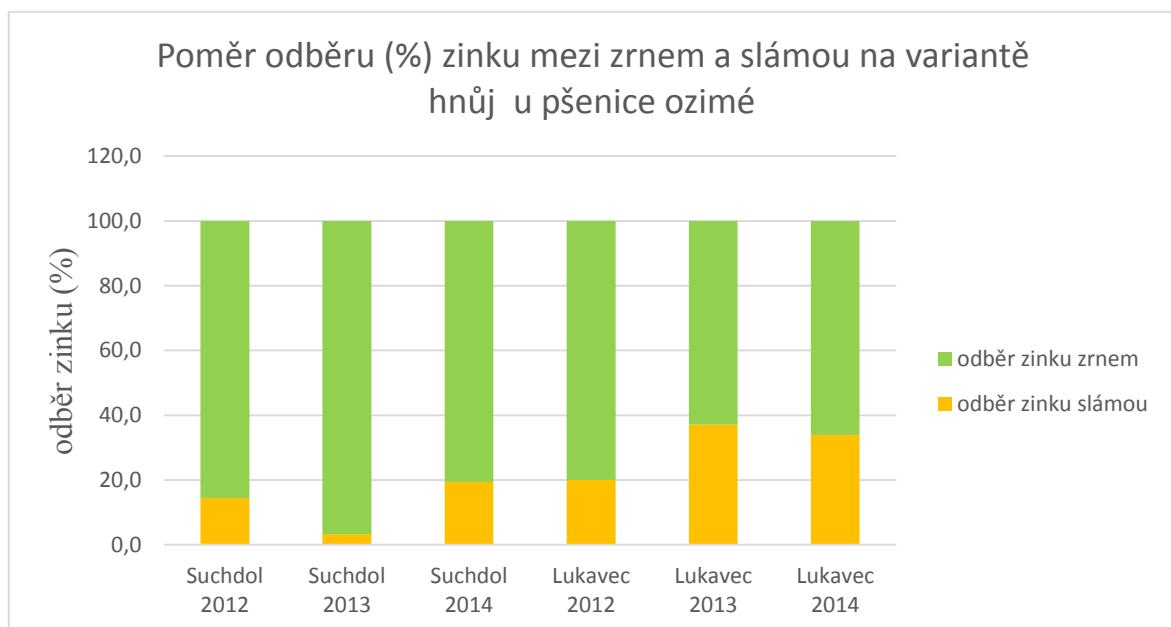
#### 5.1.1.5 Poměr odběru zinku u pšenice ozimé mezi zrnem a slámou

V grafu č. 5 a v grafu č. 6 jsou uvedené poměry mezi odběrem zinku slámou a zrnem u pšenice ozimé na variantách hnůj a kal 1 na obou zkoumaných lokalitách. Z výsledků je patrné, že sláma zaujímá pouze malou část celkového odběru zinku plodinami. Na lokalitě Suchdol se na variantě hnůj pohybuje odběr slámou od 3,3% po 19,4 % z celkového odběru zinku. Na variantě kal 1 na stejné lokalitě se odběr zinku slámou pohybuje okolo 5,5 % po 25,4%. Mezi lokalitami byl u pšenice ozimé prokázán statisticky významný rozdíl v odběru zinku slámou. Na lokalitě Lukavec se na variantě hnůj pohybuje odběr zinku slámou od 20% po 37 %. Pro rok 2013 kvůli technickým problémům byly pro odběr zinku slámou použity průměrné hodnoty z ostatních let. Na variantě kal 1 se odběr slámou pohybuje v rozmezí od 12% po 32%.

Graf č. 5 : Poměr odběru zinku u pšenice ozimé mezi zrnem a slámou na variantě kal 1 v % v průběhu let 2012 – 2014



Graf č. 6 : Poměr odběru zinku u pšenice ozimé mezi zrnem a slámou na variantě hnůj v % v průběhu let 2012 – 2014

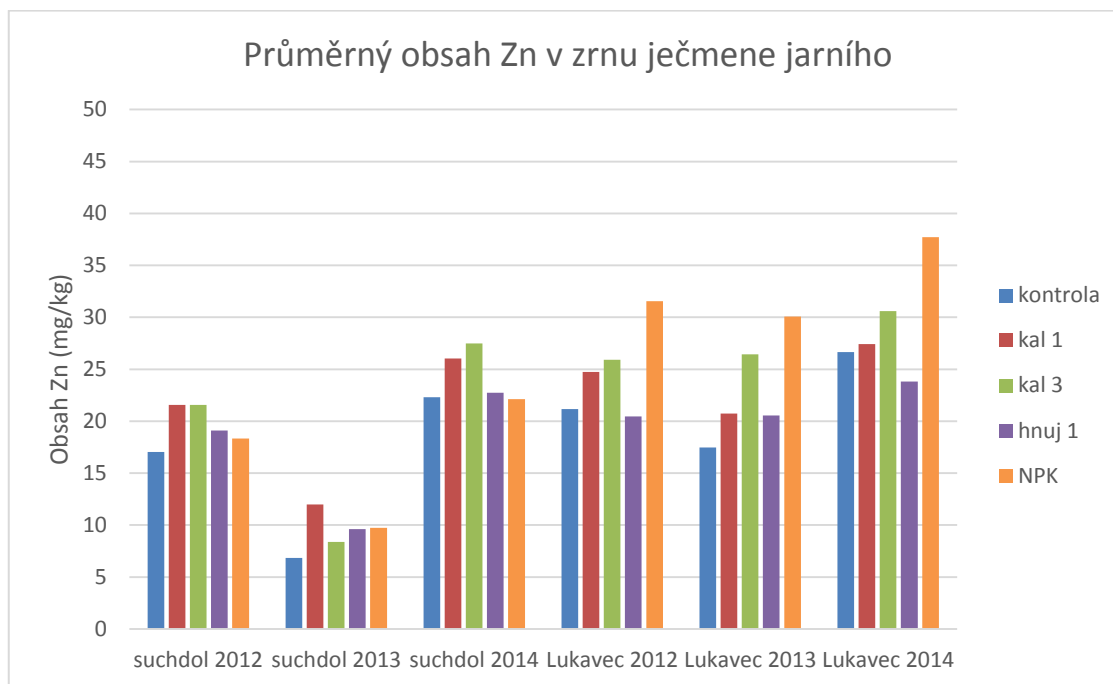


## 5.1.2 Obsah zinku v ječmenu jarním

### 5.1.2.1 Průměrný obsah zinku v zrně ječmene jarního

V níže uvedeném grafu č. 7 je znázorněn průměrný obsah zinku v zrně ječmene jarního v průběhu let 2012 – 2014 na obou zkoumaných lokalitách. Rozptyl obsahů zinku v zrně se pohyboval od 7 mg/kg po 37 mg/kg. Ze statistického hodnocení vychází, že varianta kontrola není statisticky rozdílná od ostatních variant. Z grafu je patrné, že na lokalitě Praha – Suchdol byly hodnoty v roce 2013 menší než v ostatních letech. Z grafu je též patrné, že varianta kontrola má nejnižší průměrný obsah zinku v zrně ječmene jarního u obou stanovišť. Naopak největší obsah zinku v zrně je na lokalitě Lukavec na variantě NPK. Obsah zinku na této variantě je 33,7 mg/kg na lokalitě Lukavec ale pouze 16,7 na Suchdole. Na lokalitě Praha Suchdol na většině variant převládá v obsahu zinku v zrně varianta kal 1 s 19,9 mg/kg. Na lokalitě Lukavec dosahuje varianta kal 1 až 24,3 mg/kg. U varianty kal 3 je průměr 19,5 mg/kg na Suchdole a 27,7 mg/kg na Lukavci. Na Lukavci byl mezi variantami hnůj a kal 3 prokázán statisticky významný rozdíl. Také mezi varianty Kal 1 a NPK. Vyšší obsah zinku v zrně ječmene jarního na variantě hnůj je na lokalitě Lukavec 21,6 mg/kg na lokalitě Praha – Suchdol je 17,2 mg/kg.

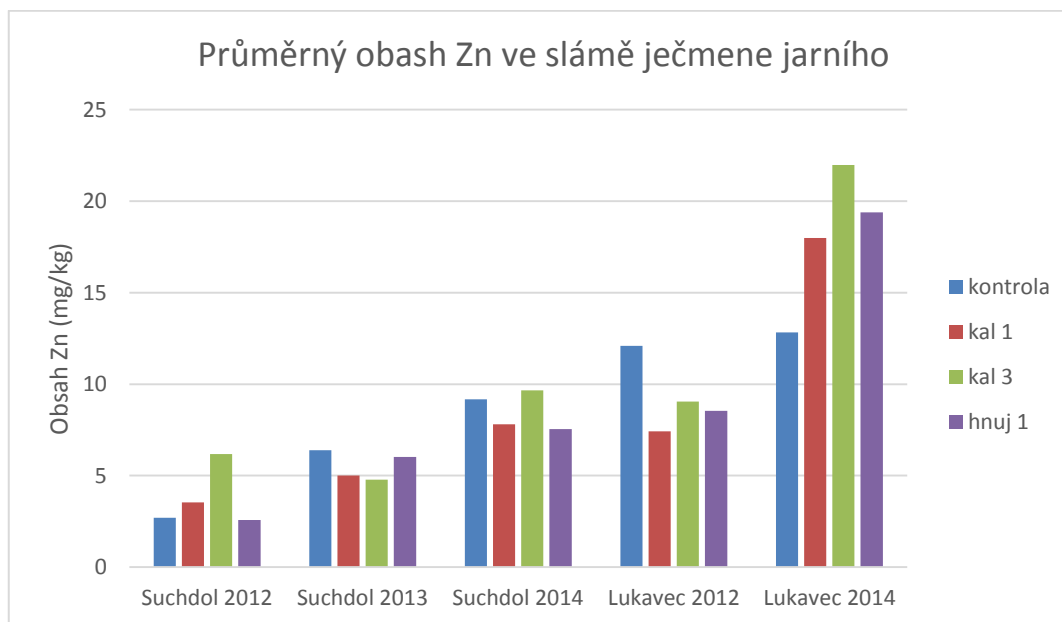
Graf č. 7 : Průměrný obsah zinku v zrně ječmene jarního v mg/kg v průběhu let 2012 – 2014.



### 5.1.2.2 Průměrný obsah zinku ve slámě ječmene jarního

V níže uvedeném grafu č. 8 je znázorněn průměrný obsah zinku ve slámě ječmene jarního v průběhu let 2012 – 2014 na obou zkoumaných lokalitách. Průměrný obsah zinku se u slámy pohybuje v rozmezí od 3 mg/kg po 23 mg/kg. U vzorků slámy není uvedena varianta NPK z důvodu vysokých hodnot. Tato varianta dosahovala na Lukavci v roce 2014 až 51 mg/kg. Ze statistického hodnocení vychází, že varianta kontrola není statisticky rozdílná od dalších variant. A varianty nejsou statisticky rozdílné mezi sebou. Z grafu je též patrné, že varianta hnůj má nejnižší obsah zinku ve slámě ječmene jarního u varianty Suchdol. U varianty Lukavec je opět vynechán rok 2013 z technických důvodů. Nejnižší hodnoty obsahu zinku ve slámě jsou zde u varianty kontrola 12,5 mg/kg. Naopak největší obsah zinku ve slámě je na obou lokalitách na variantě kal 3. Průměrný obsah zinku na této variantě je 15,5 mg/kg na lokalitě Lukavec ale pouze 6,9 na Suchdole. Na lokalitě Lukavec dosahuje varianta kal 1 až 12,7 mg/kg a na Suchdole 5,5 mg/kg. Vyšší obsah zinku v zrně ječmene jarního na variantě hnůj je na lokalitě Lukavec 13,9 mg/kg na lokalitě Praha – Suchdol je 5,4 mg/kg.

