

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů**

**Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin**



**Příjem kadmia plodinami na půdách hnojených čistírenskými kaly**

Cadmium crop uptake from sewage sludge amended soil

**Diplomová práce**

**Autor práce: Bc. Petra Choutková**

**Obor studia: AMBO**

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

**Konzultantka: Ing. Stanislava Vondráčková, Ph.D.**

© 2017 ČZU v Praze

### **Čestné prohlášení**

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

V Praze dne 12. 4. 2017

---

## **Poděkování**

Ráda bych touto cestou poděkovala Ing. Jindřichu Černému, Ph.D. za vedení mé diplomové práce a za odborné rady, Jakubu Kovářikovi za vedení mé diplomové praxe a užitečné rady. V neposlední řadě bych ráda poděkovala své rodině a příteli za podporu jak při psaní diplomové práce, tak i během celého studia.

# Příjem kadmia plodinami na půdách hnojených čistírenskými kaly

## Souhrn

Čistírenské kaly mají dobrý vliv na fyzikální, chemické a biologické vlastnosti půdy z důvodu vyššího obsahu organických látek, makro- a mikroživin. Zároveň je však třeba pečlivě zkoumat obsahy rizikových prvků v plodinách, které jsou pěstovány na půdách hnojených čistírenskými kaly, především z důvodu ochrany zdraví zvířat a lidí.

Cílem této práce bylo zpracování literární rešerše zaměřené na vliv aplikace čistírenských kalů na zemědělskou půdu, obsahy kadmia v půdě a v rostlinách a na příjem kadmia a jeho vliv na rostliny. Experimentální část práce byla zaměřena na studium koncentrací kadmia v bramborách (*Solanum tuberosum*) pěstovaných na půdách dlouhodobě hnojených čistírenskými kaly (jedna dávka /kal1/ a trojnásobná dávka /kal3/), směsí jednosložkových hnojiv N, P, K a na dlouhodobě nehnojené kontrole. Dále byly porovnávány koncentrace kadmia v hlízách a natích brambor na dvou různých lokalitách v Praze – Suchdole a v Humpolci v rozmezí let 2012 až 2015.

V experimentální části byly provedeny laboratorní rozbor vzorků. Vzorky byly převedeny do roztoku pomocí rozkladu na suché cestě a obsah kadmia byl následně zjištěn metodou ICP-OES. Nulové hypotézy nepředpokládaly významný rozdíl v obsahu kadmia u brambor hnojených čistírenskými kaly a kontrolou a dále významný rozdíl mezi koncentracemi kadmia u brambor pěstovaných na lokalitě Praha – Suchdol a Humpolec v různých půdně – klimatických podmínkách.

Výsledky prokázaly statisticky významný vliv lokality na obsah kadmia v hlízách brambor a statisticky významný vliv ročníku na obsah kadmia v nati brambor. V rámci lokalit byl významný rozdíl mezi variantami kontrola – kal1, kontrola – kal3 a kontrola – NPK u hlíz na lokalitě Suchdol a kontrola – kal3 a kal1 – kal3 u hlíz na lokalitě Humpolec. Dále byly patrné vyšší koncentrace kadmia v nati brambor (0,228 – 1,333 mg/kg sušiny) oproti hlízám (0,047 – 0,227 mg/kg sušiny) ve všech variantách hnojení. Závislost obsahu kadmia v hlízách na obsahu kadmia v nati prokázána nebyla. Byl potvrzen vyšší obsah kadmia v bramborách na kyselé půdě v Humpolci (0,143 mg/kg, na Suchdole 0,087 mg/kg sušiny) a byl pozorován vliv aplikace kalů na kationtovou výměnnou kapacitu (KVK) a s ní spojený příjem kadmia bramborami.

**Klíčová slova:** Čistírenské kaly, dlouhodobý polní pokus, kadmium, lilek brambor, příjem, výnos

# Cadmium crop uptake from sewage sludge amended soil

## Summary

Application of sewage sludge has a good effect on the physical, chemical and biological soil properties due to a higher content of organic matter, macro- and micronutrients. At the same time it is necessary to carefully examine the content of risk elements in the crops, which are grown on soils fertilized with sewage sludge, especially because of animal and human health. The aim of this study was to summarize a literature review focused on the effects of the application of sewage sludge on agricultural soil, the contents of cadmium in the soil, the effect of sewage sludge on plant growth, cadmium uptake and changes in plants. The experimental part of the study was focused on analyzing concentrations of cadmium in potatoes (*Solanum tuberosum*) grown on soils long term fertilized with sewage sludge (one dose and triple dose), mixtures of single mineral fertilizer N, P, K and long-term unfertilized control soils. The third target was to compare the cadmium concentrations in the tubers and shoots of potato at two different locations in Prague - Suchdol and Humpolec in the period 2012 - 2015.

In the experimental part of this study the laboratory analysis of samples was made. The samples were transferred into a solution by dry decomposition and content of cadmium was then determined by ICP-OES. Hypothesis did not assume significant differences in the cadmium content of potatoes fertilized with sewage sludge and control, second hypothesis did not assume significant difference between the concentration of cadmium in potatoes grown in Prague - Suchdol and in Humpolec in different soil - climatic conditions.

The results showed a statistically significant effect of the location on cadmium content in potato tubers and statistically significant effect of the year on the content of cadmium in potato shoots. Within the sites there was a significant difference between variants kontrola - kal1, kontrola - kal3 and kontrola - NPK of Cd content in tubers on location Suchdol and kontrola - kal3, kal1 - kal3 of cadmium content in tubers on the site in Humpolec. Then there was the higher concentration of cadmium in potato shoots (0,228 – 1,333 mg/kg DW) compared to tubers (0,047 – 0,227 mg/kg DW) in all variants of fertilization. Dependence of cadmium content in tubers on cadmium content in shoots was not demonstrated. The higher cadmium content in potatoes was confirmed on acidic soil in Humpolec (0,143 mg/kg, in Suchdole 0,087 mg/kg) and the influence of sludge application to a cation exchange capacity (CEC) and the related uptake cadmium potatoes.

**Keywords:** Sewage sludge, long-term field experiment, cadmium, potato, uptake, yield

## Obsah

<b>1 Úvod.....</b>	<b>1</b>
<b>2 Vědecká hypotéza a cíle práce .....</b>	<b>1</b>
<b>3 Literární rešerše .....</b>	<b>1</b>
<b>3.1 Kaly z čistíren odpadních vod (ČOV) .....</b>	<b>1</b>
3.1.1 Produkce čistírenských kalů .....	2
3.1.2 Způsoby využití a úpravy kalů.....	3
<b>3.2 Použití kalů v zemědělství .....</b>	<b>5</b>
3.2.1 Organické látky a živiny v čistírenských kalech .....	5
3.2.2 Stopové prvky .....	5
3.2.3 Rizikové prvky.....	6
3.2.4 Další látky obsažené v kalech – organické polutanty a PCB.....	12
<b>3.3 Vliv aplikace kalů na půdní vlastnosti .....</b>	<b>12</b>
<b>3.4 Legislativa v oblasti nakládání s čistírenskými kaly v ČR.....</b>	<b>14</b>
3.4.1 Vyhláška č. 437/2016 Sb. ....	15
3.4.2 Zákaz používání kalů na půdách.....	18
3.4.3 Pravidla pro aplikaci kalů na zemědělskou půdu.....	19
<b>3.5 Legislativa v oblasti nakládání s čistírenskými kaly v EU .....</b>	<b>19</b>
<b>4 Materiál a metody .....</b>	<b>21</b>
<b>4.1 Průběh a lokalizace experimentu.....</b>	<b>21</b>
4.1.1 Odrůda brambor .....	22
4.1.2 Půdní typy .....	22
<b>4.2 Stanovení obsahu kadmia v bramborách .....</b>	<b>23</b>
<b>4.3 Statistické vyhodnocení dat.....</b>	<b>24</b>
<b>5 Výsledky .....</b>	<b>25</b>
<b>5.1 Obsah kadmia v hlízách brambor .....</b>	<b>25</b>
5.1.1 Lokalita Praha – Suchdol .....	25
5.1.2 Lokalita Humpolec .....	27
5.1.3 Porovnání obsahů kadmia v hlízách mezi lokalitami .....	29
<b>5.2 Obsah kadmia v nati brambor .....</b>	<b>31</b>
5.2.1 Lokalita Praha – Suchdol .....	31

5.2.2	Lokalita Humpolec .....	33
5.2.3	Porovnání obsahů kadmia v nati brambor mezi lokalitami .....	34
<b>5.3</b>	<b>Statistické porovnání obsahů kadmia v nati a hlízách .....</b>	<b>37</b>
<b>5.4</b>	<b>Odběr kadmia.....</b>	<b>37</b>
<b>6</b>	<b>Diskuse .....</b>	<b>40</b>
<b>7</b>	<b>Závěr.....</b>	<b>47</b>
<b>8</b>	<b>Literatura.....</b>	<b>48</b>

# 1 Úvod

V České republice je ročně vyprodukováno přibližně 170 tisíc tun sušiny kalů vzniklých při čištění odpadních vod. Čistírenské kaly mají různé využití – aplikace na zemědělskou půdu, využití pro rekultivace či termické zpracování. Jsou zdrojem organické hmoty, živin a stopových prvků. Z dostupných studií vyplývá, že mají pozitivní vliv na fyzikální, chemické a biologické vlastnosti půd, zároveň však mohou do půdy dodat patogenní mikroorganismy, toxické chemické látky a rizikové prvky. Aplikací kalů na zemědělskou půdu se mohou tyto látky dostávat do plodin a tím do potravního řetězce a negativně ovlivňovat lidské zdraví.

Vzhledem k předpokládanému zvyšování produkce kalů z důvodu vyšších nároků na čistotu kalů ze strany Evropské unie je studium kalů, které jsou aplikovány na zemědělské půdy, velmi důležité.

Při aplikaci kalů na půdu je potřeba dodržovat platnou legislativu, kterou v této oblasti v České republice tvoří zákon o odpadech č. 185/2001 Sb. a vyhláška č. 437/2016 o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě. Dále je také potřeba dodržovat legislativu Evropské unie, kde klíčovými předpisy jsou Směrnice Rady 91/271/EHS o čištění městských odpadních vod a Směrnice Rady 86/278/EHS o ochraně životního prostředí a zejména půdy při používání kalů z čistíren odpadních vod v zemědělství.

Přímá aplikace čistírenských kalů na zemědělské půdy, kde jsou pěstovány brambory, není povolena. Brambory však mohou být pěstovány na půdě, která byla již dříve kontaminována kadmii, proto je studium příjmu kadmia bramborami důležité.



## 2 Vědecká hypotéza a cíle práce

- Nulová hypotéza č. 1: Lze předpokládat, že neexistuje statisticky významný rozdíl v obsahu kadmia u brambor hnojených kaly z ČOV a u brambor nehnojených kaly.
- Nulová hypotéza č. 2: Lze předpokládat, že neexistuje statisticky významný rozdíl v obsahu kadmia u brambor pěstovaných v lokalitě Humpolec a Praha-Suchdol.

### Cíle práce:

- Zpracování literární rešerše se zaměřením na vliv čistírenských kalů na zemědělskou půdu, obsahy kadmia v půdách a rostlinách rostoucích na půdách hnojených kaly, obsah kadmia v těchto půdách a jeho vliv na rostliny
- Provedení analýzy, při které bude zjištěna koncentrace kadmia v bramborách (*Solanum tuberosum*) pěstovaných na různých zemědělských půdách.
- Porovnání obsahu kadmia v bramborách hnojených čistírenskými kaly s obsahem kadmia u brambor hnojených směsí jednosložkových hnojiv N, P, K a dlouhodobě nehnojenou kontrolou

## 3 Literární rešerše

### 3.1 Kaly z čistíren odpadních vod (ČOV)

Podle zákona č. 185/2001 Sb. o odpadech kal pochází z čistíren odpadních vod zpracovávajících městské odpadní vody nebo odpadní vody z domácností a z jiných čistíren odpadních vod, které zpracovávají odpadní vody stejného složení jako městské odpadní vody a odpadní vody z domácností, dále kal ze septiků a jiných podobných zařízení a kal z ČOV výše neuvedených.

Čistírenský kal je suspenze pevných látek a agregovaných koloidních látek vznikající při procesu čištění odpadních vod (Dohányos, 2006). Podle původu odpadní vody vznikají kaly ze splaškových, dešťových, průmyslových, balastních a městských vod.

Průmyslové odvětví se podle vznikajících kalů dělí do 11 skupin, mezi které patří např. zpracování mléka, výroba ovocných a zeleninových výrobků, výroba a stáčení nealkoholických nápojů, zpracování brambor, pivovary, sladovny, průmysl zpracování ryb a další (Směrnice Rady 91/271/EHS).

Objem vzniklých kalů tvoří přibližně 1 – 2 % objemu vody, který do čistírny přichází. Kaly obsahují 50 – 80 % původního znečištění. Koncentrace kalů vyjadřuje obsah sušiny kalu v g/l nebo v % (Dohányos, 2006). Kaly z městských čistíren obsahují průměrně 0,5 – 7 % sušiny. Sušina se skládá z 60 – 70 % organických látek a 30 – 40 % anorganických látek. V tuhé fázi je asi 80 % suspendovaných částic s velikostí nad 0,1 mm a 20 % částic o velikosti pod 0,1 mm. Valečko (2002) uvádí sušinu kalů po anaerobní stabilizaci 4 – 6 %, v ideálním případě 8 %. Pásovým lisováním lze sušinu zvýšit na 22 %, při použití dekantační odstředivky až na 35 %. Tato úprava kalů je však vhodná především pro spalování, pro použití na zemědělské půdy velký význam nemá.

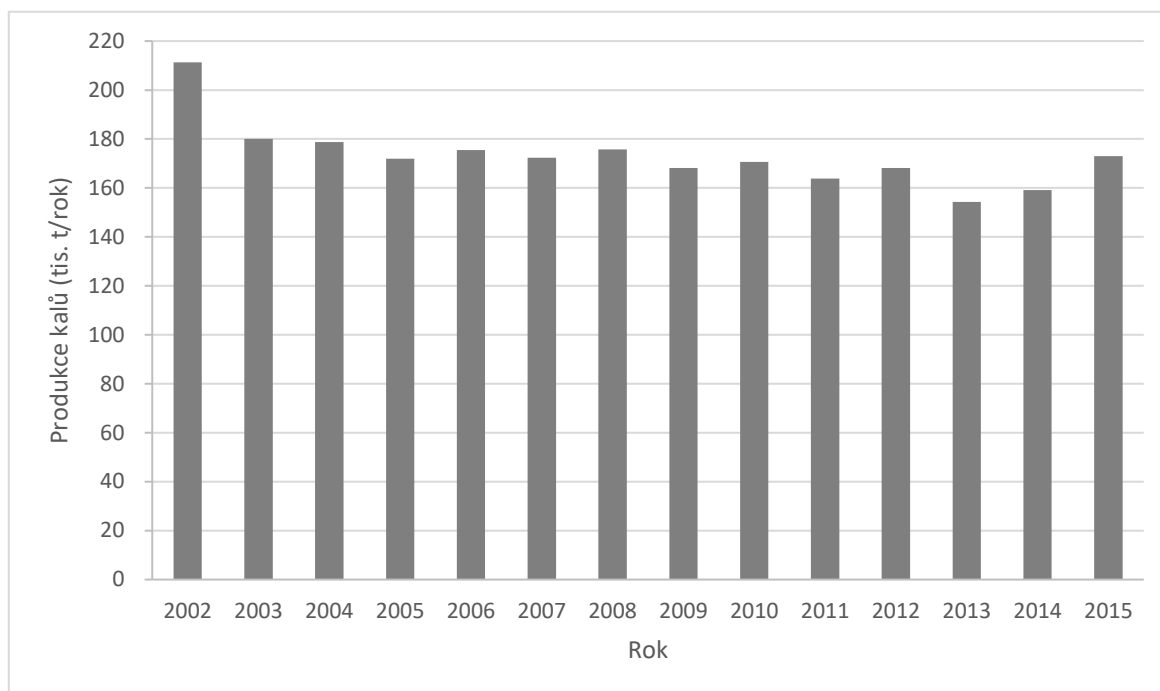
### **3.1.1 Produkce čistírenských kalů**

Statistická data o produkci a využití čistírenských kalů v ČR uvádí Český statistický úřad do roku 2015. Z grafu č. 1 je patrné, že v České republice vzniklo v roce 2015 přibližně 173 tis. tun kalů (ČSÚ, 2015). Množství vznikajících kalů se pravděpodobně bude zvyšovat vzhledem k zvyšujícím se nárokům na čistotu vypouštěných vod (začlenění Směrnice Rady 91/271/EHS o čištění městských odpadních vod do legislativy ČR), zvyšujícího se počtu domácností napojených na kanalizaci a postupnému zařazování terciálního čištění odpadních vod – odstraňování některých živin (Evropská komise, 2016).