Graf č. 8 : Průměrný obsah zinku ve slámě ječmene jarního v mg/kg v průběhu let 2012 – 2014.

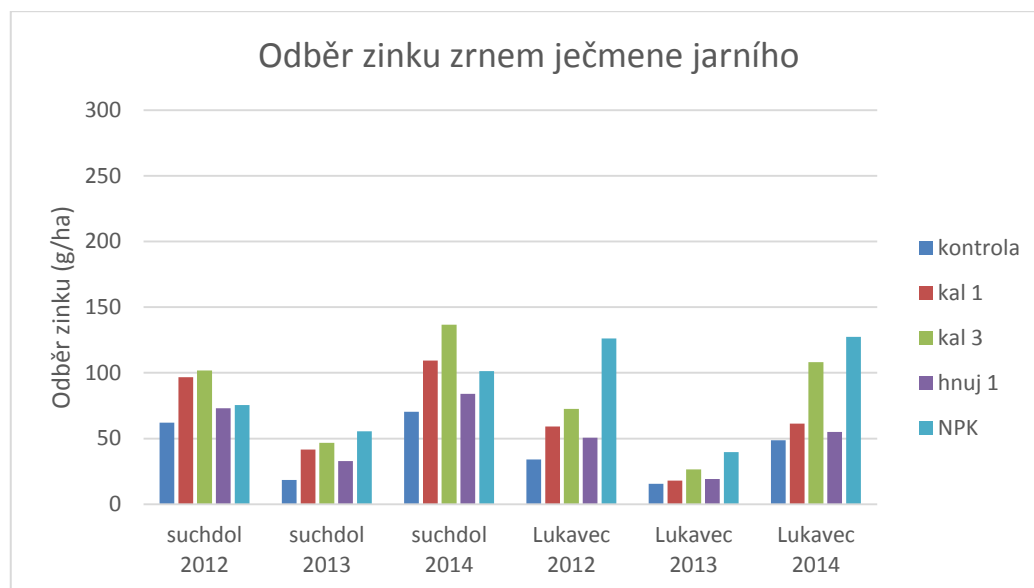


### 5.1.2.3 Odběr zinku zrnem ječmene jarního

Odběr zinku zrnem ječmene jarního v průběhu let 2012 – 2014 na obou zkoumaných lokalitách je znázorněn v grafu č. 9. Z grafu je patrné, že varianta kontrola má

nejnižší odběr ze všech variant na obou lokalitách. Hodnoty odběru zinku zrnem ječmene se pohybují od 15 g/ha po 136 g/ha. Rok 2013 byl slabší v odběru zinku na všech variantách na obou lokalitách. Odběr zinku u varianty kontrola je na lokalitě Praha Suchdol 50,3 g/ha a na Lokalitě Lukavec 32,8 g/ha. Ze statistického hodnocení vychází, že varianta kontrola není statisticky rozdílná od jiných variant. A ostatní varianty se mezi sebou také statisticky neliší. Největší odběr zinku má pak na lokalitě Praha – Suchdol varianta kal 3 na lokalitě Lukavec však převažuje opět varianta NPK. Odběr zinku na variantě kal 3 je na Lukavci 69 g/ha a na Suchdole 95,1 g/ha. Odběr zinku na variantě NPK je na Lukavci 97,8 g/ha a na Suchdole 77,5 g/ha. U varianty kal 1 je odběr zinku na Suchdole 82,6 g/ha a na Lukavci 46,3 g/ha. Varianta hnůj je na lokalitě Praha Suchdol značně vyšší než na Lokalitě Lukavec. Na této variantě je na lokalitě Lukavec odběr zinku 41,6 g/ha a na Suchdole 63,3 g/ha.

Graf č. 9 : Odběr zinku zrnem ječmene jarního v g/ha v průběhu let 2012 – 2014.



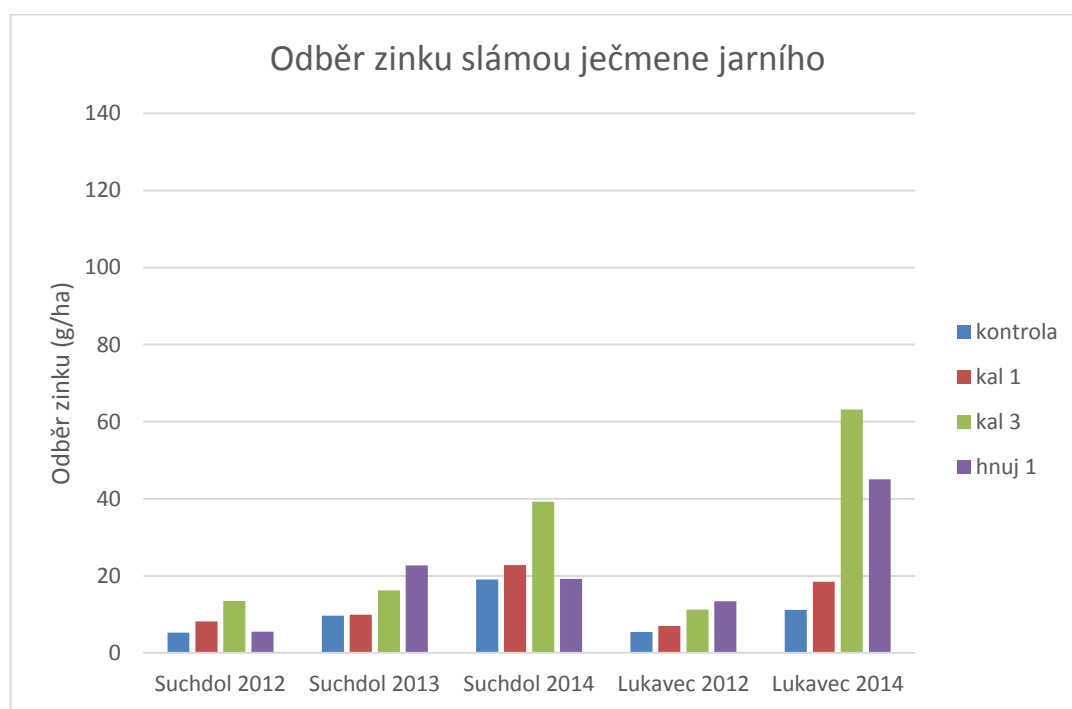
#### 5.1.2.4 Odběr zinku ve slámou ječmene jarního

Odběr zinku slámou ječmene jarního v průběhu let 2012 – 2014 na obou zkoumaných lokalitách je znázorněn v grafu č. 10. Odběr zinku se u slámy pohybuje v rozmezí od 5 g/ha po 63 g/ha U vzorků slámy není uvedena varianta NPK z důvodu vysokých hodnot. Tato varianta dosahovala na Lukavci v roce 2014 až 103,46 mg/kg. U lokality Lukavec nejsou bohužel uvedené data pro rok 2013, vzorky nejsou z technických



důvodů dostupné. Z grafu je patrné, že varianta kontrola má nejnižší odběr ze všech variant na obou lokalitách. Průměrný odběr zinku na této variantě je na lokalitě Praha Suchdol 11,3 g/ha a na Lokalitě Lukavec 8,3 g/ha. Ze statistického hodnocení vychází, že varianta kontrola není statisticky rozdílná od ostatních variant. Největší odběr zinku má pak varianta kal 3. Odběr zinku na variantě kal 3 je na Lukavci 37,2 g/ha a na Suchdole 23 g/ha. U varianty Kal 3 se výrazně vyšší odběr v roce 2014 než ve zbylých letech. U varianty kal 1 je odběr zinku na Suchdole 13,6 g/ha a na Lukavci 12,7 g/ha. Mezi variantami kal 1 a kal 3 byl prokázán statisticky významný rozdíl v odběru živin. Lokality ani varianty mezi sebou se statisticky neliší. Varianta hnůj se výrazně liší mezi lokalitami, na lokalitě Lukavec je odběr zinku 29,2 g/ha a na Suchdole 15,8 g/ha.

Graf č. 10 : Odběr zinku slámou ječmene jarního v g/ha v průběhu let 2012 – 2014.

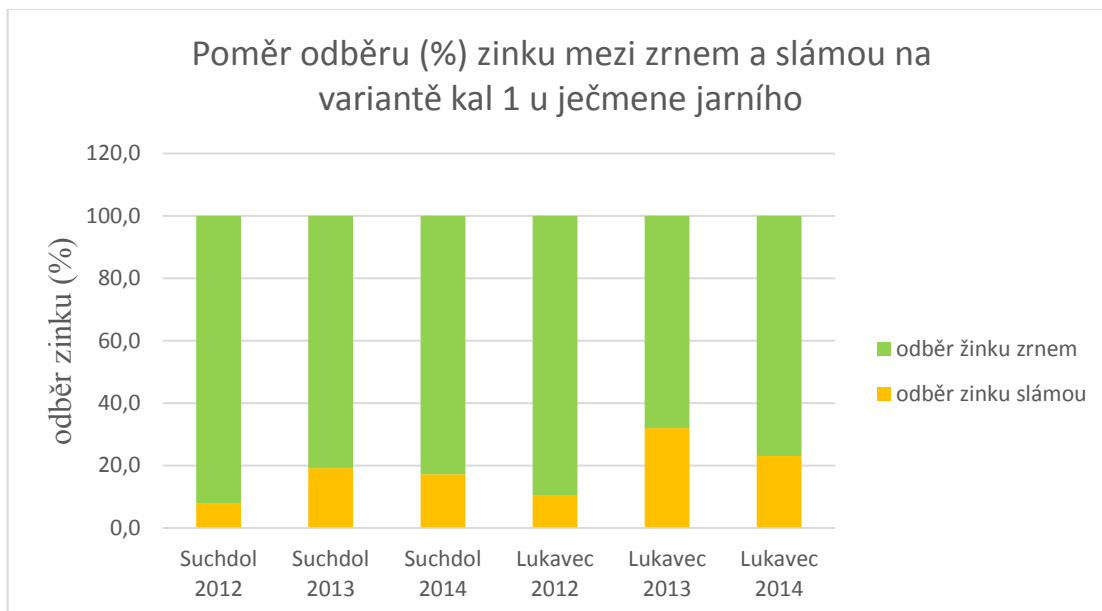


#### 5.1.2.5 Poměr odběru zinku u ječmene jarního mezi zrnem a slámou

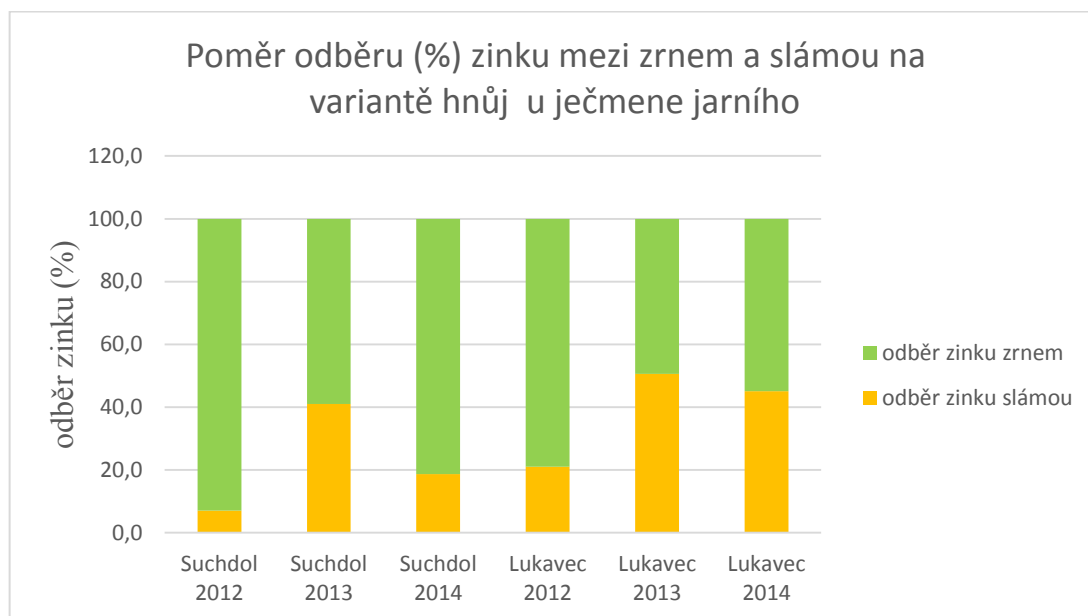
V grafech č. 11 a č. 12 jsou uvedeny poměry mezi odběrem zinku slámou a zrnem u ječmene jarního na variantách hnůj a kal 1 na obou zkoumaných lokalitách. Z výsledků je patrné, že sláma zaujímá pouze malou část celkového odběru zinku plodinami. Na lokalitě Suchdol se na variantě hnůj pohybuje odběr slámou od 7 % po 40,9 %. Na variantě kal 1 na stejné lokalitě se odběr zinku slámou pohybuje okolo 7,8 % po 19,2 %. Mezi lokalitami byl u ječmene jarního prokázán statisticky významný rozdíl v odběru zinku slámou. Na lokalitě Lukavec se na variantě hnůj pohybuje odběr zinku slámou od 20,9 % po 50,5 %.

Na variantě kal 1 se na lokalitě Lukavec odběr zinku slámou pohybuje od 10,6 % po 32%. Pro rok 2013 byly pro odběr zinku slámou použity průměrné hodnoty z ostatních let.

Graf č. 11 : Poměr odběru zinku u ječmene jarního mezi zrnem a slámou na variantě kal 1 v % v průběhu let 2012 – 2014



Graf č. 12 : Poměr odběru zinku u ječmene jarního mezi zrnem a slámou na variantě hnůj v % v průběhu let 2012 – 2014



## 5.2 **Bilance zinku v půdě**

U sledovaných plodin byla rovněž hodnocena celková bilance zinku. Tato bilance popisuje množství zinku aplikovaného v různých formách hnojení (hnůj, kal 1) a jeho odběr sledovanými plodinami (pšenice, ječmen). Díky blokové organizaci pokusu byla například pšenice sklizená v roce 2012 hnojená kalem či hnojem aplikovaným v roce 2009. Hnojení se vždy aplikuje pod brambory na podzim a pěstovaná plodina se sklízí vždy až další rok. Zinek se však v půdě hromadí již z předešlých let a použitého druhu hnojení. Sledované lokality se mezi sebou různí použitým hnojem při hnojení. Čistírenský kal pochází na obou lokalitách ze stejného zdroje. Lokality jsou taktéž rozdílné v klimatických a půdních podmínkách.

### 5.2.1 **Lokalita Praha – Suchdol**

Všechny bilance na této lokalitě vyšly kladně. Tudiž byl zinek vpravený hnojivou do půdy odebrán plodinami jen z malé části. Bilance zinku při pěstování pšenice ozimé na obou variantách je znázorněna v tabulce č. 8 a v tabulce č. 9. V tabulce č. 10 a v tabulce č. 11 je znázorněna bilance zinku na obou variantách hnojení při pěstování ječmene jarního. Statisticky významný rozdíl byl zjištěn na lokalitě Suchdol u ječmene v rozdílu bilancí zinku na variantě hnůj a kal 1. Bilance zinku u pšenice na variantě hnůj nevyšla statisticky rozdílná od varianty kal 1. Lokalita Praha Suchdol se u pšenice ozimé statisticky výrazně neliší od lokality Lukavec. Jelikož jsou čistírenské kaly velmi heterogenní materiál, mohou tak být koncentrace zinku velmi odlišné. Například bilance zinku v roce 2013 na Lokalitě Suchdol hnojené kalem u pěstování pšenice vyšla v porovnání s ostatními roky třikrát větší. Obsah zinku v použitém kalu z roku 2011 byl 1563 mg/kg zatímco v ostatních zkoumaných letech se nepohyboval výše než 603 mg/kg.

Tabulka č. 8: Bilance zinku při pěstování pšenice ozimé na variantě hnůj.

Lokalita	rok aplikace	Zn	dávka čerstvého hnoje	sušina hnoje	dávka sušiny hnoje	dávka Zn	celkový odběr zinku pšenicí ozimou		Bilance zinku v půdě
							g/ha	rok sklizně	
		mg/kg	t/ha	%	t/ha	g/ha	g/ha	rok sklizně	g/ha
Suchdol	2010	207,08	39,34	24	9,44	1955,12	97,46	2012	1857,66
	2011	102,58	46,45	29,82	13,85	1420,75	98,01	2013	1322,74
	2012	199,05	56,69	19,6	11,11	2211,83	128,90	2014	2082,93

Tabulka č. 9: Bilance zinku při pěstování pšenice ozimé na variantě kal 1.

Lokalita	rok aplikace	Zn	dávka čerstvého kalu	sušina kalu	dávka sušiny kalu	dávka Zn	celkový odběr zinku pšenicí ozimou		Bilance zinku v půdě
							g/ha	rok sklizně	
		mg/kg	t/ha	%	t/ha	g/ha	g/ha	rok sklizně	g/ha
Suchdol	2010	603,42	29,92	33,93	10,15	6125,29	116,94	2012	6008,35
	2011	1563	34,21	29,44	10,07	15743,88	219,46	2013	15524,42
	2012	455,54	29,5	28,03	8,27	3766,76	179,78	2014	3586,98

Tabulka č. 10: Bilance zinku při pěstování ječmene jarního na variantě hnůj.

Lokalita	rok aplikace	Zn	dávka čerstvého hnoje	sušina hnoje	dávka sušiny hnoje	dávka Zn	celkový odběr zinku pšenící ozimou plodinami		Bilance zinku v půdě
							g/ha	rok sklizně	
		mg/kg	t/ha	%	t/ha	g/ha	g/ha		g/ha
Suchdol	2009	118,07	62,31	32,65	14,74	1740,04	78,56	2012	1661,48
	2010	207,08	39,34	24,00	9,44	1955,12	55,50	2013	1899,62
	2011	102,58	46,45	29,82	13,85	1420,75	103,29	2014	1317,46

Tabulka č. 11: Bilance zinku při pěstování ječmene jarního na variantě kal 1.

Lokalita	rok aplikace	Zn	dávka čerstvého kalu	sušina kalu	dávka sušiny kalu	dávka Zn	celkový odběr zinku pšenící ozimou plodinami		Bilance zinku v půdě
							g/ha	rok sklizně	
		mg/kg	t/ha	%	t/ha	g/ha	g/ha		g/ha
Suchdol	2009	749,75	28,1	30,94	8,69	6516,16	104,78	2012	6411,38
	2010	603,42	29,92	33,93	10,15	6125,29	51,56	2013	6073,73
	2011	1563	34,21	29,44	10,07	15743,88	132,21	2014	15611,67

### 5.2.2 Lokalita Lukavec

Všechny bilance na této lokalitě vyšly taktéž kladně. Tudíž byl zinek vpravený hnojivy do půdy odebrán plodinami částečně. Bilance zinku při pěstování pšenice ozimé na obou variantách je znázorněna v tabulce č. 12 a v tabulce č. 13. V tabulce č. 14 a v tabulce č. 15 je znázorněna bilance zinku na obou variantách hnojení při pěstování ječmene jarního. Bilance zinku u ječmene na variantě hnůj vyšla statisticky rozdílná od varianty kal 1. Lokalita Praha Suchdol se u ječmene statisticky výrazně neliší od lokality Lukavec. Obsah zinku v hnoji na lokalitě Lukavec byl velmi proměnlivý, i když šlo stále o stejný hnůj. Na lokalitě Lukavec byly z technických důvodů nedostupné hodnoty odběru zinku slámou pro rok 2013. Odběr zinku slámou je oproti zrnu výrazně nižší. Avšak je možné, že chybějící údaje ovlivnily bilanci pro rok 2013. Zvláště při pěstování ječmene je celkový odběr živin v roce 2013 u varianty kal 1 18,04 g/ha a u varianty hnůj 9,08 g/ha. Přitom v ostatních zkoumaných letech se pohybuje v rozmezí od 60 g/ha po 100 g/ha.

Tabulka č. 12: Bilance zinku při pěstování pšenice ozimé na variantě hnůj.

Lokalita	rok aplikace	Zn	dávka čerstvého hnoje	sušina hnoje	dávka sušiny hnoje	dávka Zn	celkový odběr zinku pšenící ozimou		Bilance zinku v půdě
							g/ha	rok sklizně	
		mg/kg	t/ha	%	t/ha	g/ha	g/ha		g/ha
Lukavec	2010	47,76	75,33	18,93	14,26	681,00	118,97	2012	562,03
	2011	37,64	63,83	19,34	12,35	464,70	51,82	2013	412,88
	2012	82,16	82,67	19,9	15,62	1283,70	200,33	2014	1083,37

Tabulka č. 13: Bilance zinku při pěstování pšenice ozimé na variantě kal 1.

Lokalita	rok aplikace	Zn	dávka čerstvého kalu	sušina kalu	dávka sušiny kalu	dávka Zn	celkový odběr zinku pšenící ozimou		Bilance zinku v půdě
							g/ha	rok sklizně	
		mg/kg	t/ha	%	t/ha	g/ha	g/ha		g/ha
Lukavec	2010	603,42	29,92	33,93	10,15	6125,29	129,09	2012	5996,20
	2011	1563	34,21	29,44	10,07	15743,88	74,96	2013	15668,92
	2012	455,54	29,5	28,03	8,27	3766,76	182,31	2014	3584,45

Tabulka č. 14: Bilance zinku při pěstování ječmene jarního na variantě hnůj.

Lokalita	rok aplikace	Zn	dávka čerstvého hnoje	sušina hnoje	dávka sušiny hnoje	dávka Zn	celkový odběr zinku pšenice ozimou plodinami		Bilance zinku v půdě
		mg/kg	t/ha	%	t/ha	g/ha	g/ha	rok sklizně	g/ha
lukavec	2009	105,84	58,17	22,72	13,22	1398,70	64,12	2012	1334,58
	2010	47,76	75,33	19,93	14,26	681,00	19,08	2013	661,92
	2011	37,64	63,83	18,9	15,62	464,70	100,00	2014	364,70

Tabulka č. 15: Bilance zinku při pěstování ječmene jarního na variantě kal 1.