V současné době je v České republice 2 495 čistíren odpadních vod, celková kapacita činí 3 915 844 m<sup>3</sup> za den (ČSÚ, 2015).

Množství produkováných kalů závisí na množství odpadní vody, která přichází do ČOV (na počtu obyvatel produkujících odpadní vody), na původu odpadní vody, na způsobu čištění odpadních vod (u některých průmyslových čistíren nebo malých čistíren mohou být vynechány určité složky předčištění), na typu kanalizace a zda byl nebo nebyl zařazen terciální stupeň čištění, při kterém se z vody odstraňují fosfor a dusík (Dohányos, 2006).

Graf č. 1 – Produkce čistírenských kalů v České republice v letech 2002 – 2015 (ČSÚ, 2015)



Nejnovější souhrnná data o produkci čistírenských kalů v celé Evropské unii zatím nejsou dostupná. Dostupná je však produkce čistírenských kalů v EU za roky 2002 – 2007, kdy celková produkce činila přes 10 milionů tun sušiny kalů za rok (Milieu Ltd et al., 2008).

### 3.1.2 Způsoby využití a úpravy kalů

Čistírenské kaly mohou být využívány v zemědělství a na rekultivace (po předchozí stabilizaci), k termickému zpracování (samostatné spalování, v cementárně, pyrolýza) s maximálním využitím energie a dále mohou být uloženy na skládku. Na zemědělskou půdu mohou být aplikovány přímo nebo po zkompostování. Před aplikací na půdu mohou být také stabilizovány vápnem (Dohányos., 2006).

Je potřeba, aby způsoby zpracování kalů vyhovovaly platné legislativě v ochraně životního prostředí, aby byly akceptovány veřejností a byla využívána energie a cenné látky z kalů. Zpracování musí být po technické stránce spolehlivé, ekonomicky dostupné a přijatelné z hlediska ochrany životního prostředí (Dohányos, 2006).

#### 3.1.2.1 Využití kalu v České republice a EU

Z celkové produkce kalů v ČR v roce 2014 (159 162 t sušiny) bylo 47 830 t sušiny (30 %) přímo aplikováno na půdu nebo rekultivováno, 60 511 t (38 %) kompostováno, 5 236 t (3 %) skládkováno, 3 400 t (2 %) spáleno a 42 185 t (27 %) jinak využito. Přehled využívání čistírenských kalů v České republice za období 2004 – 2014 je v tabulce č. 1 (ČSÚ, 2015).

Stejně jako nejsou dostupná nejnovější souhrnná data o celkové produkci kalů v EU, nejsou ani nejnovější data o využití těchto kalů. Poslední dostupná data jsou z let 2002 – 2007, kdy bylo v zemědělství průměrně využito 39 % kalů (Milieu Ltd et al., 2008). Data o produkci čistírenských kalů v ČR se v různých literárních zdrojích liší. Data o roční produkci sušiny čistírenských kalů se liší u Českého statistického úřadu a Milieu Ltd. et al. (2008), je tedy pravděpodobné, že data s procentuálním využitím kalů nemusí být stoprocentně vypovídající. V České republice byla produkce kalů evidována v různých informačních systémech (např. na internetových stránkách Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka). V současné době je dostupná pouze na internetových stránkách České informační agentury životního prostředí (CENIA) a Informačního systému odpadového hospodářství (ISOH) Ministerstva životního prostředí (od r. 2009, do té doby na CENIA). Na internetových stránkách ISOH Ministerstva životního prostředí jsou uvedena data o množství využití kalů v zemědělství a na rekultivace, nikoliv o produkci. Pro rok 2015 uvádí 53 322 t sušiny kalů využitých v zemědělství.

Co se stabilizace kalů týče, celkově za všechny členské státy převládá anaerobní a aerobní digesce. Anaerobní digesci využívá 24 z 27 států (tedy 89 %) a aerobní digesci 20 z 27 členských států (74 %). Anaerobní digesce je nejvíce využívanou metodou ve Španělsku, Spojeném království, Itálii, Finsku, na Slovensku i v České republice. Aerobní digesce je převládající technologií v Polsku (Kelessidis & Stasinakis, 2012). Uvedená data pochází z období 2001 – 2003.

Tabulka č. 1 – Využívání a likvidace kalů v České republice v letech 2004 - 2014 (ČSÚ, 2015)

Rok	Aplikace a rekultivace		Kompostování		Skládkování		Spalování		Jinak	
	t	%	t	%	t	%	t	%	t	%
<b>2004</b>	29119	16	87469	49	25447	14	39	0	36675	21
<b>2005</b>	34467	20	88820	52	12027	7	20	0	36554	21
<b>2006</b>	48304	28	89932	51	13979	8	27	0	23229	13
<b>2007</b>	55349	32	80393	47	8536	5	47	0	27978	16
<b>2008</b>	46776	27	78289	45	11986	7	712	0	37945	22
<b>2009</b>	42442	25	80727	48	5931	4	2179	1	36885	22
<b>2010</b>	60639	36	45528	27	6177	4	3336	2	55009	32
<b>2011</b>	61750	38	45985	28	9527	6	3538	2	43018	26
<b>2012</b>	51912	31	53222	32	9340	6	3528	2	50188	30
<b>2013</b>	54713	35	50384	33	7123	5	3232	2	38882	25
<b>2014</b>	47830	30	60511	38	5236	3	3400	2	42185	27

## 3.2 Použití kalů v zemědělství

Použití kalů v zemědělství je vhodné především z toho důvodu, že obsahují organické látky, dusík (N), fosfor (P) a další živiny potřebné pro růst a vývoj rostlin. Nevýhodou je obsah toxických látek, které se mohou dostat do potravního řetězce (Dudka et Miller, 1999) a mít tak negativní vliv na lidské zdraví. Mezi tyto látky patří hlavně rizikové prvky, některé organické sloučeniny, farmaceutika a patogeny (Usman et al., 2012).

### 3.2.1 Organické látky a živiny v čistírenských kalech

Kaly jsou zdrojem organických látek, dusíku, fosforu, draslíku, hořčíku, vápníku a dalších živin. Obsahy prvků v kalech jsou uvedeny v tabulce č. 2. Ve většině studií byl zjištěn vysoký obsah organických látek pohybující se okolo 45 %. Obsah dusíku se pohybuje mezi 2,5 a 3,2 % a obsah fosforu mezi 0,7 a 2,1 %.

Tabulka č. 2 – Obsahy živin v čistírenských kalech v %

	Martinez et al. (2002)	Bozkurt et Yarliligac (2003)	Liu et Sun (2013)	Černý et al. (2014)
Org.látky	43,4	47,3	42,72	47
Dusík	2,5	2,82	3,02	3,2
Fosfor	1,06	0,76	2,08	1,9
Draslík	0,2	0,44	-	0,4
Hořčík	-	2,32	-	0,9
Síra	-	-	-	0,9

### 3.2.2 Stopové prvky

Stopové prvky se nachází v rostlinách a živočiších ve velmi nízkých množstvích. Koncentrace stopových prvků v kalech je třeba pečlivě sledovat hlavně u kalů využívaných k aplikaci na zemědělské půdy (Epstein, 2002).

Mezi stopové prvky, které jsou pro rostliny a živočichy důležité, zařazujeme bór (B), měď (Cu), železo (Fe), mangan (Mn), molybden (Mo), nikl (Ni), selen (Se) a zinek (Zn) (Mortveldt et al., 1991).

### 3.2.3 Rizikové prvky

Rizikové prvky se vyznačují vysokou molekulární hmotností. Pokud vstoupí do těl organismů, mohou se zde začít akumulovat. Koncentrace těchto prvků v čistírenských kalech závisí na několika faktorech, např. na původu kalu, procesu úpravy odpadní vody či procesu úpravy kalu (Hue et Ranjith, 1994). Mezi rizikové prvky, jejichž koncentrace jsou jedním z limitujících faktorů při použití kalů na zemědělskou půdu, patří arsen (As), kadmium (Cd), chrom (Cr), měď (Cu), olovo (Pb), rtuť (Hg), nikl (Ni), zinek (Zn), beryllium (Be), kobalt (Co), vanad (V) (Vyhláška 437/2016 Sb.).

Karvelas et al. (2003) stanovili množství těžkých kovů v různých fázích zpracování čistírenských kalů z městské čistírny odpadních vod (primární kal, aktivovaný kal a finální kal, u kterého proběhla anaerobní digesce, homogenizace a odvodnění). Obsahy těžkých kovů byly obdobné v primárním a aktivovaném kalu, zatímco ve finálním kalu byly obsahy 10 – 20 krát vyšší (viz tabulka č. 3). Ke zvýšení koncentrací těžkých kovů došlo v důsledku ztráty hmotnosti při anaerobní digesti. Organické a anorganické látky se rozloží do konečných produktů jako je CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S a jiné plyny.

Kadmium se v primárním i aktivovaném kalu vyskytuje v koncentraci 1 mg/kg sušiny kalu, ve finálním kalu je jeho koncentrace desetkrát vyšší (Karvelas et al. 2003).

Tabulka č. 3 – Průměrné obsahy těžkých kovů ± směrodatná odchylka (SD) v různých fázích čistírenských kalů (mg/kg) sušiny (Karvelas et al., 2003)

<b>Kov</b>	<b>Primární kal</b>		<b>Aktivovaný kal</b>		<b>Finální kal</b>	
	<b>Průměr</b>	<b>SD</b>	<b>Průměr</b>	<b>SD</b>	<b>Průměr</b>	<b>SD</b>
<b>Cu</b>	100	21	91	17	1200	220
<b>Cr</b>	17	6,1	32	13	370	100
<b>Ni</b>	37	12	31	16	300	76
<b>Pb</b>	28	7,9	16	3,1	330	84
<b>Cd</b>	1,0	0,39	1,0	0,37	10	4,3
<b>Zn</b>	350	3,1	440	59	4500	450

V jiné práci byl zjištěn vyšší obsah kadmia (4,8 - 29 mg/kg sušiny) v osmi různých čistírenských kalech odebraných z 8 různých čistíren odpadních vod v Polsku, viz tabulka č. 4 (Jakubus et Czeakała, 2001).

Tabulka č. 4 – Chemické složení čistírenských kalů (Jakubus et Czekala, 2001)

Celkový obsah těžkých kovů v mg/kg sušiny	Číslo kalu						
	1	2	3	4	5	6	7
<b>Cu</b>	180	800	970	128	372	511	143
<b>Cd</b>	4,8	7,5	29	5,2	6,3	4,9	5,7
<b>Zn</b>	1450	1937	3249	2625	1150	1900	2754
<b>Cr</b>	50	595	666	83	496	440	153
<b>Ni</b>	34	225	235	44	66	100	92

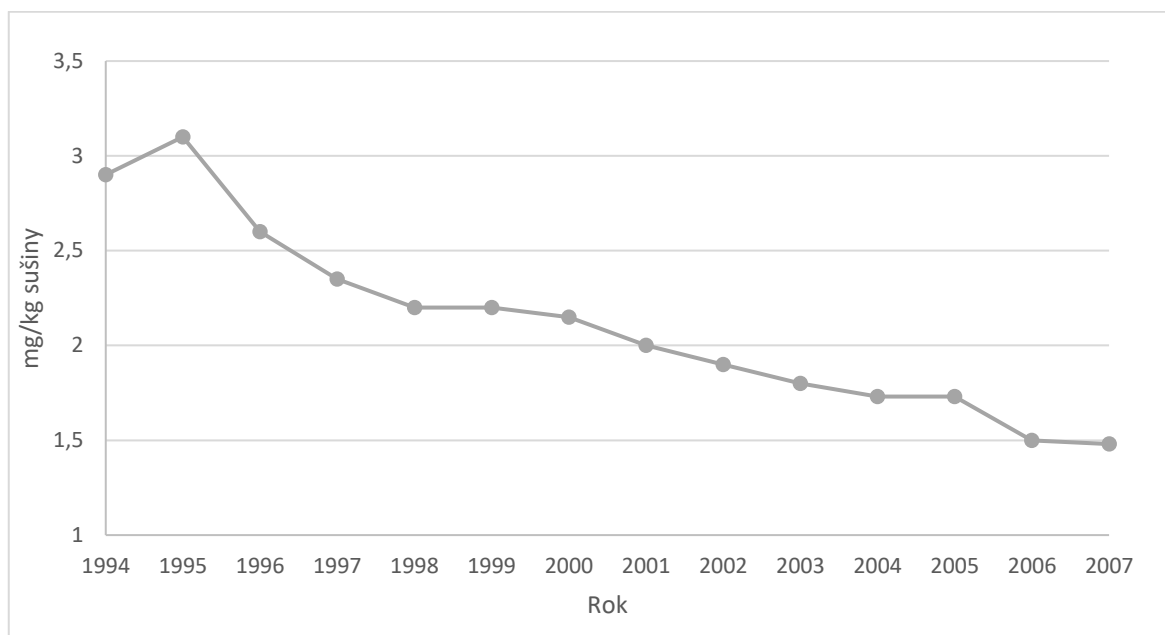
Mobilita těžkých kovů v půdě po aplikaci kalů závisí na fyzikálních a chemických vlastnostech půdy, jako je pH, redoxní potenciál, organický podíl, aplikační dávka kalu (Hue et Ranjith, 1994). Dostupnost těžkých kovů, které byly do půdy dodány aplikací kalů, klesá následovně:  $(Cd + Zn) > (Ni + Cu) > (Pb + Cr)$ . Prvky mají různě silnou vazbu v půdě. Kovy dodávané z kalů jsou často akumulovány v povrchové vrstvě půdy (Kubík, 2009).

Obsahem kadmia v čistírenských kalech se ve svých pracích zabývalo mnoho autorů. V tabulce č. 5 jsou některé koncentrace kadmia v čistírenských kalech shrnuty. V ČR byla provedena studie zabývající se obsahy kadmia v kalech v průběhu let 1997 – 2007. Změny v koncentracích kadmia jsou zobrazeny v grafu č. 2. Z grafu je patrný klesající trend hodnot mediánů (Kubík, 2009).

Tabulka č. 5 – Obsah kadmia v čistírenských kalech (mg/kg)

	Parkpain et al. (1998)	Nandakumar et al. (1998)	Martinez et al. (2002)	Kubík (2009)	Bozkurt et al. (2010)
<b>Kadmium</b>	1,22	1,00	1,00	1,77	1,8

Graf č. 2 – Průměrné hodnoty mediánů kadmia v kalech z ČOV v rozmezí let 1994 – 2007 (Kubík, 2009)



### 3.2.3.1 Kadmium

#### 3.2.3.1.1 Charakteristika

Kadmium je toxický těžký kov. V periodické tabulce se nachází ve 2. skupině. Přirozeně se v půdě vyskytuje pouze malé množství kadmia. Koncentrace v půdě závisí na matečné hornině a stupni zvětrávání. V místech, kde nedochází k antropogennímu znečištění, se obsahy kadmia pohybují v rozmezí 0,1 – 2,0 mg/kg (McLaughlin et al., 1999). Kabata-Pendidas et Mukherjee (2007) uvádí průměrný obsah kadmia v neznečištěných půdách 0,06 – 1,0 mg/kg.

Koncentrace bývají zvyšovány atmosférickým spadem a lidskou činností (aplikace organických a anorganických hnojiv, čistírenských kalů apod.) (McLaughlin et al., 1999).

Kadmium se vyskytuje ve formě dvojmocného prvku ( $\text{Cd}^{2+}$ ) a v půdě je přítomno jako komplex iontu v asociaci s jinými ligandy. Mezi nejdůležitější patří komplexy s  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$  (McLaughlin et al., 1996). V půdách se vyskytuje ve formě: vodorozpustné, organicky vázané, okludované s oxidy Fe a Mn, výměnné, ve formě fosforečnanů, uhličitanů, sulfidů a vázané ve struktuře silikátů (tzv. reziduální frakce; Cibulka, 1991).



### 3.2.3.1.2 Příjem kadmia rostlinami

Kadmium snadno vstupuje ve formě  $\text{Cd}^{2+}$  solí do kořenů (Smolders, 2001). Jakmile kadmium vstoupí do kořenů, dostává se do xylému a tím je transportováno do nadzemních částí rostliny (Salt et al., 1995). Příjem kadmia rostlinami roste přiměřeně s rostoucím obsahem kadmia v půdě. Tento fakt byl prokázán i u brambor (Hassan et al., 2015).

Koncentrace kadmia jsou obvykle vyšší v listech rostlin než v zásobních orgánech (Smolders, 2001). V pokusu s brukví sítinovitou a penízkiem modravým bylo zjištěno, že se kadmium akumuluje jak v kořenech, tak v nadzemní biomase plodin (v kořenech byly koncentrace vyšší). Dále byla prokázána vyšší akumulace v mladých listech obou plodin. Rostliny byly pěstovány v hydroponickém prostředí, kadmium bylo přidáváno ve formě  $\text{CdSO}_4$  (Salt et al., 1995). Ramos et al. (2002) ve své práci uvádí vyšší obsah kadmia v nadzemních částech rostlin oproti kořenům. Snížení koncentrace kadmia v nadzemních částech (a zvýšení akumulace v kořenech) byla prokázána při rostoucí celkové koncentraci kadmia v rostlině.