Lokalita	rok aplikace	Zn	dávka čerstvého kalu	sušina kalu	dávka sušiny kalu	dávka Zn	celkový odběr zinku pšenice ozimou plodinami		Bilance zinku v půdě
		mg/kg	t/ha	%	t/ha	g/ha	g/ha	rok sklizně	g/ha
Lukavec	2009	749,75	28,1	30,94	8,69	6516,16	66,26	2012	6449,90
	2010	603,42	29,92	33,93	10,15	6125,29	18,04	2013	6107,25
	2011	1563	34,21	29,44	10,07	15743,88	79,93	2014	15663,95



## 6 Diskuze

V mé práci jsem zjistil hodnoty koncentrace zinku v zrně pšenice v rozmezí od 17 mg/kg po 47 mg/kg. U slámy pšenice ozimé se hodnoty pohybovaly v rozmezí od 0,3 po 23 mg/kg. U ječmene jarního se obsah zinku v zrně pohyboval v rozmezí od 7 mg/kg po 37 mg/kg. Ve slámě pak byly zjištěny koncentrace od 3 mg/kg po 23 mg/kg. Cílem mé práce bylo vyhodnotit vliv hnojení čistírenskými kaly na bilanci zinku při posouzení vstupu zinku v čistírenských kalych a odběru zinku ve sklizených produktech polních plodin pěstovaných na půdách hnojených čistírenskými kaly. Výsledky ze sklizených plodin, v mém případě z pšenice ozimé a ječmene jarního, byly porovnány statisticky mezi sebou, aby bylo možné říci, zda se liší hnojení čistírenskými kaly od hnojení statkovými hnojivy. V mém případě se jednalo o aplikování čistírenských kalů, chlévského hnoje a minerálních hnojiv. Hodnoty odběru zinku zrnem pšenice ozimé se pohybovali v rozmezí od 80 g/ha po 285 g/ha. U slámy pšenice byly stanoveny hodnoty od 1 g/ha po 125 g/ha. U ječmene jarního se odběr zinku zrnem pohyboval v rozmezí od 15 g/ha po 136 g/ha. Ve slámě byly zjištěny koncentrace od 5 g/ha po 63 g/ha. U zkoumaných plodin na zkoumaných lokalitách nebyl prokázán výraznější vliv hnojení.

Výživa rostlin a hnojení je jedním z nejdůležitějších faktorů intenzifikační rostlinné produkce. Právě hnojení a výživa má významný dopad na výnos a kvalitu sklizených plodin. Obiloviny patří mezi nejvýznamnější plodiny. Pšenice ozimé na zemědělské půdě představuje důležitou roli, jedná se o intenzivně pěstovanou plodinu s vysokými nároky. Její výnos závisí právě především na výživě, ale také na místě pěstování a na příslušném agrotechnickém vybavení (Černý et al., 2010). Průměrná koncentrace zinku v zrně pšenice se pohybuje kolem 24 mg/kg (Kabata – Pendias, 2011). V mém experimentu se zjištěné koncentrace zinku pohybovaly v závislosti na variantě hnojení. U kalu se pohybovaly od 21 mg/kg po 32 mg/kg. U varianty kontrola v rozmezí od 19 mg/kg po 27 mg/kg a u varianty hnůj od 17 mg/kg po 29 mg/kg. Což znamená, že byly mírně nadprůměrné oproti běžným koncentracím zinku v zrně. V nádobovém experimentu ČZU byla koncentrace v zrně pšenice na nekontaminované černozemi téměř trojnásobná dosahovala hodnot 57 mg/kg (Tlustoš et al., 1999) a naopak koncentrace v experimentu Coopera et al., (2012) se téměř nelišila, pohybovala se od 18,9 mg/kg do 23,5 mg/kg. Obsah zinku ve vzorcích slámy byl velmi nízký, avšak opět záleželo na variantě hnojení. U kalu se pohyboval v rozmezí 2,8 mg/kg až 15,6 mg/kg. U varianty kontrola s rozptylem od

0,3 mg/kg po 9,18 mg/kg a u hnoje v rozmezí od 0,8 mg/kg až 18 mg/kg. V pokusu Tlustoš et al., (1999) se obsah zinku pohyboval téměř dvojnásobný 24,2 mg/kg. Korelační analýzou byl prokázán silný synergický vztah mezi zinkem a fosforem, což je v rozporu s nastudovanou literaturou, že obsah fosforečnanů snižuje dostupnost zinku v půdě (Zhu et al., 2002). Hodnoty na variantě NPK u slámy zkoumaných plodin nebyly nakonec v analýze použity, na lokalitě Lukavec dosahovali totiž nadměrných hodnot. Zvláště pak v roce 2014, kdy několikanásobně převýšili ostatní varianty. Obsah Zn u slámy pšenice na variantě NPK se pohyboval v rozmezí od 25 mg/kg po 61 mg/kg. A u slámy ječmene jarního od 16 mg/kg po 51 mg/kg. Odběr zinku se u této varianty pohyboval u slámy pšenice od 75 g/ha po 440 g/ha a u ječmene od 31 g/ha po 103 g/ha. Důvodem takto vysokých hodnot může být množství vodorozpustného ale i mobilního fosforu v půdě či nízké hodnoty pH na lokalitě Lukavec. Cemerón et al., (1997) a Raclavská, (2007) uvádí, že po dlouhodobé aplikaci se čistírenské kaly při stejné dávce dodávaného dusíku prokázaly jako nejlepší varianta pro zvýšení obsahu vodorozpustného i mobilního P v půdě. Výsledky prokazatelně ukazují pozvolný nárůst a stabilitu obsahů zejména u přístupného fosforu u varianty hnojené čistírenskými kaly. Kaly jsou významnější zásobárnou fosforu v porovnání s hnojem (Hanč et al., 2004). Richter et Hlušek (1994) uvádějí, že po správné aplikaci minerálních hnojiv se projeví mnoho pozitivních vlivů nejen u výnosů a výživy právě pěstovaných rostlin, ale jsou pozorovány i pozitivní vlivy u výnosů a výživy následně pěstovaných rostlin. Jiang *et al.* (2006) se ve své práci přiklání k lepším výnosům po použití minerálních hnojiv, nežli po aplikaci hnojiv organických. Naopak Cameron *et al.* (1997) a Gondek (2014) ve svých 50 studiích uvádí, že nejvyšších výnosů pšenice ozimé (*Triticum aestivum*) bylo dosaženo po aplikaci čistírenských kalů.

Mezi zkoumanými lokalitami Praha Suchdol a Lukavec však byly velké rozdíly v obsahu i odběru zinku, zvláště u slámy. Na Lokalitě Praha Suchdol se odběr zinku u slámy pšenice ozimé pohyboval od 0,9 g/ha po 25 g/ha. Na Lokalitě Lukavec byl však statisticky výrazně vyšší, pohyboval se od 12,7 g/ha po 67 g/ha. U ječmene jarního nebyl prokázán statisticky výrazný rozdíl v odběru zinku u slámy. Na lokalitě Suchdol se odběr zinku pohyboval od 5,4 g/ha po 22,7 g/ha. A na Lukavci od 7 g/ha po 45 g/ha. Statisticky významně se však lišily obsahy zinku ve slámě u obou lokalit. Na Suchdole se obsah zinku ve slámě pšenice ozimé pohyboval od 0,3 mg/kg po 6,8 mg/kg. Na Lukavci od 7,5 mg/kg po 25 mg/kg. U ječmene jarního se obsah zinku ve slámě na Suchdole pohyboval od 2,7 mg/kg po 9,6 mg/kg. A na Lukavci od 7,4 mg/kg po 22 mg/kg. Rozdíly mezi lokalitami mohou být způsobeny rozdílnými přírodními podmínkami a zejména vlastnostmi půdy. Na

lokalitě Suchdol se nachází černozem, kde jsou nižší průměrné roční srážky a výrazně vyšší pH dosahující 7,5. Na lokalitě Lukavec se jedná o kambizem a pH se pohybuje okolo 4,3.

Právě rozdílné pH půdy může mít za následek takové rozdíly mezi lokalitami. Rizikové prvky se lépe vážou na těžkých půdách jak alkalických tak i na neutrálních a mohou pak být pomalu přijímány rostlinami. Lehké půdy jsou naopak dobrým zdrojem snadno dostupných kovů, může na nich však docházet ke ztrátám (Wenzel et al., 1999). Podzoly a kambizemě mívají vyšší podíl mobilní frakce Zn a Pb než černozemě a rendziny (Makovníková, 2000). Obecně platí, že při stejné koncentraci Zn, Pb, Cd, Mn, Co a i dalších prvků v půdě jejich obsah v rostlinných pletivech klesá se vzrůstajícím pH hodnotou (Mahler a Bingham, 1980). Například koncentrace Zn v jílku pěstovaném na hlinitojílovité půdě byla při pH 5,8 téměř třikrát vyšší než při pH 7,2 (Sanders et al., 1986).

Catroux et al., (1981) uvádí, že aplikace čistírenských kalů do půdy má značný vliv na růst a výnos rostlin. Warman et Termeer, (2005) doplňují toto tvrzení o fakt, že kaly z čistíren odpadních vod jsou významným zdrojem organické hmoty, stopových prvků, základních živin, dále pozitivně působí na biologické ale i fyzikálně – chemické vlastnosti půdy.

Aplikace čistírenských kalů do půdy zvýšila výnos a růst pšenice i ječmene. Živiny obsažené právě v kalech jsou vhodné k využívání jako organického hnojiva na podporu růstu plodin. Zvýšená produktivita rostlin vede k závěru, že používání kalů z odpadních vod je vhodný způsob nakládání s odpady z hlediska udržitelnosti. Zvýšený výnos biomasy po aplikaci čistírenských kalů je ovlivněn větší dostupností živin pro rostliny (Pascual et al., 2008).

V mé práci byly zejména porovnávány výsledky z hnojení kalem a hnojem. Aplikace hnoje na půdu se podle McGechan et Lewise, (2002) projevuje zlepšením vlastností půdy a pozitivně působí zejména na zvýšení schopnosti zadržovat vodu v půdě. Pozitivní vliv hnoje při dlouhodobé aplikaci potvrzují i výsledky Balík et al., (2007). Hnojení statkovými hnojivy má velmi pozitivní vliv a podporuje půdní úrodnost. Po pravidelné aplikaci hnoje se v půdě projeví její lepší fyzikální vlastnosti, dále hnojení hnojem vede ke zlepšení retence vody, půda lépe udržuje živiny, a není tak náchylná na změny pH (Vaněk et al., 2007).

S aplikací čistírenských kalů se však váže problém zvýšeného obsahu rizikových prvků. Koncentrace Zn ve zkoumaných obilovinách je podle Adriana, 2001, Hluška et al., 2002, klasifikována do několika intervalů. O normální míru obsahu se jedná, pokud je

zinku v sušině 26 – 150 mg. kg<sup>-1</sup>. V intervalu od 10 do 25 mg. kg<sup>-1</sup> sušiny je jeho obsah nedostatečný. V případě, že obsah zinku klesne pod 10 mg. kg<sup>-1</sup> tak rostliny trpí jeho nedostatkem. Množství od 150 do 400 mg. kg<sup>-1</sup> se považuje za nadnormální a více než 400 mg. kg<sup>-1</sup> sušiny je považováno za toxický obsah (Alloway et al., 1990). Hraniční koncentraci toxicity zinku v sušině uvádí mnoho zdrojů zhruba na 200 mg/kg. Obsah zinku v rostlině závisí na jejím vývojovém stadiu, orgánu a na druhu rostliny (Adriano 2001, Hlušek et al., 2002, Vaněk et al., 2007). Pavlíková et al., (2007) zkoumali obsah kadmia, zinku a arsenu ve špenátu pěstovaném na černozemi hnojené čistírenskými kaly. Špenát byl použit kvůli vysoké akumulární kapacitě a krátké periodě růstu. Avšak aplikace zinku čistírenskými kaly neměla významný vliv na výtěžek biomasy. Tlustoš et al. (2006) také uvedl, že vysokým obsahem toxických prvků v půdě inhiboval růst rostlin v důsledku fytoxicity prvků rostlinám. V mé práci se však obsah zinku v zrně sklizených plodin hnojených čistírenským kalem, nepohyboval výše než 50 mg/kg. Obsah zinku ve slámě byl výrazně nižší, pohyboval se v intervalu od 3 do 23 mg/kg.

Zinek a železo jsou v současné době považovány za nejvíce deficitní prvky na světě. Je to způsobeno především vlivem nízké koncentrace v obilovinách, protože rostliny neochotně přijímají tyto prvky z minerálních hnojiv. V současné době je zjištěn velký nedostatek minerálů ve výživě. Podle White et Broadley, (2009) dosahuje deficit železa a zinku u lidí až 60 %. Podle Hussain et al., (2010) je řešením v tomto případě použití specifických genotypů pšeničného zrna a aplikace organických hnojiv. Jak již bylo zmíněno tak koncentraci zinku velmi ovlivňuje varianta hnojení. V porovnání kontroly s ostatními variantami je patrné, že se snižuje minerální koncentrace v pšeničném zrně. Hlavně kvůli působení zředovacího efektu, který vyplývá ze zvyšování výnosů pšeničného zrna. Toto potvrzuje i studie experimentu v Rothamstedu, kde snižování koncentrace zinku v zrně pšenice bylo způsobeno zředovacím efektem při zvyšování výnosů (Fan et al., 2008). Tato práce zkoumala obsah zinku, mědi, železa a hořčíku v zrně pšenice v pětiletých intervalech v průběhu let 1845 až 1960 zůstávala tato koncentrace stálá. Avšak v roce 1960 kdy byl použit krátkostébelný kultivar pšenice s velkým výnosem, se koncentrace sledovaných prvků výrazně snížila. Krátkostébelná pšenice má menší kumulační schopnost, není schopná reutilizovat takové množství zinku do zrna (Fan et al., 2008). Výnosy v mém pokusu se u pšenice na variantě kontrola pohybovali v rozmezí 1,15 t/ha až 4,25 t/ha. U varianty kal se pohybovali v rozmezí 2,7 t/ha až 6,4 t/ha a u varianty hnůj od 2,21 t/ha po 5,51 t/ha. U ječmene se výnosy na variantě kontrola pohybovali

v rozmezí 0,89 t/ha až 3,64 t/ha. U kalu od 0,87 t/ha po 4,48 t/ha a u hnoje od 0,93 t/ha po 4,52 t/ha.

K podobným závěrům došel taktéž Gao et al., (2011), který uvádí, že mezi koncentrací kadmia a zinku je negativní vztah, který je výsledkem právě zředovacího efektu díky navýšení výnosů. Tento vzájemný vztah zinku a kadmia byl studován řadou autorů, jejich výsledky si však často odporují. Je dobře známo, že mnohé toxické účinky kadmia vznikají také díky interakci s dalšími esenciálními prvky, hlavně těmi, které se v plodinách vyskytují se stejnou valencí a to je zinek, měď, železo a mangan (Dong et al., 2006). Důležitým faktorem pro lidskou výživu jsou minerální a stopové prvky, proto je důležité pěstovat různé odrůdy pšenice s co nejbohatším obsahem stopových prvků. Rodríguez et al., (2011) uvádí, že pšenice setá (*Triticum aestivum*) má lepší schopnost poutat stopové prvky (P, Mg, Fe, Cu, Zn a Mn) než pšenice tvrdá (*T. turgidum*), a to především díky genetické predispozici způsobené změnou prostředí a agronomických postupů.

V mé práci se jedná o experimentální pokusy, kdy se dávky kalů pohybují od 7 t/ha po 11 t/ha. Vyhláška 437/2016 Sb. však stanovuje nejvyšší možnou aplikaci kalu na 5 t/ha. To znamená, že již varianta kal 1 je dvojnásobná než dovoluje legislativa a tudíž varianta kal 3 je až šestnásobně vyšší. Tento pokus běží již 20 let a každé tři roky do půdy vstupují další dávky kalu. Zinek se tudíž v půdě kumuluje již z předešlých let.

Má práce zamítla první hypotézu, tudíž se bilance zinku na půdách hnojených čistírenskými kaly liší od bilance zinku na půdách hnojených hnojem. Na lokalitě Lukavec byl zjištěn statisticky významný rozdíl mezi bilancí zinku u varianty kal 1 a hnůj při pěstování ječmene jarního. Bilance zinku po odečtu odběru rostlinami se u varianty kal 1 na Lukavci pohybovala od 3,5 kg/ha po 15,6 kg/ha a u varianty hnůj od 0,3 kg/ha po 1,3 kg/ha. Na lokalitě Praha Suchdol byl také při pěstování ječmene zjištěn statisticky významný rozdíl v bilanci zinku v půdě u varianty hnojení kal 1 a hnůj. Množství zinku se u varianty kal 1 pohybovalo od 3,5 kg/ha po 15,5 kg/ha a u varianty hnůj od 1,3 kg/ha po 2,1 kg/ha. Zinek se však v půdě hromadí již z předešlých let a použitého druhu hnojení. Dávky kalu a hnoje byly srovnatelné v množství dusíku vpraveného do půdy. Sledované lokality se mezi sebou různí použitým hnojem při hnojení. Na lokalitě Lukavec se koncentrace zinku v hnoji velmi liší mezi zkoumanými roky. Například hnůj aplikovaný v roce 2009 má obsah zinku 105,9 mg/kg, oproti tomu hnůj aplikovaný o rok později má pouze 47,7 mg/kg. Čistírenský kal pochází na obou lokalitách ze stejného zdroje. Maximální hodnota u kalu může být však zkeslená, protože v roce 2011 byl na obě

lokality aplikován kal s téměř trojnásobným obsahem zinku. Pro porovnání byl v roce 2010 aplikován kal s obsahem zinku 603,42 mg/kg ale kal pro rok 2011 měl obsah zinku 1563 mg/kg.

Na obou lokalitách byl však vstup zinku v čistírenských kalech ale i hnoji mnohokrát vyšší než byl odběr zinku ve sklízených produktech pšenice i ječmene. Vstupy zinku do půdy při variantě hnojení kal 1 byly od 3766 g/ha po 15 743 g/ha. U hnoje se pohybovaly v rozmezí od 464 g/ha po 1955 g/ha. Zinek se tudíž v půdě hromadí a rostliny odeberou pouze jeho malou část. Celkový odběr zinku pšenicí byl na lokalitě Praha Suchdol od 116 g/ha po 220 g/ha na variantě kal 1, u varianty hnůj se pohyboval od 78 g/ha po 103 g/ha. Na lokalitě Lukavec se odběr pšenicí u varianty kal 1 pohyboval v rozmezí od 75 g/ha až 182 g/ha, u varianty hnůj od 52 g/ha po 200 g/ha. U ječmene se celkový odběr zinku na Suchdole u varianty kal 1 pohyboval od 52 g/ha po 132g/ha a u hnoje od 55 g/ha po 103 g/ha. Na lokalitě Lukavec u varianty kal 1 se celkový odběr ječmenem pohyboval od 18 g/ha po 80 g/ha, u varianty hnůj od 19 g/ha po 100 g/ha.

Druhou hypotézu, tedy že obsah zinku ve sklízených produktech plodin pěstovaných na půdách hnojených čistírenskými kaly není rozdílný od obsahu zinku ve sklízených produktech plodin pěstovaných na kontrolní variantě, má práce potvrdila téměř ve všech případech. Pouze na lokalitě Lukavec při pěstování pšenice ozimé byl zjištěn statisticky významný rozdíl varianty kal 1 od varianty kontrola. Tento rozdíl vyšel jak u zrna, tak i u slámy. Obsah Zn v zrnu pšenice na variantě kal 1 pohyboval od 25 mg/kg po 27 mg/kg. Na variantě hnůj od 23 mg/kg po 29 mg/kg. U slámy se obsah zinku na variantě kal 1 pohyboval od 15 mg/kg po 17 mg/kg a u hnoje od 8 mg/kg po 18 mg/kg. Staticky významný rozdíl byl však zjištěn na obou Lokalitách při porovnání obsahu zinku u zrna pšenice mezi varianty kontrola a trojnásobného množství kalu (varianta kal 3). Při pěstování ječmene nebylo statisticky prokázáno, že by se kontrola lišila od kalu. Výrazný rozdíl byl však zjištěn mezi lokalitami v obsahu zinku u slámy v pěstovaných plodinách. Na Lokalitě Lukavec se obsahy zinku ve slámě jak u pšenice, tak u ječmene pohybovali v téměř dvojnásobných koncentracích. U ječmene se obsah Zn ve slámě na lokalitě Suchdol pohyboval od 1,5 mg/kg po 9,5 mg/kg na lokalitě Lukavec od 7,5 mg/kg po 22 mg/kg. U pšenice byl obsah zinku ve slámě v rozmezí od 0,8 mg/kg po 6,8 mg/kg na lokalitě Lukavec od 6,1 mg/kg po 23 mg/kg.

## 7 Závěr

Na zkoumaných lokalitách Praha Suchdol a Lukavec bylo prokázáno, že hnojení čistírenskými kaly způsobuje akumulaci zinku v půdě. Na lokalitě Suchdol se bilance zinku pohybovala od 3,5 kg/ha po 15,5 kg/ha. Na lokalitě Lukavec se bilance zinku pohybovala od 3,5 kg/ha po 15,6 kg/ha.

Statisticky významný rozdíl byl zaznamenán mezi variantami hnojení na bilanci zinku. Konkrétně mezi kalem a hnojem na zkoumaných lokalitách. U bilance zinku při hnojení hnojem byla také prokázána akumulace Zn v půdě. Na lokalitě Suchdol se bilance zinku pohybovala od 1,3 kg/ha po 2,1 kg/ha. Na lokalitě Lukavec byl použit jiný hnůj než na lokalitě Suchdol. Bilance zinku se na Lukavci pohybovala od 0,3 kg/ha po 1,3 kg/ha. Mezi hnoji nebyl prokázán statisticky průkazný rozdíl. Avšak na obou lokalitách byl prokázán statisticky výrazný rozdíl u ječmene jarního v bilanci zinku. Tento statistický rozdíl může být dán vlivem rozdílných výnosů na lokalitách.

Má práce zamítá první hypotézu, tudíž se bilance zinku na půdách hnojených čistírenskými kaly statisticky liší od bilance zinku na půdách hnojených hnojem. Tento pokus běží již 20 let a každé tři roky do půdy vstupují další dávky kalu či hnoje. Zinek se tudíž v půdě kumuluje již z předešlých let. Ovšem i po 20 letech intenzivního hnojení, kdy se odrazily koncentrace zinku vstupující do půdy na koncentraci zinku v rostlinách pšenice i ječmene, jak v zrně, tak i ve slámě tak ani jedna hodnota nepřekročila maximální přípustné koncentrace stanovené legislativou pro potraviny (v případě zrna) vyhláškou MZ 52/2002 Sb. i pro objemná krmiva (v případě slámy) vyhláškou EC 32/2002 Sb.

Má práce potvrdila druhou hypotézu, tedy že se obsah zinku ve sklizených produktech plodin pěstovaných na půdách hnojených čistírenskými kaly neliší od obsahu zinku ve sklizených produktech pěstovaných na kontrolní variantě. Jedinou výjimkou byla pšenice pěstovaná na lokalitě Lukavec, kde se statisticky lišila varianta kontrola a kal 1.

V mé práci jsem se také zabýval odběrem a obsahem zinku ve zkoumaných plodinách. V zrně pšenice ozimé se obsah zinku pohyboval v rozmezí od 17 mg/kg po 47 mg/kg. U slámy pšenice se hodnoty pohybovaly v rozmezí od 0,3 po 23 mg/kg. U ječmene jarního se obsah zinku v zrně pohyboval v rozmezí od 7 mg/kg po 37 mg/kg. Ve slámě pak byly zjištěny koncentrace od 3 mg/kg po 23 mg/kg. Hodnoty odběru zinku zrnem pšenice ozimé se pohybovaly v rozmezí od 80 g/ha po 285 g/ha. U slámy pšenice byly stanoveny hodnoty od 1 g/ha po 125 g/ha. U ječmene jarního se odběr zinku

zrnem pohyboval v rozmezí od 15 g/ha po 136 g/ha. Ve slámě byly zjištěny koncentrace od 5 g/ha po 63 g/ha.