Mirecki et al. (2015) uvádí, že pěstováním rostlin na půdách s vysokou koncentrací těžkých kovů klesá transfer faktor. Při růstu rostlin na stejných typech půdy akumulace těžkých kovů klesá v následujícím pořadí: listová zelenina > plodová zelenina (rajčata) > kořenová zelenina > zrno. V pokusu byly pěstovány tyto plodiny: kukuřice, fazole, brambory, cibule, pepř, rajčata, hlávkový salát, zelí a jiné.

#### 3.2.3.1.2.1 Faktory ovlivňující příjem kadmia

Velmi důležitým faktorem ovlivňujícím dostupnost kadmia a dalších prvků pro rostliny je pH půdy. Smith (1994) uvádí změny v koncentracích kadmia v bramborách, ovsu a jílku vytrvalém na půdách hnojených čistírenskými kaly s rozdílnými hodnotami pH. Koncentrace kadmia v oloupaných bramborových hlízách, slupkách brambor, slámě ovsa a jílku klesaly lineárně s rostoucím pH (hodnoty pH v rozmezí 3,9 – 7,6). Koncentrace kadmia ve slupkách brambor byly citlivé k měnícímu se pH, zatímco množství kadmia v zrnu ovsa bylo na půdním pH nezávislé.

Na obsah kadmia v hlízách má v souvislosti s pH vliv také vápnění. Ve skleníkovém pokusu vápnění výrazně snížilo obsah kadmia v hlízách brambor. Při polním pokusu aplikace vápence ( $\text{CaCO}_3$ ; do 15 t/ha) koncentrace kadmia v bramborách významně neomezila (Maier et al., 1997).

Vápněním se ve své práci zabývali také Brallier et al. (1996). Byla zkoumána biologická dostupnost kadmia plodinami po 16 letech, kdy byly aplikovány kaly na zemědělskou půdu. Při aplikaci 8, 15 a 22 tun  $\text{Ca(OH)}_2$  na hektar bylo naměřené pH 5,8; 6,5 a 6,9. Ze studie

vyplývá, že vápnění významně snížilo koncentrace kadmia u hlíz brambor a zelí při aplikaci 15 a 22 t Ca(OH)<sub>2</sub>. Vápnění těchto půd také zvýšilo výnos zelí, rajčat, špenátu, kukuřice a brambor.

### 3.2.3.1.3 Toxicita kadmia a její projevy u rostlin

Při dlouhodobém vystavení huseníčku rolního zvýšené koncentraci kadmia (hydroponické pěstování rostlin při koncentraci kadmia 5 – 100 μM) kořeny začínají být slizovité, hnědnou a postupem času se rozkládají (Wójcik et Tukiendorf, 2004). Dále dochází k omezení prodlužování kořenů a nadzemní biomasy, svinování listů a také se mohou objevit chlorózy. Kadmium potlačuje růst postranních kořenů a způsobuje hnědnutí hlavního kořene. Způsobuje omezení fotosyntézy, příjem vody a živin (Yadav, 2010).

Kadmium působí změny u rostlin jak na celkovém vzhledu, tak na buněčné úrovni. Např. v buňkách ve špičce kořene kuchyňské cibule poškozuje jádérka (Liu et al., 1995), u rýže pozměňuje syntézu RNA (Shah et Dubey, 1995).

Příjem iontů kadmia je konkurenční pro příjem, transport a využívání dalších prvků (Ca, Mg, P, K, Fe, Mn, Cu a Zn) a vody rostlinami (Das et al., 1997; Rivetta et al., 1997). Ciécko et al. (2004) se ve své práci zabývali vlivem kadmia na příjem draslíku u ovesa, kukuřice, ředkve a lupiny žluté. Kontaminace půdy kadmiem snížila obsah draslíku v zrna ovesa a v nadzemních částech a kořenech lupiny a ředkve. Zvýšený obsah draslíku byl zjištěn ve slámě a kořenech ovesa a v kořenech kukuřice. Hassan et al. (2015) se ve své práci zabývá vlivem kadmia na příjem živin u brambor. Nejvyšší obsahy živin (N, P, K, Ca, Mg) byly u brambor pěstovaných v kontrolních půdách a nejnižší koncentrace těchto prvků byly v kořenech a nadzemní biomase při nejvyšších koncentracích kadmia (60 mg Cd/kg půdy) aplikovaného ve formě Cd(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>.

Všechny rostliny mohou kadmium kumulovat, rozsah kumulace se liší mezi rostlinnými druhy a odrůdami. Jako příklad lze uvést špenát, sóju či řeřichu, které jsou citlivé na kadmium, zatímco rajčata a zelí jsou k akumulaci rezistentní (Yu, 2001).

U vyšších rostlin je akumulace těžkých kovů v listech spojena s omezením fotosyntézy. Kadmium primárně ovlivňuje fotosyntetické pigmenty před fotosyntetickou funkcí. Tento rizikový prvek také inhibuje fotofosforylaci a syntézu ATP (Yu, 2001). Zvýšená koncentrace kadmia v půdě (60 mg Cd/kg půdy) významně snížila obsah chlorofylu (z 3,51 mg na 0,13 mg) a karotenoidů (z 7,72 μg na 1,89 μg) v bramborách (Hassan et al., 2015).

Krátkodobým ošetřením řízků brambor CdCl<sub>2</sub> byla ovlivněna aktivita glutathion reductázy v závislosti na koncentraci iontů kadmia, typu hlíz a doby inkubace. Pro výzkum byly použity dvě odrůdy brambor – Bintje, což je méně odolná odrůda, a druhá odrůda byla Bzura. U méně

odolné odrůdy došlo k zvýšení aktivity glutathion reductázy, zatímco u Bzury velké změny nenastaly (Stroiński et al., 1999).

Kadmium ovlivňuje ať už přímo nebo nepřímo vlastnosti membrán, např. jejich propustnost. Snížení propustnosti bylo pozorováno u listů a hlíz brambor (Stroiński et Floryszak-Wieczorek, 1990, 1993).

Stejně jako mnoho dalších abiotických a biotických faktorů tento prvek vyvolává oxidační stres u rostlin (Stroiński and Kozłowska, 1997). Tento proces je charakterizován intenzivnější syntézou reaktivních forem kyslíku, které mají ničivý vliv na všechny buněčné makromolekuly.

#### **3.2.3.1.4 Kadmium v bramborách**

Dudka et al. (1996) se zabývali obsahem a přenosem kadmia z půd kontaminovaných úletovým popelem v bramborách. V neoloupaných bramborách byly obsahy vyšší než v oloupaných bramborách (při maximální dávce, což je 66,8 kg kadmia na 10 m<sup>2</sup> plochy půdy, byla v neoloupaných bramborách dvojnásobná koncentrace kadmia než v oloupaných, tedy 3,21 mg/kg a 1,67 mg/kg sušiny brambor). Aplikace tohoto materiálu do půd také omezila výnos brambor.

Další práce došla k podobnému závěru jako předchozí studie. U různých plodin (brambory, cibule, kukuřice, bob a vojtěška) byly zkoumány obsahy kadmia a dalších těžkých kovů. Výsledky ukazují, že nejvyšší koncentrace kadmia u brambor je ve slupce, zatímco v oloupané hlíze byly koncentrace nižší. U bobů, které rostou nad zemí, byly koncentrace vyšší v plodech (Queirolo et al., 2000).

Chen et al. (2014) se zabývali obsahy kadmia v jednotlivých orgánech brambor rostoucích na kontaminovaných půdách. Zkoumali obsah kadmia v kořenech, hlízách, stoncích a listech při různých koncentracích Cd (kadmium bylo aplikováno ve formě CdCl<sub>2</sub>; koncentrace kadmia v půdě byly 0, 1, 5 a 25 mg/kg). Při těchto koncentracích byl v hlízách brambor stanoven obsah Cd: 0,11, 0,81, 3,62 a 4,92 mg/kg. Bylo zjištěno, že nejnižší obsahy byly v hlízách, vyšší v kořenech/stoncích a největší v listech.

#### **3.2.3.1.5 Reakce rostlin na stres způsobený kadmiem**

Rostliny mají homeostatický buněčný mechanismus pro regulaci koncentrace kovových iontů uvnitř buňky, aby se minimalizovalo potenciální poškození, které by mohlo vznikat v důsledku vystavení rostlin neesenciálním kovovým iontům (Benavides et al., 2005).

Bartolf et al. (1980) předpokládali, že ve vyšších rostlinách (jako např. rajčata) existují komplexy podobné metallothioneinům, které vážou kadmium. Tyto komplexy byly pozorovány i u fazolí (Weigel et Jäger, 1980) či tabáku (Wagner et Trotter, 1982).

Brambory mají různé obranné mechanismy, kterými se brání působení kadmia. Jsou schopny kumulovat organické kyseliny v buňkách nebo syntetizovat peptidy, na které se kadmium váže a tím snižuje toxický efekt pro rostlinu (Cibulka et al., 1991). Zemanová et al. (2015) ve své práci uvádí vyšší obsah kyseliny glutamové a aspargové ve špenátu při vyšší aplikaci kadmia do půdy (90 mg/kg půdy) po 55 dnech od výsevu. V posledním období (po 75 dnech od výsevu) došlo k poklesu obsahu obou kyselin. V tomto pokusu byly sledovány také nasycené a nenasycené mastné kyseliny ve špenátu. Významný rozdíl obsahů mastných kyselin v závislosti na kontaminaci kadmiiem byl patrný pouze v prvních 25 dnech od výsevu. Kontaminace kadmiiem zvýšila obsah nasycených kyselin, u nenasycených byl patrný opačný trend.

#### **3.2.4 Další látky obsažené v kalech – organické polutanty a PCB**

Mezi potenciální kontaminanty v čistírenských kalech se řadí produkty nedokonalého spalování (polycyklické aromatické uhlovodíky – PAH), polychlorované bifenyly (PCB a dioxiny), rozpouštědla (např. chlorované parafiny), zpomalovače hoření (např. polybromovaný difenylether), změkčovadla (např. ftaláty) a zemědělské chemikálie (např. pesticidy) (Smith, 2008).

Dále je také věnována pozornost novým látkám, které se hojně vyskytují v odpadních vodách a následně v kalech. Jsou to PPCP (Pharmaceuticals and Personal Care Products), tedy léky, kosmetické přípravky, prací prášky, čisticí prostředky a přípravky osobní hygieny. Sledují se obsahy látek s estrogením účinkem a antibiotika (Sirotková, 2010).

### **3.3 Vliv aplikace kalů na půdní vlastnosti**

Poměr C:N u kalů je poměrně úzký, nejčastěji 6-12:1, způsobuje rychlý průběh mineralizace kalů (Černý et al., 2014), tedy rozklad látek organických na látky anorganické pomocí mikroorganismů.

V tabulce č. 6 jsou shrnuty fyzikální, chemické a biologické vlastnosti, které jsou ovlivněny aplikací čistírenských kalů do půdy. Vliv kalů na pH půdy není jednoznačný. Vašák et al. (2015) ve své práci uvádí, že hnojením kaly dochází k mírnému snížení pH. Vápněním kalů při jejich stabilizaci a hygienizaci dochází ke zvýšení pH půdy.

Různé zdroje uvádí, že pH kalů je neutrální (Černý et al., 2014; Bozkurt et Yarılgaç, 2003; Bozkurt et al., 2009).

Aplikace čistírenských kalů má vliv na odplavování a tím způsobenou ztrátu půdy. Při aplikaci různých dávek kalů do půdy bylo zjištěno, že s rostoucí dávkou kalů klesá erodovatelnost půd (Albaladejo et al., 2000). Ojeda et al. (2003) ve své práci uvádí statisticky průkazné snížení promyvateľnosti půdy po aplikaci termicky upraveného kalu. Zapravením čerstvého kalu do půdy také došlo ke snížení vyplavování, výsledky ale nebyly statisticky průkazné. U zkompostovaného kalu byla míra promývání vyšší v porovnání s kontrolní půdou u písčitých i u hlinitých půd.

Ojeda et al. (2003) také uvádí, že vyšší podíl organické hmoty v čistírenských kálech snižuje objemovou hmotnost a zvyšuje stabilitu půdního agregátu.

Čistírenské kaly v půdě ovlivňují obsah živin. Vaca et al. (2011) uvádí dvojnásobné zvýšení celkového obsahu dusíku v půdě při aplikaci kalu ve srovnání s aplikací minerálních hnojiv. Koncentrace fosforu byly také významně vyšší u půd hnojených kaly v porovnání s půdami hnojenými NPK hnojivy. Ilie et al. (2014) ve své práci také uvádí nárůst celkového dusíku v půdě po aplikaci kalů.

Fließbach et al. (1994) se zabývali porovnáním mikrobiálních vlastností půd po aplikaci surových kalů přímo z ČOV s nízkým obsahem těžkých kovů a aplikací těchto kalů po přidání ve vodě rozpustných chloridů Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg a Zn.

Oproti kontrole vzrostl po aplikaci kalů s nízkým obsahem těžkých kovů celkový obsah uhlíku mikrobiální biomasy a mikrobiální aktivita v půdě. Aplikace kontaminovaných kalů způsobila významný pokles celkového uhlíku mikrobiální biomasy. Problematikou vlivu kalů na mikrobiální biomasu se zabývali také Hāni et al. (1995). Z důvodu obohacení půdy o organické a anorganické znečišťující látky došlo ke snížení velikosti celkové populace mikroorganismů, snížení aktivity fixace dusíku a ke změnám ve složení mikrobiální populace v půdě.

Kizilkaya et Bayrakli (2005) se ve své práci věnovali vlivu různých dávek kalů (0, 100, 200 a 300 t/ha) a různých poměrů C:N (3:1, 6:1, 9:1) na enzymatickou aktivitu  $\beta$ -glukosidázy, alkalické fosfatázy, arylsulfatázy a ureázy v jílovité půdě (při 25°C). Jak dávka kalů, tak poměr C:N měly významný vliv na enzymatickou aktivitu. Po aplikaci kalů došlo ve všech případech ke zvýšení enzymatické aktivity. Nejvyšší aktivita  $\beta$ -glukosidázy byla v půdách s nejvyšší dávkou kalů s poměrem C:N 9:1. Nárůst byl pozorován i u aktivity alkalické fosfatázy a arylsulfatázy, ale po uplynutí 30 denní inkubační doby následoval pokles. Nejvyšší aktivity

ureázy, alkalické fosfatázy a arylsulfatázy byly pozorovány v půdách s nejvyšší dávkou kalů s nízkým poměrem C:N.

Tabulka č. 6 – Efekt aplikace kalů na fyzikální, chemické a biologické vlastnosti půdy

Vlastnosti	Efekt	Reference
<b>1) Fyzikální</b>		
Stabilita půdního agregátu	Zvýšení	Ojeda et al. (2003)
Objemová hmotnost	Snížení	Ramulu (2002)
Elektrická vodivost	Zvýšení	Martinez et al. (2002)
Vodní kapacita	Zvýšení	Ramulu (2002)
Pórovitost	Zvýšení	Ramulu (2002)
Eroze	Snížení	Ojeda et al. (2003)
Obsah humusu	Zvýšení	Kulling et al. (2001)
<b>2) Chemické</b>		
pH	Snížení	Vašák et al. (2015)
	Zvýšení	Tsadilas et al. (1995)
Toxické prvky	Zvýšení	Kulling et al. (2001)
Organický uhlík v půdě	Zvýšení	Börjesson et al. (2014)
Dusík a fosfor	Zvýšení	Martinez et al. (2002)
Kationtová výměnná kapacita	Zvýšení	Ramulu (2002)
<b>3) Biologické</b>		
Patogenní organismy	Zvýšení	Kulling et al. (2001)
Aerobní bakterie	Zvýšení	Kulling et al. (2001)
Populace kvasinek	Zvýšení	Kulling et al. (2001)

### 3.4 Legislativa v oblasti nakládání s čistírenskými kaly v ČR

Problematikou čistírenských kalů se zabývá zákon č. 185/2001 Sb. o odpadech, dále vyhláška č. 437/2016 o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě, vyhláška č. 294/2005 Sb. o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu. Vyhláška č. 341/2008 Sb. o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady se také zabývá problematikou kalů.

Upraveným kalem je kal, u kterého byl významně snížen obsah patogenních organismů biologickou, chemickou nebo tepelnou úpravou, dlouhodobým skladováním nebo byl podroben jakémukoliv jinému vhodnému procesu, který sníží obsah patogenních organismů v kalech a tím zdravotní rizika spojená s jeho aplikací.

Použitím kalu se míní zapracování kalu do půdy. Program použití kalů je dokumentace zpracovaná v rozsahu stanoveném prováděcím právním předpisem (zákon č. 185/2001 Sb.). Další právní předpisy České republiky a Evropské unie zabývající se použitím kalů a dalším nakládáním s nimi budou zmíněny v následující části této diplomové práce.