## 8 Seznam literatury

**ADRIANO D. C., 2001:** Trace elements in terrestrial environment, *Springer-Verlag*, New York, pp. 867

**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.

**ALLOWAY B. J., 1990:** Heavy Metals in Soils. *Blackie and Son Ltd.*, Glasgow and London, 339 s.

**ALLOWAY B. J., 2013:** Heavy metals in soils: trace elements and metalloids in soils and their bioavailability. 3.ed. *Springer*. New York. 613 s. ISBN: 9789400744707.

**BALÍK J., PETRÁŠEK K., TLUSTOŠ P., SZÁKOVÁ J., 1998:** Kaly z čistíren odpadních vod. In: VANĚK V., KOLÁŘ L., PAVLÍKOVÁ D., TLUSTOŠ P., 1999: Racionální použití hnojiv, sborník z konference konané na ČZU v Praze dne 25. 11. 1999. Katedra agrochemie a výživy rostlin ČZU v Praze, Praha, 104 s.

**BALÍK J., PAVLÍKOVÁ D., VANĚK V., KULHÁNEK M., KOTKOVÁ B., 2007:** The influence of long-term sewage sludge application on the activity of phosphatases in the rhizosphere of plants. *Plant Soil Environment* 53: 375 – 381.

**BAYA A. P. & VAN HEYST B., 2010:** Assessing the trends and effects of environmental parameters on the behaviour of mercury in the lower atmosphere over cropped land over four seasons. *Atmos. Chem. Phys* 10: 8617-8628.

**BENCKO V., CIKRT M., LENER J., 1995:** Toxické kovy v životní a pracovním prostředí člověka. Grada Publishing, spol. s r. o. Praha. 288 s.

**BERNHOF R. A., 2012:** Mercury toxicity and treatment: a review of the literature. *J. Environ. Public Health*. 460-508 pp.

**BRANDSTETTER A., PFAFFL M., HOCQUETTE J., GERRARD D., PICARD B., GEAY Y., SAUERWEIN H., 2000:** Effects of muscle type, castration, age,

and compensatory growth rate on androgen receptor mRNA expression in bovine skeletal muscle. *Journal of animal science* 78: 629-637.

**BUZIER R., TUSSEAU-VUILLEMIN M. H., MOUCHEL J. M., 2006:** Evaluation of DGT as a metal speciation tool in wastewater. *Science of the Total Environment* 358: 277 – 285.

**CAKMAK I., 2008:** Enrichment of cereal grains with zinc: Agronomic or genetic biofortification? *Plant Soil* 302: 1-17.

**CAMERON K. C., DI H. J., McLAREN R. G., 1997:** Is soil an appropriate dumping ground for our wastes? *Australian Journal of Soil Research* 35: 995 -1036.

**CATROUX G. L., HERMITE P., SUESS E. (Eds.), 1981:** The influence of sewage sludge application on physical and biological properties of soils. D. Reidel Publishing Company. Boston, MA. 253s. ISBN 90-277-1501-7.

**CIBULKA I., ŠKOPEK P., CHUCHVALEC P., 1991:** On the critical-evaluation of literature data on density of pure saturated liquid for the use in data-banks of physicochemical properties. *Chemické listy* 85: 449-479.

**COOPER J., SANDERSON R., CAKMAK I., OZTURK L., SHOTTON P., CARMICHAEL A., SADRABADI HAGHIGNI R., TERAD-JONES C., VOLAKAKIS N., EYRE M., LEIFERT C., 2001:** Effect of Organic and Conventional Crop Rotation, Fertilization, and Crop Protection Practices on Metal Contents in Wheat (*Triticum aestivum*). *Journal of agricultural and food chemistry* 59: 4715 – 4724.

**CORAMI A., MIGNARDI S., FERRINI V., 2008:** Cadmium removal from single- and multi-metal (Cd plus Pb plus Zn plus Cu) solutions by sorption on hydroxyapatite. *Journal of colloid and interface science* 317: 402-408.

**COTTON F., 1973:** Recent results on some binuclear clusters. Abstracts of papers of the American Chemical Society. 1155 16TH ST, NW, WASHINGTON, DC 20036.

**ČERNÝ J., BALÍK J., KULHÁNEK M., ČÁSOVÁ K., NEDVĚD V., 2010:** Mineral and organic fertilization efficiency in long-term stationary experiments. *Plant Soil and Environment* 56: 28-36.

**ČERNÝ J., SHEJBALOVÁ Š., KOVÁŘÍK J., KULHÁNEK M., 2014:** Předset'ové a podzimní hnojení pšenice ozimé. *Agromanuál* 8: 64 – 66.

**DOHÁNYOS M., KOLLER J., STRNADOVÁ J., 1998:** Čištění odpadních vod. VŠCHT, Praha.

**DOHÁNYOS M., 2006:** Efektivní využití a likvidace čistírenských kalů. *Biom.cz* [online]: <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/efektivni-vyuziti-a-likvidace-cistirenskych-kalu> [cit. 10. 2. 2017].

**DONG J., WU F., ZHANG G., 2006:** Influence of cadmium on antioxidant capacity and four mikroelement concentrations in tomato seedlings (*Lycopersicon esculentum*). *Chemosphere* 64: 1659 – 1666.

**DVOŘÁK P., TLUSTOŠ P., SZÁKOVÁ J., ČERNÝ J., BALÍK J., 2003:** Distribution of soil fractions of zinc and its uptake by potatoes, maize, wheat and barley after soil amendment by sludge and inorganic Zn salt. *Plant Soil Environ* 49: 203 – 212.

**ĎURIŠ M., 2005:** Stopové prvky v půdách hlavního města Prahy. Vědecký výbor fyto-sanitární a životního prostředí. 36 s.

**ENVIROMENTAL AGENCY (EA), 2009:** Human Health Toxicological Assessment of Contaminants in Soil. Science Report Final SC050021/SR2. 72 s. [online]: [https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment\\_data/file/291011/scho0508bnqy-e-e.pdf](https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/291011/scho0508bnqy-e-e.pdf) [cit. 10. 2. 2017].

**FAN M. S., ZHAO F. J., FAIRWEATHER-TAIT S. J., POULTON P. R., DUNHAM S. J. , McGRATH S.P., 2008:** Evidence of decreasing mineral density in wheat grain over the last 160 years. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 22: 315-324.

**FENT T., 2006:** Counting (on) an aging population. *Computing in science & engineering* 8: 88-96.

**FRANK M., MEDKOVÁ M., MÜLLER K., SCHENKOVÁ M., SOLNICKÝ J., ZWACH I., 1996:** Opavsko zblízka. AVE. Opava. 135 s.

**FYTI LI D. & ZABANIOTOU A., 2008:** Utilization of sewage eslude in EU application of old and new methods a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 12: 116-140.

**GAO X., MOHR R. M., MCLAREN D. L., GRANT C. A., 2011:** Grain cadmium and zinc concentrations in wheat as affected by genotypic variation and potassium chloride fertilization. *Field Crops Research* 122: 95-103.

**GERGEL J., KOLÁŘ L., KUKLÍK M., 2017:** Využití sedimentů z rybníků a drobných vodních toků ke zúrodnění zemědělských půd. *CEU* [online]: <http://www.ceu.cz/puda/metodika/default.htm> [cit. 10. 2. 2017].

**GONDEK K., 2014:** Yield and selected indices of grain quality in spring wheat (*Triticum aestivum*) Depending on fertilization. *Journal of Elementology* 19: 81-94.

**GRANT C. A., BAILEY L. D., MCLAUGHLIN M. J., SINGH B. R., 1999:** Management factors which influence cadmium concentration in crops. In: McLaughlin M. J., Singh B. R. [eds.], *Cadmium in Soils and Plants*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. 151–198 pp.

**HANČ A., TLUSTOŠ P., BALÍK J., 2004:** Vliv aplikace čistírenských kalů na výnosy senážního ovsa pěstovaného na třech různých zeminách. „Racionální použití hnojiv zaměřené na problematiku rizikových látek v rostlinné výrobě.“ Praha. KAVR. 138–141 s. ISBN: 8021312327.

**HANČ A., TLUSTOŠ P., SZÁKOVÁ J., BALÍK J., 2007:** Chování zinku v půdách hnojených komposty, zpráva z pokusu.

**HARRISON R. M. & 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. 29 Translocation of atmospheric and laboratory-generated cadmium aerosols to and within vegetable plants, III. Experiments with field grown plants. *Sci. Total Enviro.* 83: 13-62.

**HLUŠEK J., RICHTER R., RYANT P., 2002:** Výživa a hnojení zahradních plodin. *Zemědělec*. Praha. 81 pp.

**HOGAN J. S., BOGACZ L. M., ROMIG S., et al., 1999:** Bacterial counts associated with sawdust...treated with commercial conditioners. *J. Dairy Sci* 82: 1690 – 1695.

**HORNBURG V. & BRUMMER G. W., 1993:** Behavior of heavy-metals in soils. 1. Heavy-metal mobility. *Zeitschrift fur pflanzenernahrung und bodenkunde* 156: 467-477.

**HOTZ C., DeHAENE J., WOODHOUSE L. R., VILLALPANDO S., RIVERA J.A A., KING J. C., 2005:** Zinc absorption from zinc oxide, zinc sulfate, zinc oxide + EDTA, or sodium-zinc EDTA does not differ when added as fortificants to maize tortillas. *Journal of Nutrition* 135: 1102-1105.

**HUBÁLEK T., 2007:** Dekontaminace organického znečištění v čistírenských kalech cíleným intenzivním kompostováním a využití kompostů pro podporu biodegradace persistentních organických látek v zeminách. Závěrečná výzkumná zpráva o výsledcích řešení v roce 2007, *DEKONTA*.

**HUSSAIN A., LARSSON H., KUKTAITE R., JOHANSSON E., 2010:** Mineral composition of organically grown wheat genotypes: Contribution to daily minerals intake. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 7: 3442-3456.

**IMTIAZ M., ALLOWAY B. J., SHAH K. H., SIDDIQUI S. H., MEMON M. Y., ASLAM M., KHAN P., 2003:** Zinc nutrition of wheat: II: Interaction of zinc with other trace elements. *Asian J. Plant Sci.* 2: 156-160.

**JELIC A., GORS M., GINEBREDA A., CESPEDES-SÁNCHEZ R., VENTURA F., PETROVICA M., BARCELOA D., 2011:** Occurrence, partition and removal of pharmaceuticals in sewage water and sludge during wastewater treatment. *Water Research* 45: 1165-1176.

**JENÍČEK P., DOHÁNYOS M., ZÁBRANSKÁ J., 2009:** Současné směry výzkumu a nakládání s kaly. Praha. [online]: [http://scholar.googleusercontent.com/scholar?q=cache:2Ner49RfTBgJ:scholar.google.com/&hl=cs&as\\_sdt=0](http://scholar.googleusercontent.com/scholar?q=cache:2Ner49RfTBgJ:scholar.google.com/&hl=cs&as_sdt=0) [cit. 6. 3. 2017].

**JIANG D., HENGSDIJK H., DAI T. B., De BOER W., JINAG Q., CAO W. X., 2006:** Long term effects of manure and inorganic fertilizers on yield and soil fertility for a winter wheat-maize system in Jiangsu. China. *Pedosphere*. 16: 25-32.