### **3.4.1 Vyhláška č. 437/2016 Sb.**

Tato vyhláška určuje technické podmínky použití upravených kalů na zemědělské půdě. Udává limitní hodnoty koncentrací vybraných rizikových prvků v půdě (tabulka č. 7) a v kalech (tabulka č. 8).

Upravené kaly je možné na zemědělské půdě používat pouze za splnění následujících podmínek:

- upravené kaly musí být použity nebo umístěny na půdní blok, kde budou použity, do 8 měsíců ode dne jejich výstupu z technologie úpravy
- pokud je překročena lhůta 8 měsíců, musí být před použitím upravených kalů ověřeno splnění mikrobiologických kritérií pro jejich použití; časový odstup od odběru vzorku pro provedení analýz do jejich použití nebo alespoň umístění na půdní blok, kde budou použity, nesmí být delší než 30 dní
- upravené kaly mohou být umístěny v rámci půdního bloku, kde budou použity, nejvýše 30 dnů před jejich použitím
- kaly musí být zapraveny do půdy nejpozději do 48 hodin od rozprostření kalů na půdní blok
- potřeba dodání živin do půdy na dílu půdního bloku určeného k použití upravených kalů musí být doložena výsledky rozborů agrochemických vlastností půd uvedených v evidenčním listu využití kalů v zemědělství
- na 1 hektar může být použito nejvýše 5 tun sušiny kalů; upravené kaly musí být na jednom dílu původního bloku použity v jedné agrotechnické operaci a v jednom souvislém časovém období za příznivých fyzikálních a vlhkostních podmínek; pokud použité kaly obsahují méně než polovinu limitního množství každé ze sledovaných rizikových látek a prvků, může množství kalů dosáhnout 10 tun sušiny kalů na 1 hektar

- po dobu 3 let následujících po použití upravených kalů nesmí být na dotčených dílech půdního bloku použity žádné další kaly; to platí pro celý díl půdního bloku, i když bylo použití upravených kalů provedeno jen na jeho části
- při přímém použití upravených kalů musí být minimální obsah sušiny kalu 4%

Při umístění upravených kalů musí být od okamžiku umístění upravených kalů do jejich použití splněny následující podmínky:

- upravené kaly obsahují minimálně 18 % sušiny
- umístění upravených kalů je v souladu s programem použití kalů
- minimální vzdálenost umístění kalů od povrchových vod nesmí být menší než 50 m při zohlednění místní hydrologické situace
- minimální vzdálenost umístěných kalů od zdrojů pitné vody, zdrojů léčivých vod a přírodních minerálních vod nesmí být menší než 100 m při zohlednění místní hydrologické situace
- minimální vzdálenost umístění kalů od obytné zástavby nesmí být menší než 300 m
- umístění upravených kalů je možné pouze na pozemcích, které nejsou meliorovány, nejedná se o trvale zamokřené půdy vymezené hlavními půdními jednotkami 65 a 76 nebo lehké písčité – silně propustné půdy
- v případech, kdy se zachází s upravenými kaly na větším rozsahu nebo kdy je zacházení s nimi spojeno se zvýšeným nebezpečím pro povrchové nebo podzemní vody, je vypracován a schválen havarijný plán
- úložiště kalů musí být zabezpečeno proti úniku tekutého podílu z úložiště
- sklon svahu, na kterém jsou upravené kaly uloženy, dosahuje maximálně 5 °
- jednotlivé upravené kaly musí být odděleny a označeny podle čistírny odpadních vod nebo zařízení na úpravu kalů, kde byly upraveny, a programu použití kalů, který se na ně vztahuje

Tabulka č. 7 – Mezní hodnoty koncentrací prvků v extraktu lučavkou královskou v mg/kg sušiny v půdě (Vyhláška č. 437/2016 Sb.)

	As	<b>Cd</b>	Cr	Cu	Hg*	Ni	Pb	Zn	Be	Co	V
<b>Běžné půdy</b> <sup>1)</sup>	20	<b>0,5</b>	90	60	0,3	50	60	120	2,0	30	130
<b>Lehké půdy</b> <sup>2)</sup>	15	<b>0,4</b>	55	45	0,3	45	55	105	1,5	20	120



1) Běžné půdy: písčito-hlinité, hlinité, jílovitohlinité a jílovité půdy, které zaujímají převážnou část zemědělsky využívaných půd. Jedná se o půdy s normální variabilitou prvků, s normálním půdním vývojem v různých geomorfologických podmínkách, v tomto pojedí včetně půd na karbonátových horninách

2) Lehké půdy: půdy vzniklé na velmi lehkých a chudých matečních horninách, jako jsou písky a štěrkopísky. Při vymezení těchto půd se vychází ze zastoupení jemných částic (do 0,01 mm), které tvoří maximálně 20 %. Tyto půdy se vyznačují velmi nízkou absorpční kapacitou.

\* Obsah Hg se stanoví jako celkový obsah; obsahy ostatních prvků, tj. As, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V, Zn se stanoví extrakcí lučavkou královskou.

Tabulka č. 8 – Mezní hodnoty koncentrací vybraných rizikových látek a prvků v kalech pro jejich použití na zemědělské půdě (Vyhláška č. 437/2016 Sb.)

<b>Riziková látka</b>	<b>Mezní (maximální) hodnoty koncentrací v kalech (mg/kg sušiny)</b>
As - arsén	30
<b>Cd - kadmium</b>	<b>5</b>
Cr - chrom	200
Cu - měď	500
Hg - rtuť	4
Ni - nikl	100
Pb - olovo	200
Zn - zinek	2500
AOX (halogenové org. sloučeniny)	500
PCB (suma 6 kongenerů - 28+52+101+138+153+180)	0,6
PAU	10

V tabulkách jsou vždy tučně zvýrazněny mezní hodnoty pro kadmium, protože to je hlavní prvek, kterým se tato práce zabývá.

Vyhláška č. 437/2016 Sb. také určuje mikrobiologická kritéria pro použití kalů na zemědělské půdě. Kaly jsou rozděleny do dvou kategorií. Kategorie I jsou kaly, které je možno obecně aplikovat na půdy využívané v zemědělství a v kategorii II jsou kaly, které je možno aplikovat na zemědělské půdy určené k pěstování technických plodin a na půdy, na kterých se nejméně 3

roky po použití čistírenských kalů nebude pěstovat polní zelenina a intenzivně rostoucí ovocná výsadba, a při dodržení zásad ochrany zdraví při práci a ostatních ustanovení vyhlášky. Přípustná množství mikroorganismů jsou určována v 1 gramu sušiny kalů pro *Salmonella* sp., která se stanovuje pouze u kalu kategorie I, a koloniích tvořící jednotky (KTJ) v 1 g sušiny pro termotolerantní termofilní bakterie a enterokoky.

Tabulka č. 9 – Mikrobiologická kritéria pro použití kalů na zemědělské půdě (vyhláška č. 437/2016 Sb.)

Indikátorový mikroorganismus	Jednotky	Kal kategorie I		Kal kategorie II	
		Počet zkoušených vzorků při každé kontrole výstupu	Limitní hodnota (nálet/KTJ*)	Počet zkoušených vzorků při každé kontrole výstupu	Limitní hodnota (nálet/KTJ*)
Termotolerantní koliformní bakterie	KTJ* v 1 g sušiny	5	< 103	5	103 - 106
Enterokoly	KTJ* v 1 g sušiny	5	< 103	5	103 - 106
<i>Salmonella</i> sp.	nález v 1 g sušiny	5	negativní	-	-

\* KTJ – kolonie tvořící jednotku

### 3.4.2 Zákaz používání kalů na půdách

Použití kalů je zakázáno na zemědělské půdě, která je součástí chráněných území přírody a krajiny podle zvláštního právního předpisu, na lesních porostních půdách běžně využívaných klasickou lesní pěstební činností. Dále v pásmu ochrany vodních zdrojů, na zamokřených a zaplavovaných půdách, na trvalých travních porostech a travních porostech na orné půdě v průběhu vegetačního období až do poslední seče, v intenzivních plodících ovocných výsadbách, na pozemcích využívaných k pěstování polních zelenin v roce jejich pěstování a v roce předcházejícím, v průběhu vegetace při pěstování píce, kukuřice a při pěstování cukrové řepy s využitím chrástu ke krmení.

Použití kalů je také zakázáno, jestliže z půdních rozborů vyplyne, že obsah vybraných rizikových látek v průměrném vzorku překračuje jednu z hodnot stanovených v prováděcím právním předpisu, na půdách s hodnotou výměnné půdní reakce nižší než pH 5,6 a také jestliže kaly nesplňují mikrobiologická kritéria daná prováděcím právním předpisem. Použití mikrobiálně kontaminovaných kalů může být provedeno pouze pro prokázané hygienizaci kalů.

Ministerstvo životního prostředí ve spolupráci s Ministerstvem zemědělství a Ministerstvem zdravotnictví stanovuje vyhláškou technické podmínky použití upravených kalů na zemědělské půdy, mezní hodnoty koncentrací vybraných rizikových látek v půdě, mezní hodnoty koncentrací těžkých kovů, které mohou být přidány do zemědělské půdy za 10 let. Dále stanoví mezní hodnoty koncentrací vybraných rizikových látek v kalech pro použití na zemědělské půdě, mikrobiologická kritéria pro použití kalů, postupy analýzy kalů a půdy (včetně metod odběru vzorků) a obsah programu použití kalu (Zákon č. 185/2001 Sb.).

### 3.4.3 Pravidla pro aplikaci kalů na zemědělskou půdu

Zákon č. 156/1998 Sb. o hnojivech stanovuje zákaz aplikace kalů na zemědělskou půdu v době nepříznivých klimatických podmínek (zamrzlá půda, pokrytá sněhem apod.), popř. při předpokládaném ohrožení okolních pozemků, vod či životního prostředí. Dále zakazuje aplikaci na zemědělskou plochu, pokud není možné zajistit rovnoměrné rozptřeni hnojiva a zadává oznamovací povinnost 14 dní před předpokládaným použitím upravených kalů.

## 3.5 Legislativa v oblasti nakládání s čistírenskými kaly v EU

Z legislativních předpisů platících pro celou Evropskou unii je třeba jmenovat hlavně Směrnici Rady 91/271/EHS o čištění městských odpadních vod a Směrnici Rady 86/278/EHS o ochraně životního prostředí a zejména půdy při používání kalů z čistíren odpadních vod v zemědělství. V tabulce č. 10 jsou uvedeny mezní hodnoty stanovené směrnici 86/278/EHS a dále průměrné koncentrace naměřené ve státech Evropské unie (Evropská komise, 2001). Z koncentrací uvedených v této publikaci je zřejmé, že naměřené hodnoty jsou mnohdy několikanásobně nižší, než hodnoty stanovené směrnici.

Tabulka č. 10 – Mezní hodnoty koncentrací těžkých kovů v kalech používaných v zemědělství v EU a reálné rozsahy hodnot koncentrací těžkých kovů v členských státech EU (Směrnice 86/278/EHS o ochraně životního prostředí a zejména půdy při používání kalů z čistíren odpadních vod v zemědělství; Evropská komise, 2001)

<b>Ukazatel</b>	<b>Mezní hodnoty stanovené směrnici 86/278/EHS (mg/kg sušiny)</b>	<b>Rozsah naměřených hodnot v členských státech EU (mg/kg sušiny)</b>
<b>Kadmium (Cd)</b>	20 - 40	0,4 – 3,8
<b>Měď (Cu)</b>	1 000 – 1 750	39 – 641
<b>Nikl (Ni)</b>	300 – 400	9 – 90

Pokračování tabulky č. 10 - Mezní hodnoty koncentrací těžkých kovů v kalech používaných v zemědělství v EU a reálné rozsahy hodnot koncentrací těžkých kovů v členských státech EU (Směrnice 86/278/EHS o ochraně životního prostředí a zejména půdy při používání kalů z čistíren odpadních vod v zemědělství; Evropská komise, 2001)

<b>Olovo (Pb)</b>	750 – 1 200	13 – 221
<b>Zinek (Zn)</b>	2 500 – 4 000	142 – 2 000
<b>Rtuť (Hg)</b>	15 – 25	0,3 - 3
<b>Chrom (Cr)</b>	1 000 – 1 750	16 – 275

## 4 Materiál a metody

### 4.1 Průběh a lokalizace experimentu

V práci byl sledován obsah kadmia v hlízách a natích brambor hnojených čistírenskými kaly a minerálními hnojivy na pokusných stanovištích patřících pod KAVR – ČZU v Praze. Pokusy byly založeny na stanovištích s různými půdně-klimatickými podmínkami (Červený Újezd, Hněvčeves, Humpolec, Lukavec u Pacova a Praha – Suchdol) a probíhají od roku 1996. Tato práce je zaměřená na stanoviště v Humpolci a v Praze – Suchdole. Velikost pokusné parcely v Humpolci je 60 m<sup>2</sup> a na Suchdole 60,5 m<sup>2</sup>. V tabulce č. 11 jsou shrnuty půdní a klimatické podmínky vybraných stanovišť.

V rámci pokusu jsou střídány tři plodiny, a to brambory, ozimá pšenice a jarní ječmen. Pokus je organizován tak, aby byly všechny plodiny pěstovány v každém roce.

Tabulka č. 11 – Charakteristika pokusných stanovišť

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

K bramborám byly vždy na podzim aplikovány čistírenské kaly (jedna dávka /kal1/ a trojnásobná dávka /kal3/) a minerální hnojivo, které bylo vytvořeno smícháním jednosložkových hnojiv N, P a K (viz vysvětlivky pod tabulkou č. 12). Průměrný obsah kadmia v kalech aplikovaných v dlouhodobých polních pokusech KAVR byl 2,54 mg/kg sušiny. Průměrná dávka u varianty kal1 byla 9,3 tun sušiny na hektar. Na všechna stanoviště byly používány kaly ze stejné ČOV. Minerální hnojivo bylo aplikováno na podzim.

Tabulka č. 12 – Dávky živin aplikovaných hnojiv k bramborám

Označení variant	N	P	K
Kontrola	-	-	-
Kal 1	330 <sup>1)</sup>	201 <sup>2)</sup>	55 <sup>2)</sup>
Kal 3	990 <sup>1)</sup>	603 <sup>2)</sup>	165 <sup>2)</sup>
NPK <sup>3)</sup>	120	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)

#### 4.1.1 Odrůda brambor

V pokusu byla na obou stanovištích použita poloraná odrůda brambor Ditta, která pochází z Rakouska a byla registrována v roce 1996. Vyznačuje se pevnou až velmi pevnou dužinou. Hlízy jsou oválné až dlouze oválné žluté barvy jak dužniny, tak slupky. Jde o varný typ AB. Pro odrůdu AB je typická velmi pevná a pevná, nerozvářivá, velmi slabě moučnatá, lojovitá dužnina (VÚB HB, 2017). Odrůda Ditta je odolná vůči rakovině bramboru (*Synchytrium endobioticum*) a háďátku bramborovém (*Globodera rostochiensis*) (ÚKZÚZ, 2015).

#### 4.1.2 Půdní typy

Lokality se nachází na různých půdních typech. Lokalita v Humpolci na kambizemi modální a Suchdol na černozemi modální. Jednotlivé půdní typy mohou mít vliv na příjem kadmia bramborami.

##### 4.1.2.1 Kambizem modální

Kambizemě jsou v České republice nejrozšířenějším typem půd, jedná se o půdy s hnědým (braunifikovaným) horizontem. Vyvinuly se především v hlavním souvrství svahovin magmatických, metamorfických a zpevněných sedimentárních hornin. Vytváří se nejčastěji ve svažitéch podmínkách pahorkatin, vrchovin a hornatin, méně v rovinném terénu. Subtyp modální se vyvinul ze středně těžkých a lehčích středních substrátů. Vyskytují se v širokém rozmezí klimatických a vegetačních podmínek. Vzhledem k tomu, že se kambizemě vyvinuly z různorodých substrátů, jsou velmi rozmanité z hlediska trofismu, zrnitosti a skeletovitosti. Liší se také v akumulaci humusu a jeho kvalitě, ve vyluhování půdního profilu a zvětrávání.

Spolu s narůstáním acidifikace se také snižuje poměr HK : FK (huminové kyseliny : fulvokyseliny), zvyšuje se podíl slaběji vázaných HK a volných FK (Němeček et al., 2008).

Půdní pH je slabě kyselé až kyselé. Tento půdní typ je využíván především k zemědělským a lesnickým účelům (Šarapatka, 2014).

#### **4.1.2.2 Černozem modální**

Černozemě jsou hlubokohumózní půdy vyvinuté z karbonátových sedimentů. Jedná se o sorpčně nasycené půdy s obsahem humusu 2,0 – 4,5 % (od nejlehčích až přes nejtypičtější středně těžké k těžkým) v horizontu A<sub>c</sub>. Černozemě se vytvořily v teplejších a sušších oblastech ze spraší, písčitých spraší a slínů. Konkrétně černozemě modální vznikly hlavně ze spraší s kalcickým horizontem (Němeček et al., 2008).