**JIRMAN P., 2003:** Analýza možnosti spalování kalů z ČOV v cementárně. Fakulta strojní VUT Brno.

**JOHN E., LASKOW T. C., BUCHSER W. J., PITT B. R., BASSE P. H., BUTTERFIELD L. H., KALINSKI P., LOTZE M. T., 2010:** Zinc in innate and adaptive tumor immunity. *Journal of Translational Medicine* 8: 118.

**JUNG J. A KOLEKTIV AUTORŮ, 2008:** A Novel Approach to Investigating Protein/Protein Interactions and Their Functions by TAP-tagged Yeast Strains and its Application to Examine Yeast Transcription Machinery. *J. Microbiol Biotechnol* 18: 631-8.

**KABATA-PENDIAS A. & PENDIAS H., 2001:** Trace Elements in Soils and plants, 3. edition, CRC Press. USA. 432 pp.

**KABATA – PENDIAS A., 2011:** Trace elements in soils and plants, 4th edition. CRC Press. USA. 534 s.

**KAFKA Z., PUNČOCHÁŘOVÁ A. J., 2002:** Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. Česká společnost chemická. Praha. *Chemické listy* 7: 611-617.

**KELESSIDIS A., STASINAKIS A., 2012:** Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. *Waste management* 32: 1186-1195.

**KENŠOVÁ R., HYNEK D., ADAM V., KIZEK R., 2014:** Působení zinku na živé organismy. Mendelova univerzita v Brně. *Journal of Metallomics and Nanotechnologies* 3: 29-31.

**KIEKENS L. & CAMERLYNCK R., 1982:** Transfer characteristics for uptake of heavy metals by plants. *Landwirtsch. Forsch* 39: 255 – 261.

**KOLÁŘ L. & KUŽEL S., 2000:** Odpadové hospodářství. Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích. Zemědělská fakulta. 193 s.

**KOMÁREK M., SZÁKOVÁ J., ROHOŠKOVÁ M., JAVORSKÁ M., CHRASTNÝ V., BALÍK J., 2008:** Copper contamination of vineyard soils from small wine producers: A case study from the Czech Republic. *Geoderma* 147: 16 – 22.

**KRÁL M., 2004:** Co přináší euronovela vodního zákona pro vodovody a kanalizace? *SOVAK* 13: 1-4.

**KŘÍZKOVÁ S., RÝVOLOVÁ M., HRABĚTA J., ADAM V., STIBOROVÁ M., ECKSCHLAGER T., KIZEK R., 2012:** Metallothioneins and zinc in cancer diagnosis and therapy. *Drug Metabolism Reviews* 44: 287-301.

**KROISS J., SVATOŠ A., KALTENPOTH M., 2011:** Rapid Identification of Insect Cuticular Hydrocarbons Using Gas Chromatography-Ion-Trap Mass Spectrometry. *Journal of chemical ecology* 37: 420-427.

**KUBÍK L., 2009:** Rizikové prvky v kalech z čistíren odpadních vod (ČOV). *Biom.cz* [online]: <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/rizikove-prvky-v-kalech-z-cistiren-odpadnich-vod-cov>. ISSN 1801-2655. [cit. 25. 1. 2017].

**KÜPPER H., ZHAO F. J., McGRATH S. P., 1999:** Cellular compartmentation of zinc in leaves of the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Plant Physiol* 119: 305–311.  
**IN Papoyan A., Kochian L.V., 2004:** Identification of *Thlaspi caerulescens* genes that may be involved in heavy metal hyperaccumulation and tolerance: characterization of a novel heavy metal transporting ATPase. *Plant Physiology* 136: 3814–3823.

**KURAŠ M., 1994:** Odpady, jejich využití a zneškodňování. Skripta VŠCHT, 241 s.

**KYNCL M., 2008:** Opportunities for water treatment sludge re-use. *GeoScience Engineering* 1: 11-22.

**LEŠTAN D. & FINZGAR N., 2005:** Relationship of soil properties to fractionation, bioavailability and mobility of Pb in soil. *Book of Abstracts*, ICOBTE, 8th International Conference 30 on the Biogeochemistry of Trace Elements, 3-7. Adelaide, Australia, 88 – 89 pp.

**LYČKOVÁ B., FEČKO P., KUČEROVÁ R., 2008:** Zpracování kalů: multimediální učební texty zaměřené na problematiku zpracování kalů. Vysoká škola

báňská. Technická univerzita Ostrava. Ostrava. [online]:  
<http://homen.vsb.cz/hgf/546/Materialy/Bara/index.html> [cit. 10. 2. 2017].

**MAHLER R. J. & BINGHAM F. T., 1980:** Cadmium - enriched sewage sludge application to acid and calcareous soils: Relation between treatment, cadmium in saturation extracts and cadmium uptake. *J. Environ. Qual.* 9: 359-364.

**MAKOVNÍKOVÁ J., 2000:** Distribúcia kadmia, olova, medi a zinku v pode a jej hodnotenie so zreteľom na potenciály a bariéry transportu kovov do rastlín. Edice Dizertačné práce

**MALÍK K., 2006:** Současný stav zpracování, využití a odstraňování kalů v ČR. *Odpady ihned.* Praha. [online]: <http://odpady.ihned.cz/c1-19740970-soucasny-stav-zpracovani-vyuziti-a-odstranovani-kalu-v-cr> [cit. 25. 1. 2017].

**MAŇÁKOVÁ B., 2011:** Možnosti snížení rizikosti arsenu v problematických kalech. “nepublikováno“ “Dep.: Masarykova univerzita Brno, Přírodovědecká fakulta, Centrum pro výzkum toxických látek v prostředí“.

**MATĚJŮ L., 2006:** Potřeba úpravy některých druhů bioodpadu před dalším nakládáním. Biotechnologické metody úpravy bioodpadu a související legislativa. Seminář-aktivita č. 8, Praha. 22 – 32 s.

**MATĚJŮ L. & ZÍMOVÁ M., 2008:** Hodnocení technologií zpracovávajících bioodpad na základě mikrobiologických rozborů.

**McGECHAN M. B., LEWIS D. R., 2002:** Sorption of phosphorus by soil, part 1: principles, equations and models. *Biosystems Engineering* 82: 1-24.

**McKENNA R., XIA D., WILLINGMANN P., ILAG L. L., KRISHNASWAMY S., ROSSMANN M. G., OLSON N. H., BAKER T. S., INCARDONA N. L., 1992:** *Nature (London)* 355: 137-143.

**MENDEZ M. A., ARAYA M., OLIVARES M., PIZZARO F., GONZALES M., 2004:** Sex and ceruloplasmin modulate the response to copper exposure in healthy individuals. *Environ. Health Perspect* 112: 1654–1657.



**MERIAN E., 1991:** Metals and their compounds in the environment. Wiley-VCH, Weinheim. 1773 pp.

**METCALF et EDDY, 1991:** Wastewater engineering - treatment, disposal and reuse. McGraw Hill, New York, USA.

**MICHALOVÁ M., 2010:** Nonylfenoly v kalech z komunálních ČOV. *Waste forum* 3: 533-538.

**NĚMEČEK J., 2001:** Taxonomický klasifikační systém půd České republiky.

Praha. Česká zemědělská univerzita.

**NĚMEČEK J., 2002:** The development of soils nomenclature in the Czech Republic. *Rostlinná výroba* 8: 376 – 376.

**NĚMEČEK J., SÁŇKA M., PODLEŠÁKOVÁ E., VÁCHA R., BENEŠ S., 2002:** Vypracování kritických hodnot obsahů rizikových prvků a organických cizorodých látek v půdě a jejich příjem rostlinami z hlediska ochrany kvality a kvantity zemědělské produkce.

**NESVADBA J., 1996:** Kompostování odpadů. *Infoteka*, Praha.

**NOVÁK P., ZABLOUDIL F., ŠOCH M., JURIŠ P., VRÁBLÍKOVÁ J., 2001:** Kompostování – preventivní opatření k omezení přenosu infekčních a parazitárních nemocí v chovech hospodářských zvířat. Sborník příspěvků z 2. konference s mezinárodní účastí, pořádané na téma "Využití doplňkové a nekonvenční péče o zdraví v chovech hospodářských a domácích zvířat" část A. ZF JU České Budějovice. 29 – 32 s. ISBN 80-7305-419-1.

**PASCUAL I., AVILÉS M., AQUIRREOLEA J., SÁNCHEZ-DÍAZ M., 2008:** Effect of sanitized and non-sanitized sewage sludge on soil microbial community and the physiology of pepper plants. *Plant Soil* 310: 41–53.

**PAVLÍKOVÁ D., PAVLÍK M., STASZKOVÁ L., TLUSTOŠ P., SZÁKOVÁ J., BALÍK J., 2007:** The effect of potentially toxic elements and sewage sludge on the activity of regulatory enzyme glutamate kinase. *Plant soil environ.* 53: 201-206.

**PAVLÍKOVÁ D., PAVLÍK M., MATĚJŮ L., BALÍK J., 2008:** Ekotoxikologie, Česká zemědělská univerzita. Praha. 171 s.

**PAVOLOVÁ H., BAKALÁR T., KYSELOVÁ K., 2005:** Study on Quality of Wastewater Sludge. Transaction of the Universities of Košice. 1-7 s. ISSN 1335-2334.

**PETERSEN S. O., PETERSEN J., RUBAEK G. H., 2003:** Dynamics and plant uptake of nitrogen and phosphorus in soil amended with sewage sludge. *Applied Soil Ecology* 24: 187-195.

**PROCHÁZKA S., MACHÁČKOVÁ I., KREKULE J., ŠEBÁNEK J., 1998:** Fyziologie rostlin. AV ČR Praha. 484 s. ISBN 80-200-0586-2.

**PROCHÁZKA S., KREKULE J., MACHÁČKOVÁ L., ŠEBÁNEK J., 2003:** Fyziologie rostlin. Academia. Praha. 484 s.

**QING L., XIA J., CARLSON R. W., ZHANG Q., 2015:** Chromium stable isotope composition of meteorites. 46TH Lunar planet. Sci. Conf.

**RACLAVSKÁ H., 1998:** Znečištění zemin a metody jejich dekontaminace. Sborník z konference. Ostrava. 111 s.

**RACLAVSKÁ H., KUCHAROVÁ J., PLACHÁ D., 2008:** Přehled metod a identifikace látek sledovaných podle Protokolu o registrech úniků a přenosů znečišťujících látek v únicích do půd, VŠB, MŽP. Praha.

**RAUSER W. R., 1999:** Structure and function of metal chelators produced by plants – the case for organic acids, amino acids, phytin and metallothioneins. *Cell Biochemistry and Biophysics* 31: 19-48. IN: Piršelová, B., Matušíková, I., 2011: Proteíny rostlinnej patogenézy v procese obrany rastlín voči kovom. Aktuální kapitoly z fyziologie rostlin a zemědělského výzkumu 2011. Praha, 134-149 s. ISBN: 978-80-213-2160-1.

**REICHMANN E., 2002:** The biological role of the Fas/FasL systém during tumor formativ and progression. *Seminars in cancer biology* 4: 309–315.

**RICHTER R., 2004:** Multimediální učební texty z výživy rostlin. Ústav agrochemie a výživy rostlin. Brno. [online]:

[http://www.af.mendelu.cz/ustav/221/multitexty/html/agrochemie\\_pudy/puda\\_p.htm](http://www.af.mendelu.cz/ustav/221/multitexty/html/agrochemie_pudy/puda_p.htm). [cit. 20. 3. 2017].

**RICHTER R., 2007:** Živný režim půd: Zinek v půdě Ústav agrochemie a výživy rostlin. Brno. [online]:

[http://web2.mendelu.cz/af\\_221\\_multitext/vyziva\\_rostlin/html/agrochemie\\_pudy/puda\\_zn.htm](http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/agrochemie_pudy/puda_zn.htm) [cit. 28.1.2017].