Obsahují obvykle 10 – 15 % CaCO<sub>3</sub>, 50 – 60 % prachových částic a 25 – 30 % jílových částic (< 0,01 mm). Vyznačují se rovnovážným vztahem mezi humifikací a mineralizací (přeměnou organických látek bohatých na vápník). Organické látky z povrchových vrstev jsou přemísťovány pomocí edafonu do hlubších vrstev, tím napomáhají akumulaci organických látek v půdním profilu. Černozemě mají dobré fyzikální, biologické a chemické vlastnosti. Mají stabilní mikroagregátovou strukturu, objem pórů v půdě tvoří cca 50 %. V povrchovém horizontu je více humusu s převahou huminových kyselin. pH bývá neutrální (Šarapatka, 2014).

## **4.2 Stanovení obsahu kadmia v bramborách**

Po sklizni byly vždy z každé lokality a každé varianty hnojení vybrány různě velké brambory, které byly omyty v demineralizované vodě. Po oschnutí byly i se slupkou nakrájeny do hliníkových mistichek, vždy dvakrát 300 g brambor. Misticcky byly označeny štítky, aby nedošlo k záměně, a poté byly vloženy do sušárny. Sušení probíhalo do konstantní hmotnosti (přibližně 3 týdny). Vysušené brambory byly dále drceny v mlýnu a přesypávány do předem označených nádobek.

Nať byla odebírána vždy během vegetace při kvetení, tedy koncem června/začátkem července na stanovišti Suchdol a přibližně v polovině července na stanovišti Humpolec. Nať byla dále sušena v sušárně do konstantní hmotnosti, drcena, přesypávána do předem označených nádobek a analyzována, stejně jako tomu bylo u hlíz.

Stanovení kadmia v hlízách a nati brambor byla provedena pomocí rozkladu na suché cestě. Každého vzorku bylo vždy dvakrát naváženo 0,401 – 0,409 g. Navážené vzorky v kádinkách

byly nejprve překryty hodinovým sklíčkem a poté umístěny na plotnu nastavenou na 160 °C po dobu 60 min. Poté byla vždy po hodině teplota zvýšena na 220, 280 a 350 °C. Kádinky byly dále vloženy do pecí, kde byly do druhého dne žihány při 500 °C po dobu 14 hodin.

Následující den byl do každé kádinky přidán 1 ml kyseliny dusičné. U takto připravených vzorků bylo provedeno odpařování dobu jedné hodiny při teplotě 120 °C na plotně v uzavřené digestoři. Po vychladnutí byly vzorky znovu žihány v peci při teplotě 500 °C.

K vypáleným a zchlazeným vzorkům byl v laboratoři přidán 1,5 % roztok kyseliny dusičné a popelovina každého vzorku byla pomocí ultrazvuku uvolňována ode dna kádinky. Roztok se vzorkem byl převeden do připravených 25 ml zkumavek, které byly následně uzavřené pomocí parafínu a promíchány.

Samotné stanovení kadmia bylo provedeno metodou ICP-OES (optická emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem). Výsledné hodnoty obsahu kadmia byly přepočteny na základě skutečné navážky a hodnoty byly vyjádřeny v mg/kg sušiny hlíz a natě. Výnos brambor je udáván v tunách sušiny na hektar, odběr kadmia v gramech na hektar.

### **4.3 Statistické vyhodnocení dat**

Získaná data z analýz byla vyhodnocena pomocí programu STATISTICA (StatSoft, 2013). Nejprve byl proveden Fisherův test (F-test), který testuje rozdíly v rozptylu dat. Dále byla použita jednofaktorová analýza variance (ANOVA) a analýza variance hlavních efektů. Při testování významných vlivů (lokalita, varianta hnojení, rok) na obsah kadmia byla závislou proměnnou koncentrace kadmia v hlízách či natích a nezávislou proměnnou lokalita, varianta hnojení a rok. Pomocí jednofaktorové ANOVY byly zjišťovány statisticky významné rozdíly jednotlivých variant hnojení na obsahy kadmia v bramborách. Hladina významnosti (p) byla stanovena 0,05. Hodnoty pod 0,05 prokazují statisticky významné výsledky a v tabulkách jsou vždy označeny červeně.

Pro zjištění závislosti obsahu kadmia v hlízách na obsahu kadmia v natích byla použita lineární regrese. Korelační koeficient  $r$  je v rozmezí  $<-1;1>$ , pokud se blíží hraničním hodnotám, existuje závislost mezi proměnnými (lineární nepřímá nebo přímá závislost), pokud je  $p$  – hodnota větší než 0,05 a korelační koeficient se blíží nule, závislost prokázána nebyla.



## 5 Výsledky

V rámci výsledků byly porovnávány koncentrace kadmia v kontrolních variantách, ve variantách hnojených čistírenskými kaly a minerálními hnojivy u každé lokality zvlášť pro hlízy a pro nať brambor. Dále byly hodnoceny rozdíly v koncentracích kadmia mezi lokalitami a také meziroční rozdíly.

### 5.1 Obsah kadmia v hlízách brambor

#### 5.1.1 Lokalita Praha – Suchdol

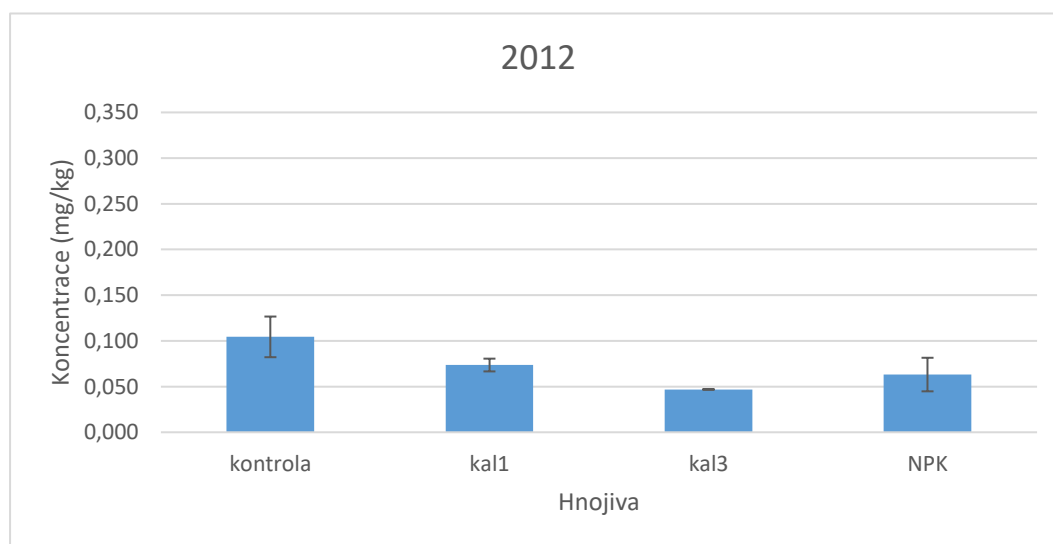
V grafech č. 3 - 6 jsou koncentrace kadmia v hlízách brambor na lokalitě Suchdol zvlášť pro každý rok.

Data pro Suchdol ukazují, že vyšší koncentrace kadmia v hlízách brambor jsou vždy u kontroly oproti hnojeným variantám a pohybují se v rozmezí 0,104 – 0,137 mg/kg.

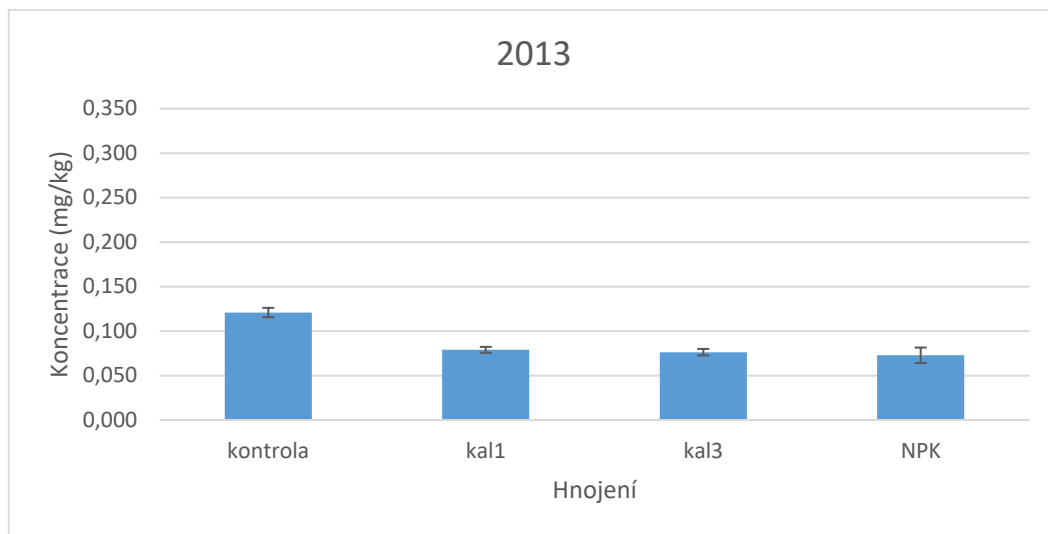
U brambor hnojených kaly jsou koncentrace poměrně vyrovnané, není zde patrný vyšší obsah kadmia u brambor hnojených trojnásobnou dávkou čistírenských kalů oproti variantě kal1 (hodnoty pro kal1 jsou v rozmezí 0,074 – 0,084 mg/kg a pro kal3 v rozmezí 0,047 – 0,106).

Aplikace NPK neměla vliv na vyšší obsah kadmia v hlízách (rozmezí naměřených koncentrací je 0,063 – 0,082 mg/kg).

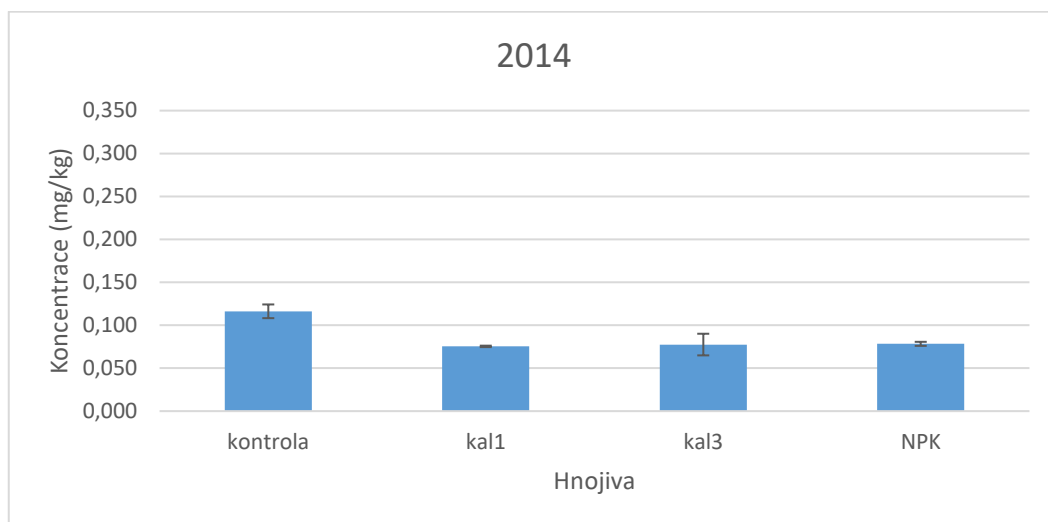
Graf č. 3 – Koncentrace kadmia v hlízách brambor - Suchdol (2012)



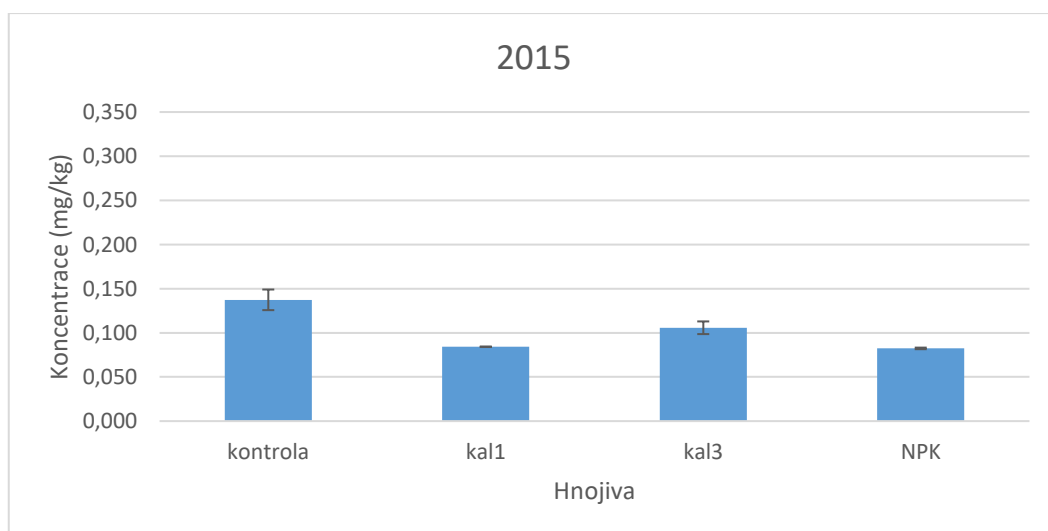
Graf č. 4 – Koncentrace kadmia v hlízách brambor – Suchdol (2013)



Graf č. 5 – Koncentrace kadmia v hlízách brambor – Suchdol (2014)



Graf č. 6 – Koncentrace kadmia v hlízách brambor – Suchdol (2015)



Na lokalitě Suchdol vyšel průkazný rozdíl v koncentracích mezi kontrolou a ostatními hnojivy v průběhu všech čtyř let. Tabulka s výslednými p hodnotami je v tabulce č. 13.

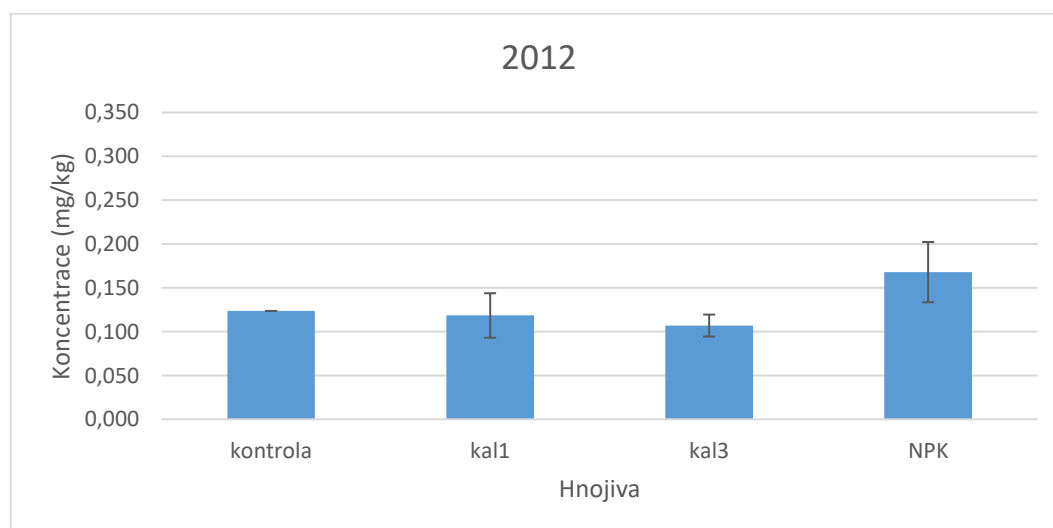
Tabulka č. 13 – Výsledky testování rozdílu mezi jednotlivými druhy hnojení na lokalitě Suchdol

Hnojení	p - hodnota
<b>Kontrola – kal1</b>	<b>0,001</b>
<b>Kontrola – kal3</b>	<b>0,021</b>
<b>Kontrola – NPK</b>	<b>0,001</b>
Kal1 – kal3	0,912
Kal1 – NPK	0,447
Kal3 - NPK	0,853

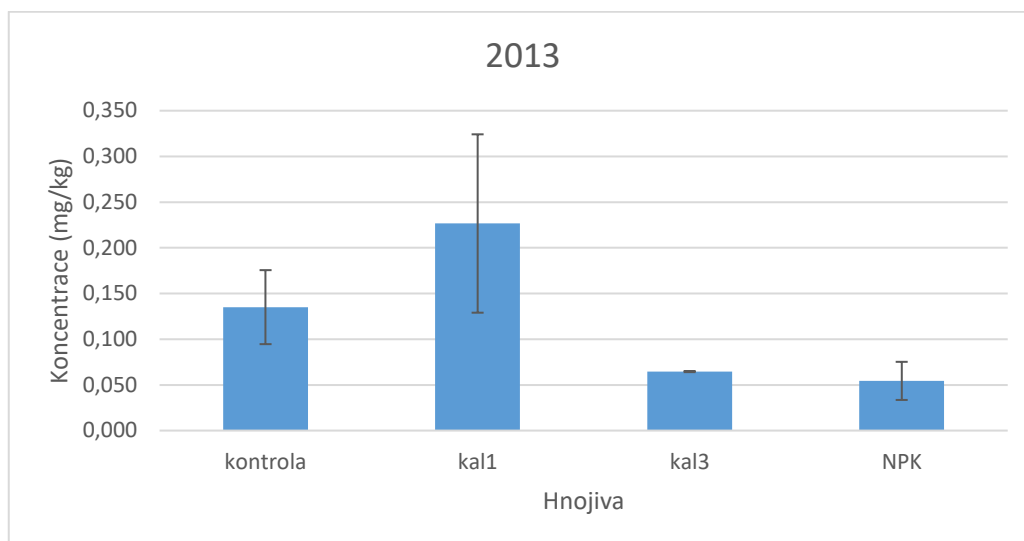
### 5.1.2 Lokalita Humpolec

V grafech č. 7 - 10 jsou znázorněny obsahy kadmia v hlízách brambor na lokalitě Humpolec. Brambory pěstované v Humpolci vykazují mnohem větší variabilitu v koncentracích kadmia v sušinách hlíz v porovnání s lokalitou Suchdol. Nelze říci, že by u jedné varianty hnojení byl konstantně vyšší obsah kadmia v průběhu let, kdy byly koncentrace měřeny. V roce 2012 a 2015 byl nejvyšší obsah kadmia u varianty NPK (v roce 2012 byla koncentrace 0,168 mg/kg, v roce 2015 0,222 mg/kg), zatímco v roce 2013 kal1 (koncentrace 0,227 mg/kg) a v roce 2014 na kontrole (0,172 mg/kg). Směrodatná odchylka u již zmíněného kalu1 v roce 2013 poukazuje na to, že naměřené hodnoty se lišily v rámci opakování.

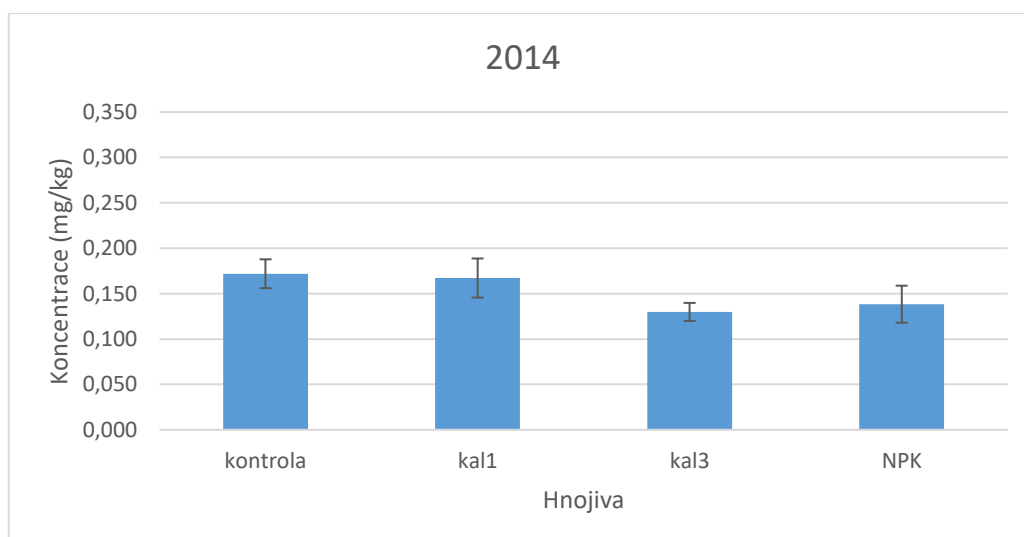
Graf č. 7 – Koncentrace kadmia v hlízách brambor - Humpolec (2012)



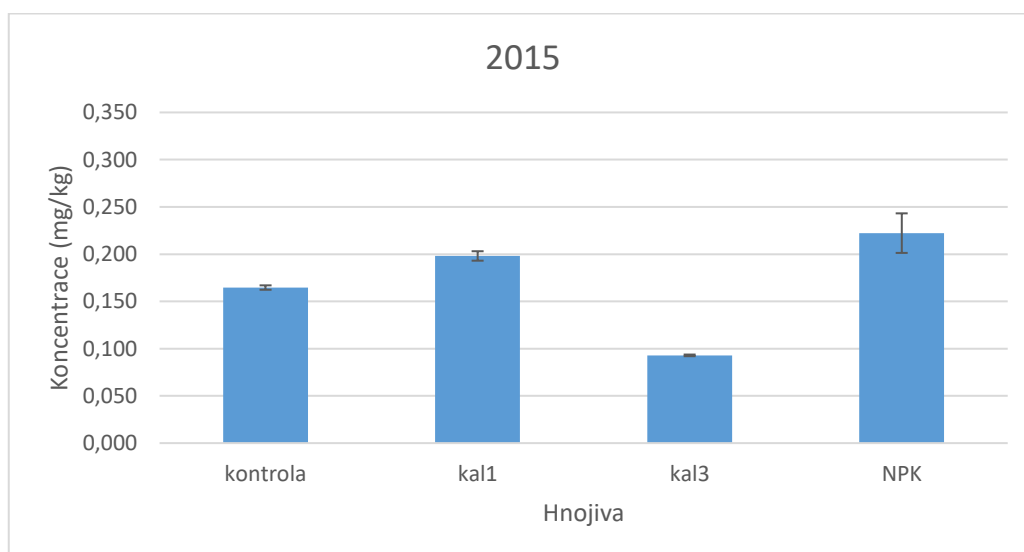
Graf č. 8 – Koncentrace kadmia v hlízách brambor - Humpolec (2013)



Graf č. 9 – Koncentrace kadmia v hlízách brambor - Humpolec (2014)



Graf č. 10 – Koncentrace kadmia v hlízách brambor - Humpolec (2015)



Na lokalitě v Humpolci byl zjištěn průkazný rozdíl v koncentracích kadmia mezi variantami kontrola – kal3 a kal1 – kal3. Varianta kal3 se vyznačuje většinou nižším obsahem kadmia než ostatní varianty. Naměřené p – hodnoty jsou shrnuty v tabulce č. 14.

Tabulka č. 14 – Výsledky testování rozdílu mezi jednotlivými variantami hnojiv v Humpolci

Hnojení	p - hodnota
Kontrola – kal1	0,312
<b>Kontrola – kal3</b>	<b>0,031</b>
Kontrola – NPK	0,936
<b>Kal1 – kal3</b>	<b>0,026</b>
Kal1 – NPK	0,479
Kal3 - NPK	0,257

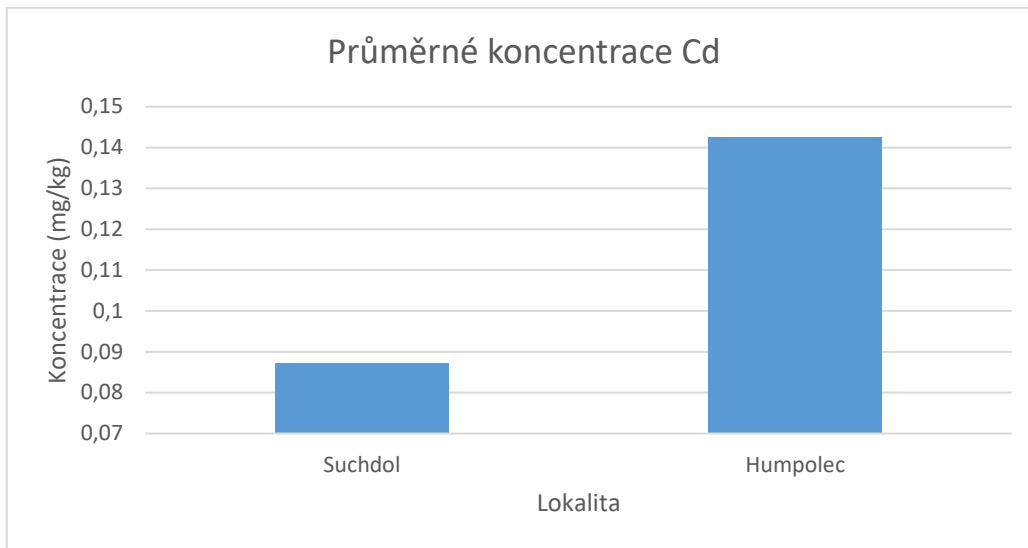
### 5.1.3 Porovnání obsahů kadmia v hlízách mezi lokalitami

K určení proměnných, které mají významný vliv na obsah kadmia v hlízách brambor, byla použita analýza variance (ANOVA) hlavních efektů. Závislou proměnnou byla koncentrace kadmia v hlízách a nezávislé proměnné byly lokality, různé varianty hnojiv a ročník. Nulová hypotéza, která předpokládala, že na obsahy kadmia v hlízách brambor nemá statisticky významný vliv použitá hnojiva ( $p = 0,058$ ) a ročník ( $p = 0,187$ ), byla potvrzena. P - hodnota u hnojiv však byla pouze o několik tisícín větší, než je hladina významnosti.

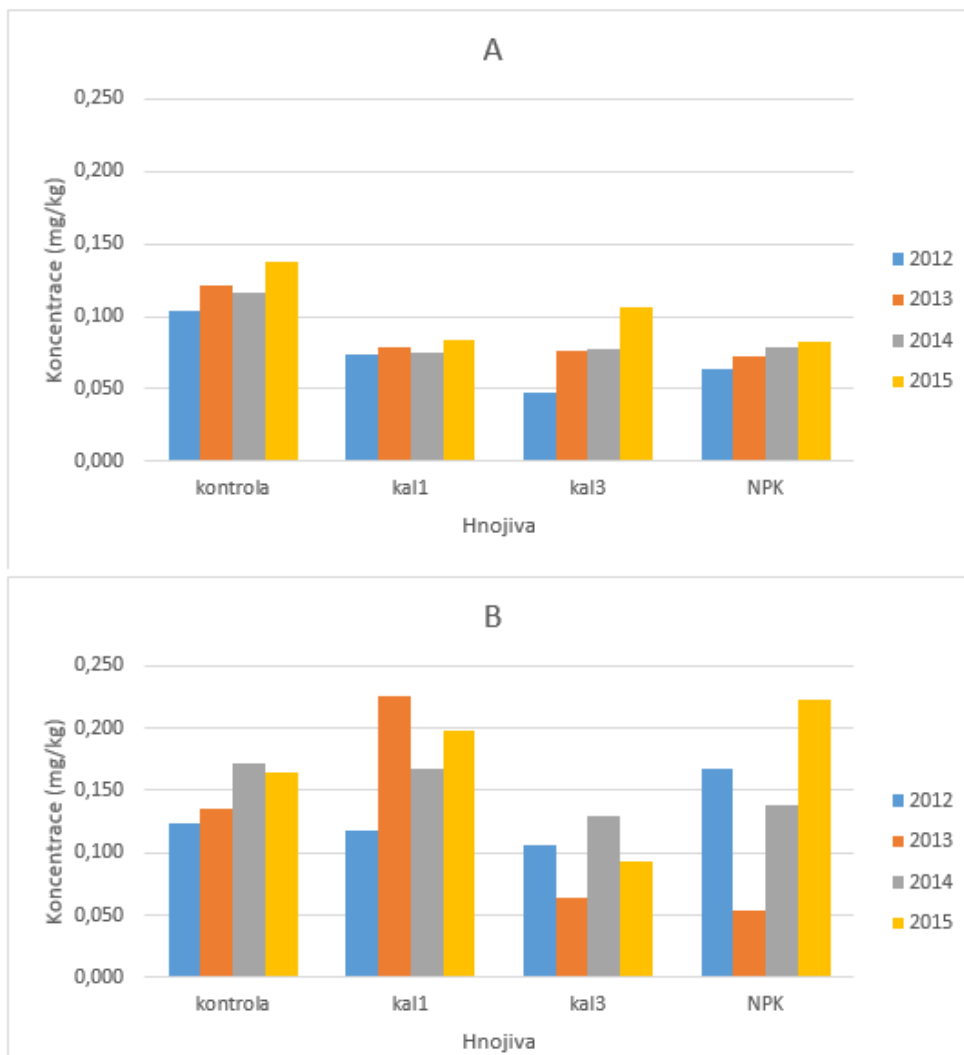
Statisticky významný vliv na obsah kadmia má lokalita, na které byly brambory pěstovány ( $p = 0,00015$ ). Porovnání průměrných obsahů kadmia pro všechny varianty dohromady na lokalitě Suchdol a Humpolec jsou znázorněny v grafu č.11.

V grafu č. 12 jsou znázorněny meziroční změny na jednotlivých lokalitách v obsahu kadmia v hlízách brambor. Z grafu je patrné, že data na lokalitě Suchdol (A) jsou mnohem méně variabilní oproti lokalitě v Humpolci (B). Dále je z grafu patrné, že obsah kadmia na Suchdole je na první pohled nižší u všech druhů aplikovaných hnojiv a kontroly oproti Humpolci. Stanoviště Suchdol vykazuje rostoucí koncentrace kadmia v hlízách brambor vždy u každé varianty zvláště mezi roky 2012 a 2015 (např. nejnižší koncentrace kadmia u kontroly jen v roce 2012, zatímco nevyšší v roce 2015). Lokalita v Humpolci podobný trend nevykazuje.

Graf č. 11 – Statisticky významný vliv lokality na obsah Cd v hlízách ( $p < 0,05$ )



Graf č. 12 – Meziroční srovnání obsahů kadmia v sušínách hlíz brambor na obou lokalitách



A – Praha – Suchdol

B – Humpolec

Vzhledem k nedostatečnému opakování dat, nebylo možné statisticky vyhodnotit rozdíly v koncentracích kadmia v rámci jednoho roku u jednotlivých variant zvlášť. Ve většině případů byla koncentrace vyšší na lokalitě v Humpolci, jak vyplývá z tabulky č. 15.

Tabulka č. 15 – Souhrnná tabulka koncentrací kadmia v hlízách brambor (vyšší koncentrace vždy označeny červeně)

	Kontrola	Kal1	Kal3	NPK	
Suchdol	0,104	0,074	0,047	0,063	2012
Humpolec	0,124	0,118	0,107	0,168	
Suchdol	0,121	0,079	0,076	0,073	2013
Humpolec	0,135	0,227	0,065	0,054	
Suchdol	0,116	0,075	0,078	0,078	2014
Humpolec	0,172	0,167	0,130	0,138	
Suchdol	0,137	0,084	0,106	0,082	2015
Humpolec	0,165	0,198	0,092	0,222	

## 5.2 Obsah kadmia v natí brambor

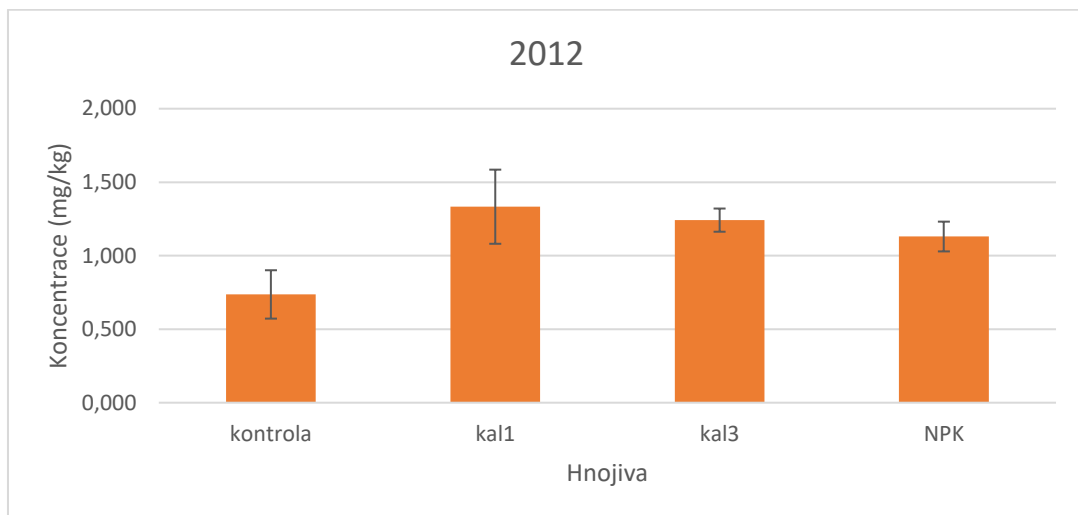
Obsahy kadmia v natích brambor jsou také dostupná v období 2012 – 2015. V roce 2015 však byla většina hodnot pod detekčním limitem ICP-OES a nebylo tedy možné je zahrnout do statistického vyhodnocení. Všechny naměřené hodnoty jsou shrnuty v tabulce č. 18.