**RICHTER R. & HLUŠEK J., 1994:** Výživa a hnojení rostlin. 1, Obecná část. Brno. Vysoká škola zemědělská. 171 s. ISBN 80-7157-138-5.

**RODRÍGUEZ L. H., MORALES D. A., RODRÍGUEZ E., ROMERO C. D., 2011:** Minerals and trace elements in collection of wheat landraces from the Canary Islands. *Journal of Food Composition and Analysis* 24: 1081-1090.

**RUIZ O. N. & DANIELL H., 2009:** Genetic engineering to enhance mercury phytoremediation. *Curr. Opin. Biotechnol.* 20: 213–219.

**SANDERS J. R., McGRANTH S. P., ADAMS T., 1986:** Zinc, copper and nickel concentrations in ryegrass grown on sewage sludge-contaminated soils of different pH. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 37: 961-968.

**SAUERBECK D. R., 1991:** Plant element and soil properties governing uptake and availability of heavy metals derived from sewage sludge. *Water, Air and Soil Pollution* 57-58: 227-237.

**SEREGIN I. V. & KOZHEVNIKOV A. D., 2005:** Distribution of cadmium, lead, nickel, and strontium in imbibing maize caryopses. *Russian journal of plant physiology* 4: 565 – 569.

**SCHWARTZ C., GÉRARD E., PERRONET K., MOREL J. L., 2001:** Measurement of in situ phytoextraction of zinc by spontaneous metallophytes growing on a former smelter site. *Sci. Total Environ.* 279: 215 – 221.

**SIDDIQUI M. S., A KOLEKTIV AUTORŮ, 2014:** A system for multilocus chromosomal integration and transformation-free selection marker rescue. *FEMS Yeast Res* 14: 1171-85.

**SINGH A., AGRAWAL M., MARSHALL F. M., 2010:** The role of organic vs. inorganic fertilizers in reducing phytoavailability of heavy metals in a wastewaterirrigated area. *Ecological Engineering* 36: 1733–1740.

**SMITH K. L., 1999:** Bacterial Counts Associated With Sawdust and Recycled Manure Bedding Treated with Commercial Conditioners. *J Dairy Sci.* 82: 1690-1695.

**STUPAVSKÝ V., 2017:** Bezpečné využití komunálních odpadních vod a čistírenských kalů k závlaze a hnojení plantáží rychle rostoucích dřevin. *Biom.cz* [online]: <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/bezpecne-vyuziti-komunalnich-odpadnich-vod-a-cistirenskych-kalu-k-zavlaze-a-hnojeni-plantazi-rychle-rostoucich-drevin>. ISSN: 1801-2655. [cit. 20. 3. 2017].

**TERNES T. A., HERRMANN N., BONERZ M., KNACKER T., SIEGRIST H., JOSS A., 2004:** A rapid method to measure the solid-water distribution coefficient (K<sub>d</sub>) for pharmaceuticals and musk fragrances in sewage sludge. *Water research* 19: 4075 - 4084.

**TICHÝ L., 2002:** JUICE, software for vegetation classification. *Journal of vegetation science* 3: 451 – 453.

**TILLER K. G., GERTH J., BRUMMER G., 1984:** The relative affinities of Cd, Ni and Zn for different soil clay fractions and goethite. *Geoderma* 34: 17-34.

**TLUSTOŠ P., 1999:** Mobilita arsenu, kadmia a zinku v půdách s možností omezení jejich příjmu rostlinami. Habilitační práce, ČZU Praha.

**TLUSTOŠ P., BALÍK J., SZÁKOVÁ J., PAVLÍKOVÁ D., BALÍKOVÁ M., 1999:** Příjem arsenu, kadmia a zinku pšenicí, ječmenem a ovšem a distribuce těchto prvků v rostlinách. [online]: <http://www.agris.cz/clanek/106341> [cit. 20. 3. 2017].

**TLUSTOŠ P., SZÁKOVÁ J., HRUBÝ J., HARTMAN I., NAJMANOVÁ J., NEDĚLNÍK J., PAVLÍKOVÁ D., BATYSTA M., 2006:** Removal of As, Cd, Pb, and Zn from contaminated soil by high biomass producing plants. *Plant Soil Environ.* 52: 413–423.

**TLUSTOŠ P., SZÁKOVÁ J., KOŘÍNEK K., PAVLÍKOVÁ D., HANČ A., BALÍK J., 2006:** The effect of liming on cadmium, lead, and zinc uptake reduction by spring wheat grown in contaminated soil. *Plant Soil Environ* 52: 16-24.

**TRAN T. A. & POPOVA L. P., 2013:** Functions and toxicity of cadmium in plants: recent advances and future prospect. *Turkish Journal of Botany* 37: 1-13.

**TŘEBICHA VSKÝ J., HAVRDOVÁ D., BLOHBERGER M., 1997:** Toxické kovy, NSO, Kutná Hora, 483 pp.

**URASE T. & KIKUTA T., 2005:** Separate estimation of adsorption and degradation of pharmaceutical substances and estrogens in the activated sludge process. *Water Research* 39: 1289-1300.

**URIU – ADAMS J. Y. & KEEN C. L., 2005:** Copper, oxidative stress, and human health. *Molecular aspects of medicine* 26: 268 – 298.

**VAIOPOULOU E. & GIKAS P., 2012:** Effects of chromium on activated sludge and on the performance of wastewater treatment plants: A review. *Water Res.* 46: 549-700.

**VÁŇA J., 2004:** Kompostování bioodpadů. In: Váňa J., Balík J., Tlustoš. P.: Pevné odpady (učebnice), ČZU Praha.

**VANĚK V., 2007:** Výživa polních a zahradních plodin. Profi Press. Praha. 167 s. ISBN 976-80-86726-25-0.

**VANĚK V. A KOLEKTIV AUTORŮ, 2002:** Výživa a hnojení polních a zahradních plodin. Praha. 132 s. ISBN 80-902413-7-9.

**VANĚK V., BALÍK J., PAVLÍKOVÁ D., TLUSTOŠ P., 2007:** Výživa polních a zahradních plodin. Profi Press, Praha. 167 s. ISBN 976-80-86726-25-0.

**VOSTOUPAL B. & GJUROV V., 2009:** Zpracování čistírenských kalů na ČOV metodou intenzivního kompostování. Ekologické poradenství. České Budějovice.

**WANG CH., YANG Z., YUAN X., BROWNE P., CHEN L., JI J., 2012:** The influences of soil properties on Cu and Zn availability in soil and their transfer to wheat

(*Triticum aestivum* L.) in the Yangtze River delta region, China. *Geoderma* 193-194: 131 – 139.

**WARMAN P. R., TERMEER W. C., 2005:** Evaluation of sewage sludge, septic waste and sludge compost applications to corn and forage: Yields and N, P and K content of crops and soils. *Bio-resource Technology* 96: 955–961.

**WENZEL W. W., LOMBI E., ADRIANO D. C., 1999:** Biogeochemical Processes in the Rhizosphere: Role in Phytoremediation of Metal-Polluted Soils. In: Prasad M. N. V., Hagemeyer J., 1999: Heavy Metal Stress in Plants. Springer-Verlag Berlin, 273-303 pp.

**WHITE P. J. & BROADLEY M. R., 2009:** Biofortification of crops with seven mineral elements often lacking in human diets – iron, zinc, copper, calcium, magnesium, selenium and iodine. *New Phytologist* 182: 49-84.

**WHO, 2001:** Environmental Health Criteria 221 Zinc. *Geneva:* World Health Organization. 6-255.

**WHO, 2011:** Evaluation of certain contaminants in food: seventy-second report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. World Health Organization, India, 115 s.

**WU F., ZHANG G., YU J., 2007:** Interaction of cadmium and four microelements for uptake and translocation in different barley genotypes. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 34: 13 – 14.

**YU S. A KOLEKTIV AUTORŮ, 2001:** RAD9, RAD24, RAD16 and RAD26 are required for the inducible nucleotide excision repair of UV-induced cyclobutane pyrimidine dimers from the transcribed and non-transcribed regions of the *Saccharomyces cerevisiae* MFA2 gene. *Mutat Res* 485: 229-36.

**ZHU Y. G., SMITH F. A., SMITH S. E., 2002:** Phosphorus efficiencies and their effects on Zn, Cu, and Mn nutrition of different barley (*Hordeum vulgare*) cultivars grown in sand culture. *Aust. J. Agric Res.* 53: 503-521.

**ZÍMOVÁ M., 2003:** Využití čistírenských kalů ve smyslu současné legislativy. *Odpady* 5, ročník XIII, *ECONOMIA, a.s.* Praha. 12 – 14 s. ISSN 1210-4922.

## 9 Samostatné přílohy

Příloha č. 1: ICP plasmový hořák



Příloha č. 2: mlýn na homogenizování vzorků



Příloha č. 3: Optická emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem



Příloha č. 4: Statisticky signifikantní rozdíl mezi variantou kal 1 a kontrola u zrna pšenice na lokalitě Lukavec.

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro Prom2 (Tabulka1) Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně volnosti	PČ	F	p
Abs. člen	3533,809	1	3533,809	824,2813	0,000009
"Prom1"	36,559	1	36,559	8,5276	0,043235
Chyba	17,149	4	4,287		

Příloha č. 5: Statisticky signifikantní rozdíl mezi variantou kal 1 a kontrola u slámy pšenice na lokalitě Lukavec.

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro Prom2 (Tabulka1) Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně volnosti	PČ	F	p
Abs. člen	627,9547	1	627,9547	387,8132	0,002569
"Prom1"	67,6209	1	67,6209	41,7614	0,023118
Chyba	3,2384	2	1,6192		

Příloha č. 6: Statisticky signifikantní rozdíl mezi bilancí zinku u varianty kal a hnůj u ječmene na lokalitě Lukavec.

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro Prom2 (Tabulka1) Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně volnosti	PČ	F	p
Abs. člen	95027430	1	95027430	197,2935	0,000149
"Prom1"	42602249	1	42602249	88,4497	0,000712
Chyba	1926621	4	481655		

Příloha č. 7: Statisticky signifikantní rozdíl mezi bilancí zinku u varianty kal a hnůj u ječmene na lokalitě Suchdol.

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro Prom2 (Tabulka1) Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně volnosti	PČ	F	p
Abs. člen	124155668	1	124155668	120,1424	0,000394
"Prom1"	25313184	1	25313184	24,4950	0,007765
Chyba	4133616	4	1033404		



Příloha č. 8: Statisticky signifikantní rozdíl mezi obsahem zinku ve slámě pšenice mezi lokalitami Suchdol a Lukavec.

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro Prom2 (Tabulka1) Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně volnosti	PČ	F	p
Abs. člen	3133,960	1	3133,960	36,39086	0,000001
"Prom1"	1341,753	1	1341,753	15,58015	0,000391
Chyba	2841,941	33	86,119		

Příloha č. 9: Statisticky signifikantní rozdíl mezi odběrem zinku ve slámě pšenice mezi lokalitami Suchdol a Lukavec.

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro Prom2 (Tabulka1) Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně volnosti	PČ	F	p
Abs. člen	51869,7	1	51869,69	10,57644	0,002642
"Prom1"	31180,4	1	31180,42	6,35781	0,016696
Chyba	161840,9	33	4904,27		

Příloha č. 10: Statisticky signifikantní rozdíl mezi obsahem zinku ve slámě ječmene mezi lokalitami Suchdol a Lukavec.

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro Prom2 (Tabulka1) Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně volnosti	PČ	F	p
Abs. člen	3947,949	1	3947,949	71,93216	0,000000
"Prom1"	805,572	1	805,572	14,67763	0,000542
Chyba	1811,183	33	54,884		