### 5.2.1 Lokalita Praha – Suchdol

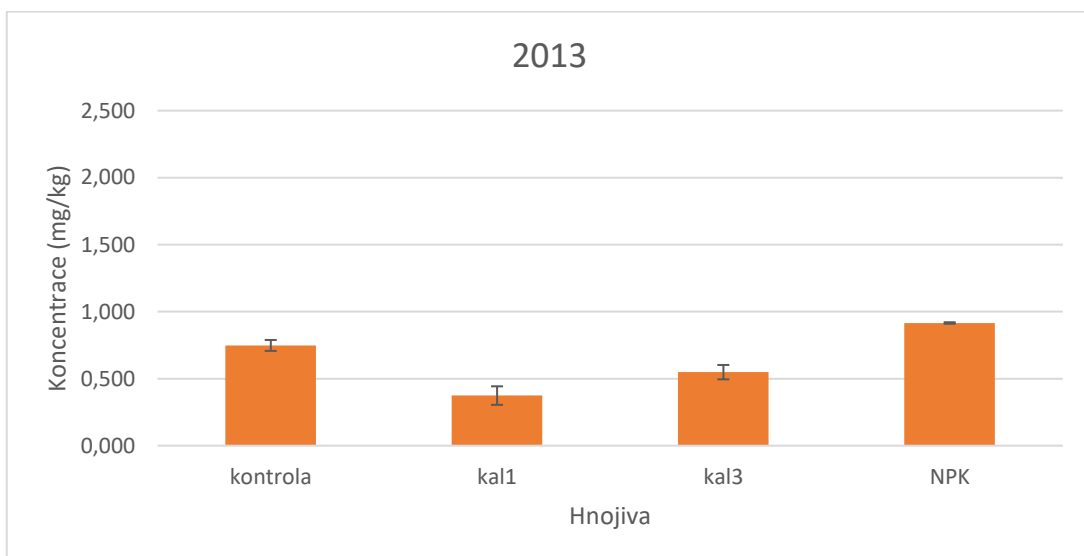
V grafech č. 13 - 15 jsou zaneseny koncentrace kadmia v natích brambor na lokalitě Suchdol. Z grafů je patrné, že nejvyšší koncentrace v natích brambor byly v roce 2012 (1,333 mg/kg) a 2014 (0,596 mg/kg) ve variantě kal1. Naopak v roce 2013 byla naměřená hodnota u této varianty nejnižší (0,374 mg/kg) a nejvyšší koncentrace byly v natích u brambor hnojených NPK (0,915 mg/kg).

V grafech jsou stejně jako u hlíz zaneseny směrodatné odchylky, které nevykazují žádné extrémní hodnoty.

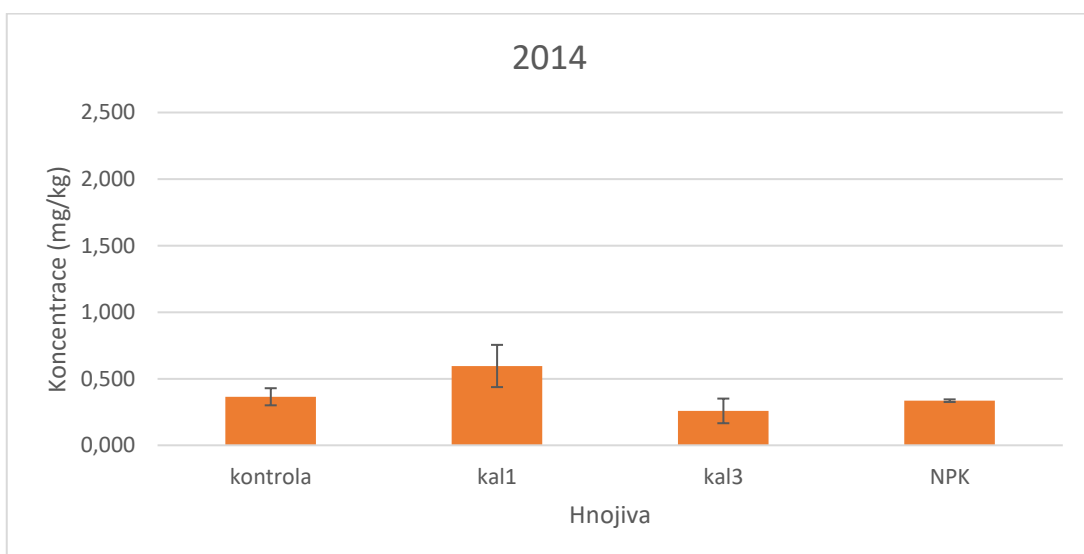
Graf č. 13 – Koncentrace kadmia v nati brambor - Suchdol (2012)



Graf č. 14 – Koncentrace kadmia v nati brambor - Suchdol (2013)



Graf č. 15 – Koncentrace kadmia v nati brambor - Suchdol (2014)



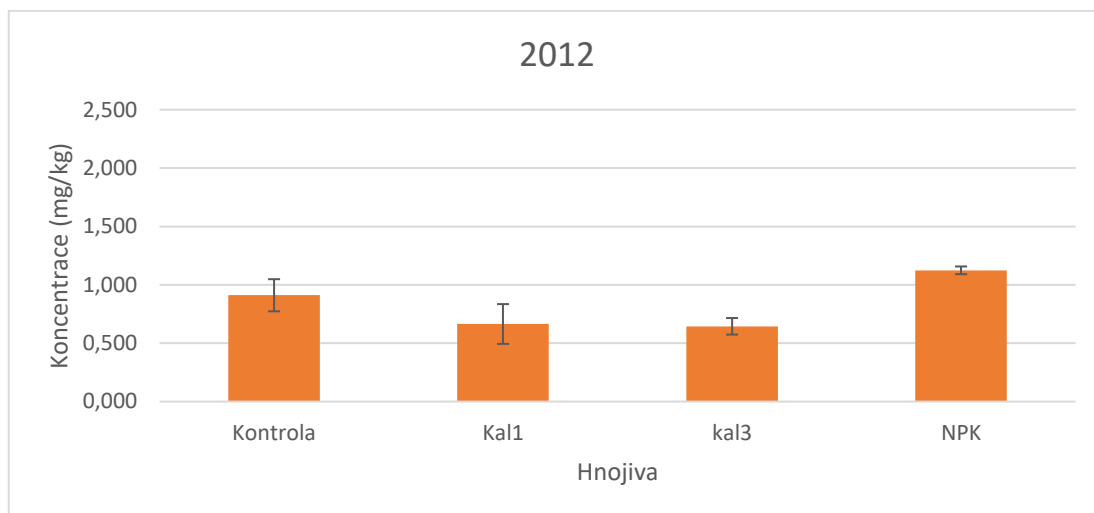


Statisticky není možné rozdíly mezi variantami hnojení s použitím hodnot za všechny roky dohromady použít, protože roky mají významný vliv na obsah kadmia v natích. Nemohou být tedy použity jako opakování.

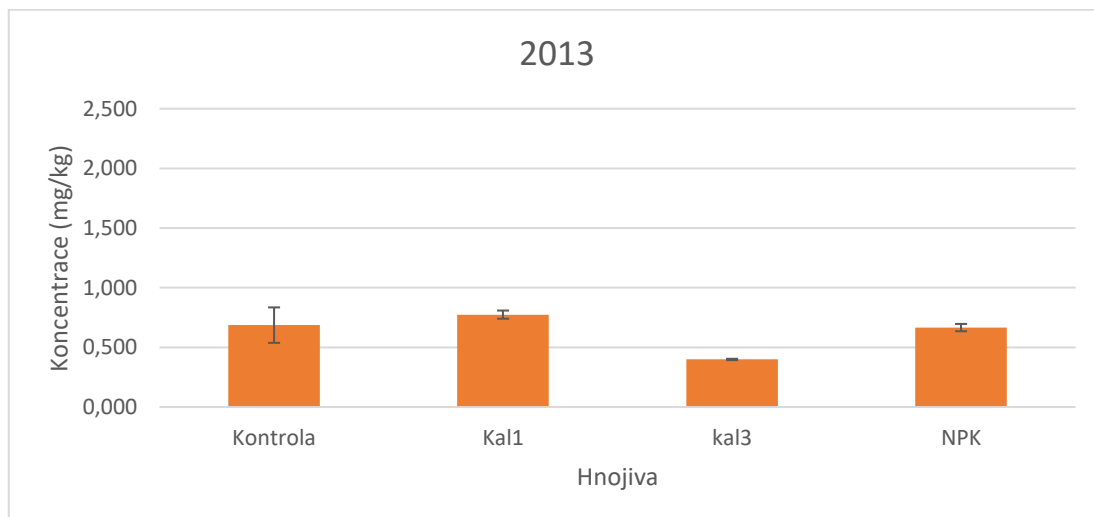
### 5.2.2 Lokalita Humpolec

Obsahy kadmia v natích brambor včetně směrodatných odchylek jsou znázorněny v grafech č. 16 - 18. Nejvyšší obsahy byly v roce 2012 (1,124 mg/kg) a 2014 (1,157 mg/kg) v NPK. V roce 2013 ve variantě kal1. Nejnižší obsahy kadmia jsou po celé období ve variantě kal3 (v roce 2012 bylo naměřeno 0,645 mg/kg, v roce 2013 byl obsah Cd 0,399 mg/kg a v roce 2014 byl 0,228 mg/kg).

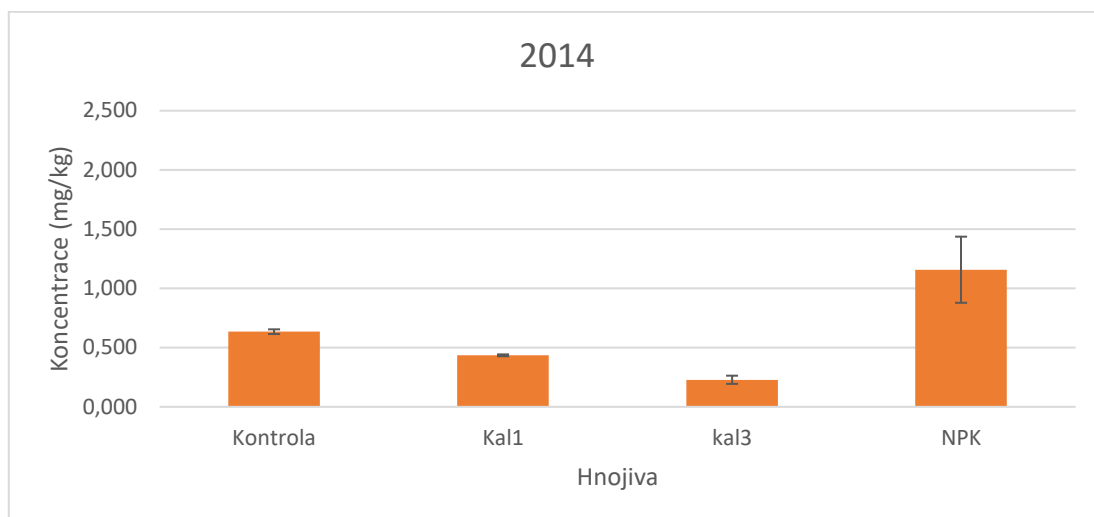
Graf č. 16 – Koncentrace kadmia v nati brambor - Humpolec (2012)



Graf č. 17 – Koncentrace kadmia v nati brambor - Humpolec (2013)



Graf č. 18 – Koncentrace kadmia v nati brambor - Humpolec (2014)

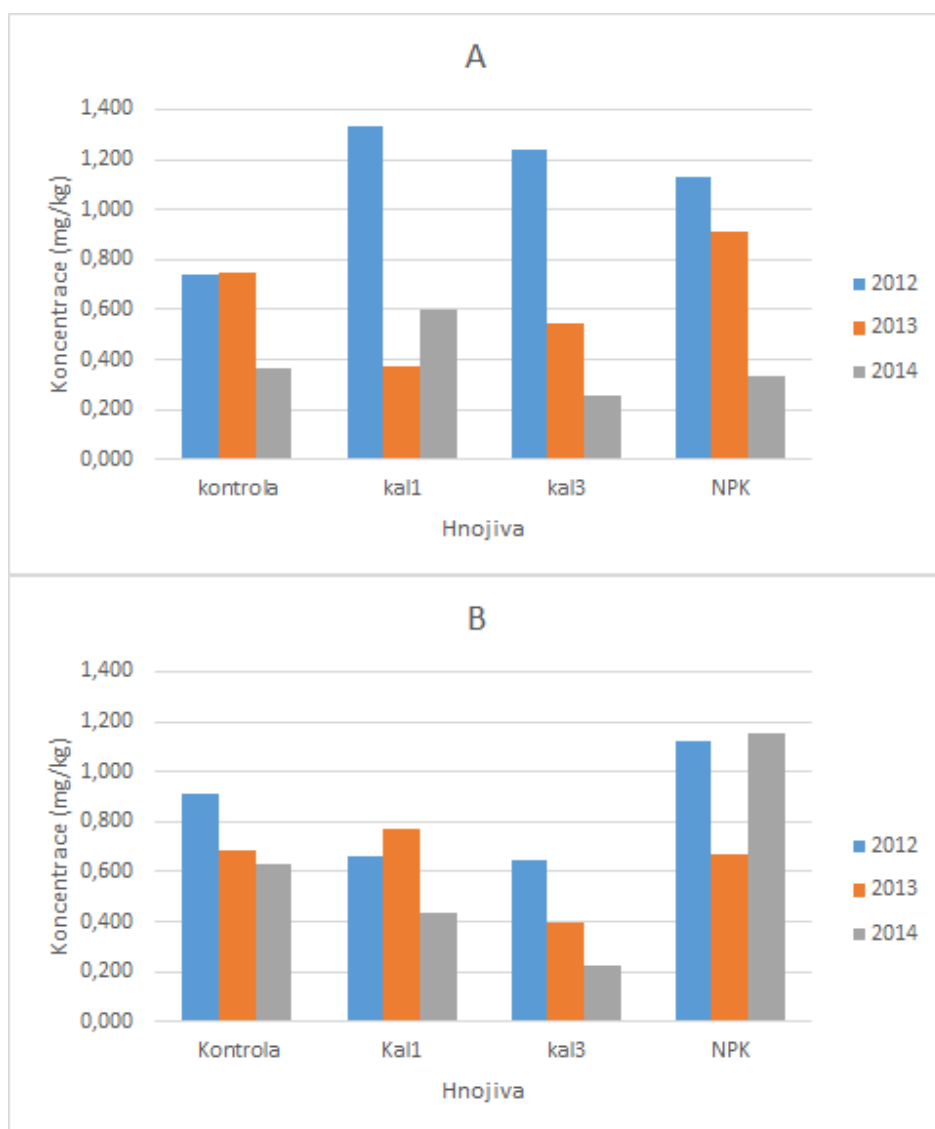


Statisticky není možné rozdíly mezi variantami hnojení s použitím hodnot za všechny roky dohromady použít, protože roky mají významný vliv na obsah kadmia v natích. Nemohou být tedy použity jako opakování.

### 5.2.3 Porovnání obsahů kadmia v nati brambor mezi lokalitami

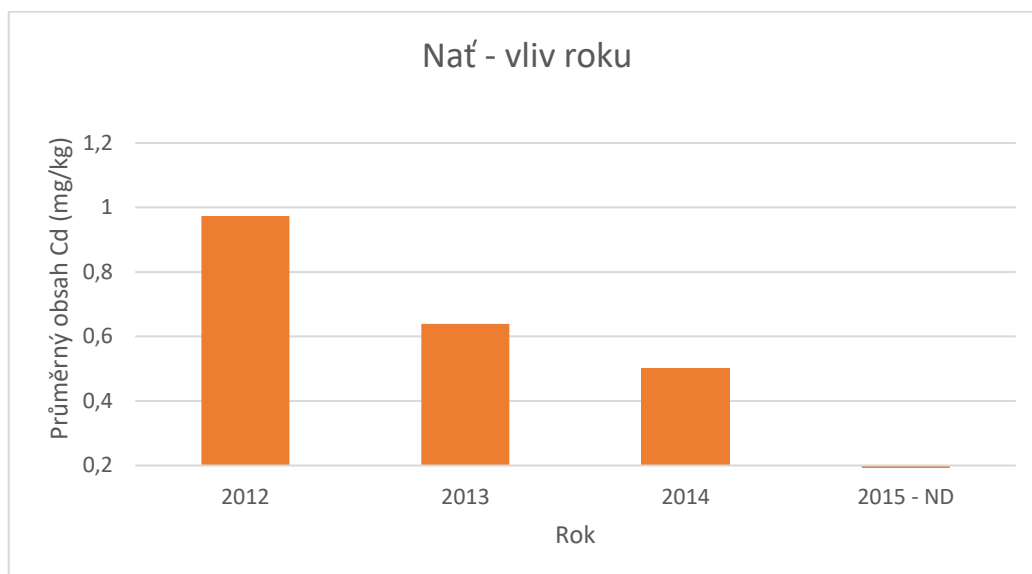
V grafu č. 19 jsou znázorněny koncentrace kadmia v průběhu let 2012 až 2014 na lokalitě Suchdol (A) a Humpolec (B). Naměřené hodnoty na lokalitách mezi sebou nevykazují žádnou podobnost. Je zde pouze patrné, že nejnižší koncentrace jsou u obou lokalit v roce 2014, kromě varianty kal1 na Suchdole a NPK v Humpolci.

Graf č. 19 - Porovnání koncentrací kadmia v natích brambor v rozmezí let 2012 – 2013 na obou lokalitách



Pomocí statistického hodnocení ANOVA hlavních efektů byla testována hypotéza, která předpokládá, že neexistuje statisticky významný vliv aplikace hnojiva, lokality a roku na obsah kadmia v natích. Byl prokázán statisticky významný vliv roku ( $p = 0,004$ ). U lokality ( $p = 0,836$ ) ani použitého varianty hnojení ( $p = 0,177$ ) nebyl zaznamenán statisticky průkazný vliv. Meziroční vývoj je patrný z grafu č. 20. Nejvyšší koncentrace kadmia byly všeobecně v roce 2012, nejnižší v roce 2014.

Graf č. 20 – Statisticky významný vliv roku na obsah kadmia v natích brambor



ND – nedetekováno

Tabulka č. 16 – Souhrnná tabulka koncentrací kadmia v natích brambor (vyšší koncentrace vždy označeny červeně)

	Kontrola	Kal1	Kal3	NPK	
Suchdol	0,737	1,333	1,242	1,130	2012
Humpolec	0,911	0,664	0,645	1,124	
Suchdol	0,748	0,374	0,548	0,915	2013
Humpolec	0,687	0,774	0,399	0,666	
Suchdol	0,365	0,596	0,258	0,335	2014
Humpolec	0,634	0,435	0,228	1,157	
Suchdol	0,102	0,106	0,067	ND	2015
Humpolec	ND	ND	ND	ND	

ND = nedetekováno

Data pro rok 2015 nejsou kompletní z důvodu velmi nízkých hodnot, které byly pod detekčním limitem ICP-OES (<0,001 mg/kg). Byly naměřeny pouze hodnoty pro variantu kontrola, kal1 a kal3 na lokalitě Suchdol. Ze získaných hodnot je patrné, že jsou výrazně nižší než hodnoty naměřené v předchozích letech.

### 5.3 Statistické porovnání obsahů kadmia v natí a hlízách

Naměřené koncentrace kadmia v natích brambor byly ve všech měřeních vyšší než u hlíz. Obsahy kadmia v hlízách a natí brambor se statisticky významně lišily u všech variant hnojení (viz tabulka č. 17). Do testu byly zahrnuty vždy varianty hnojení za všechny roky dohromady.

Tabulka č. 17 – Výsledky testování rozdílů v koncentracích kadmia v hlízách a natích brambor (za roky 2012 – 2014)

Hlízy X nat'	p - hodnota
<b>Kontrola</b>	<b>0,000</b>
<b>Kal1</b>	<b>0,003</b>
<b>Kal3</b>	<b>0,012</b>
<b>NPK</b>	<b>0,000</b>

Je třeba zmínit, že koncentrace kadmia v hlízách se pohybovaly v rozmezí 0,047 – 0,227 mg/kg, zatímco v natí byl naměřený obsah 0,228 – 1,333 mg/kg, tedy v některých případech několikanásobně vyšší, než v hlízách.

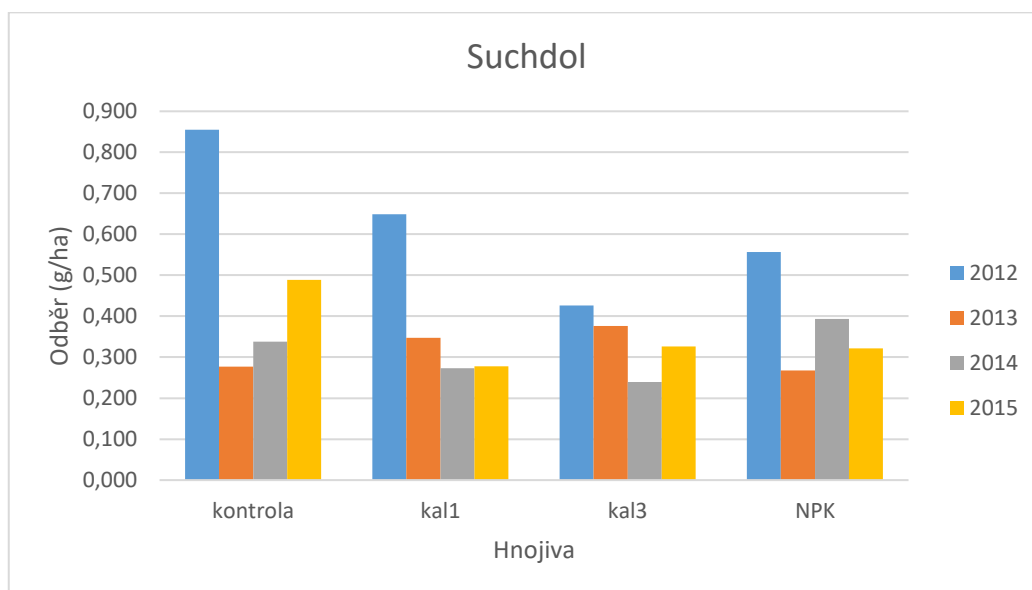
Dále byla testována závislost koncentrace kadmia v hlízách na koncentraci kadmia v natích, která nepotvrdila, že by mezi těmito dvěma koncentracemi byl nějaký vztah ( $p = 0,925$ , korelační koeficient  $r = 0,020$ ). Lze tedy předpokládat, že vyšší obsah kadmia v hlízách není spojen s vyšším obsahem kadmia v natích.

### 5.4 Odběr kadmia

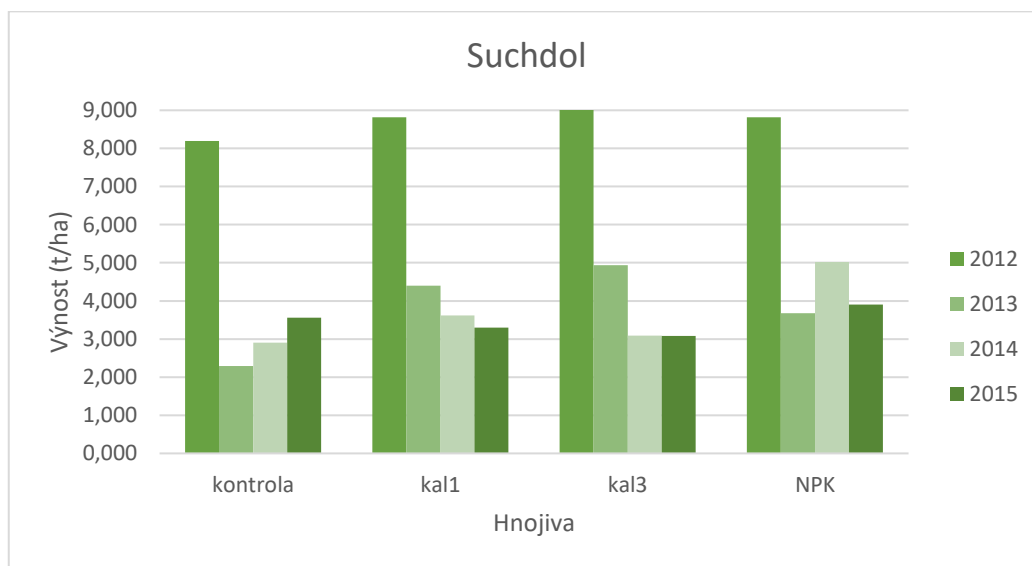
Odběr kadmia byl vypočten jako násobek průměrné koncentrace kadmia v hlízách s výnosem brambor.

Z grafu č. 21 a 22 pro odběr kadmia a výnos brambor na Suchdole je zřejmé, že s rostoucím výnosem roste také odběr kadmia. Největší odběr kadmia i výnos byly v roce 2012, zároveň však v tomto roce neplatí, že by s rostoucím výnosem stoupal i odběr kadmia. Při porovnání výnosu a odběru v roce 2012 u varianty hnojení kal1 a kal3 je patrné, že větší výnos byl při trojnásobné aplikaci kalu (9,088 t/ha) oproti kalu1 (8,814 t/ha), zatímco odběr byl větší u kalu1 (0,649 g/ha) než u kalu3 (0,426 g/ha). V tomto roce byl zároveň u kontroly největší odběr kadmia (0,855 g/ha), přičemž výnos byl nejnižší (8,194 t/ha). V roce 2013 – 2015 je patrný trend rostoucího odběru kadmia s rostoucím výnosem až na některé výjimky.

Graf č. 21 – Odběr kadmia na stanovišti Suchdol

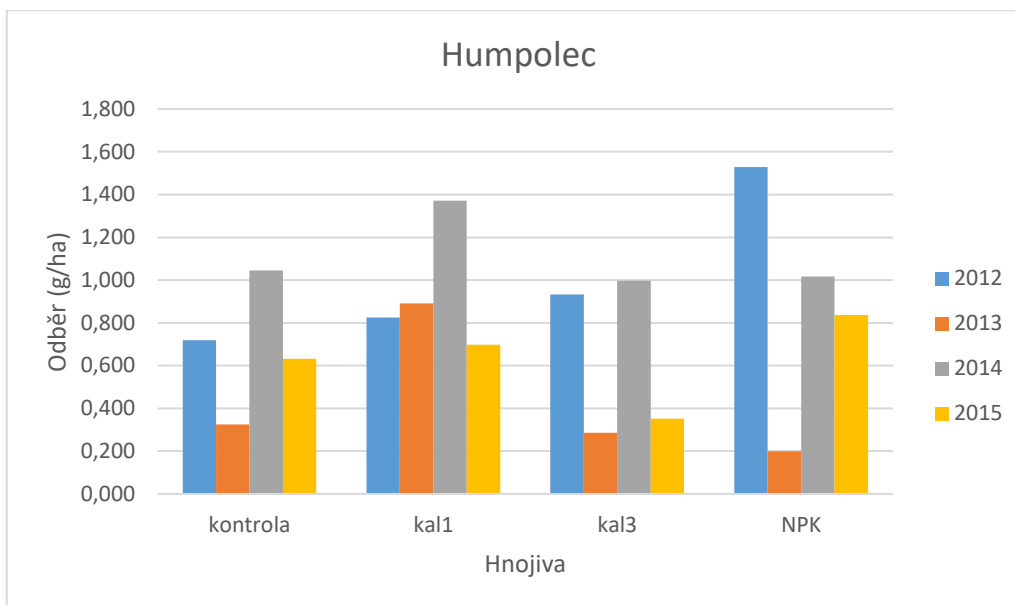


Graf č. 22 – Výnos brambor na stanovišti Suchdol

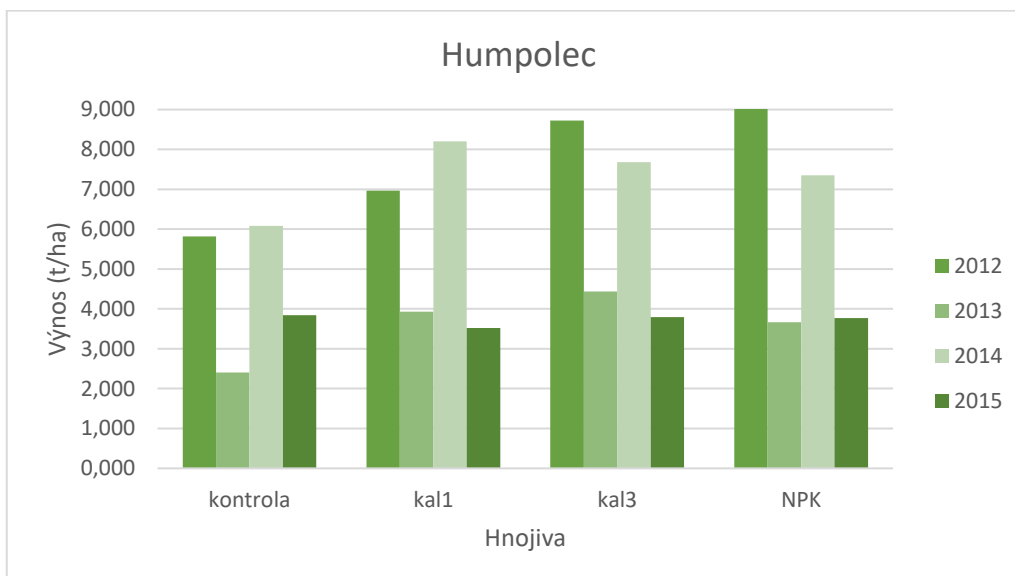


V grafech č. 23 a 24 jsou znázorněny odběry kadmia a výnosy brambor na stanovišti v Humpolci. Data vykazují podobný trend jako u lokality Suchdol. V roce 2012 ve všech variantách hnojení roste odběr s rostoucím výnosem. Nejvyšší výnos byl v tomto roce při aplikaci NPK (9,103 t/ha), odběr kadmia při aplikaci NPK (1,528 g/ha) byl výrazně vyšší než u ostatních variant hnojení (0,719 – 0,933 g/ha). V roce 2013 byl největší odběr kadmia u varianty kal1 (0,891 g/ha), zatímco největší výnos byl u varianty kal3 (4,438 t/ha). V roce 2014 je patrný vyšší odběr kadmia při vyšším výnosu u všech variant hnojení. V roce 2015 byl nejvyšší odběr u varianty NPK (0,837 g/ha), výnos však nejvyšší nebyl (3,767 t/ha).

Graf č. 23 – Odběr kadmia na stanovišti Humpolec



Graf č. 24 – Výnos brambor na stanovišti Humpolec



Pro zjištění závislosti odběru kadmia na výnosu byla provedena lineární regrese. Byla statisticky prokázána závislost mezi těmito dvěma veličinami ( $p < 0,05$ ), korelační koeficient vyšel  $r = 0,670$ .

## 6 Diskuse

Obsah kadmia v hlízách brambor se na dlouhodobě nehnojené kontrole pohyboval v rozmezí 0,104 – 0,137 mg/kg na lokalitě Suchdol a 0,124 – 0,172 mg/kg na lokalitě Humpolec. V hlízách, které byly pěstované na půdách hnojených jednou dávkou kalu, byly koncentrace 0,074 – 0,084 mg/kg na lokalitě Suchdol a 0,118 – 0,227 mg/kg na lokalitě Humpolec. Při trojnásobné dávce kalu byly koncentrace 0,047 – 0,106 mg/kg na lokalitě Suchdol a 0,065 – 0,130 mg/kg na lokalitě Humpolec. Dunbar et al. (2003) uvádí průměrný obsah v hlízách odrůdy Wilwash 0,143 mg/kg a u odrůdy Kennebec 0,236 mg/kg. McLaughlin et al. (1994) naměřili obsah kadmia v hlízách v rozmezí 0,001 – 0,046 mg/kg, průměrný obsah byl 0,013 mg/kg. Brambory nebyly pěstovány na přímo hnojených půdách. Obsahy kadmia v hlízách v pokusu KAVR ČZU a v již zmíněných studiích se řádově neliší.

V nati byl obsah kadmia u kontroly v rozmezí 0,365 – 0,748 mg/kg na lokalitě Suchdol a 0,634 – 0,911 mg/kg na lokalitě Humpolec. Při aplikaci jedné dávky kalu byly koncentrace 0,374 – 1,333 mg/kg na stanovišti Suchdol a 0,435 – 0,774 mg/kg na stanovišti Humpolec a u trojnásobné dávky kalu 0,258 – 1,242 mg/kg na lokalitě Suchdol a 0,228 – 0,645 mg/kg na lokalitě Humpolec. Dunbar et al. (2003) naměřili v nati brambor v odrůdě Wilwash 0,510 mg/kg a v odrůdě Kennebec 0,280 mg/kg. Nať brambor byla odebírána při sklizni, zatímco v pokusu KAVR ČZU v době kvetení. Koncentrace kadmia v pokusu KAVR ČZU jsou v porovnání s těmito výsledky všeobecně vyšší, nejvíce na lokalitě Suchdol u všech variant hnojení v roce 2012.

V pokusu KAVR ČZU byly prokázány nižší koncentrace kadmia v bramborách hnojených variantami kal1 a kal3 oproti dlouhodobě nehnojené kontrole na lokalitě Suchdol, což je v rozporu s nulovou hypotézou této práce. S nulovou hypotézou se také vylučují některé výsledky na lokalitě Humpolec, kde byl prokázán vyšší obsah kadmia u nehnojených brambor a hnojených variantou kal1 oproti variantě kal3. Tento výsledek je v rozporu s výsledky jiných prací, kde byl prokázán rostoucí obsah kadmia v bramborách pěstovaných na půdách s vyšším obsahem kadmia (v hlízách: Chen et al., 2014; v kořenech a nadzemní biomase: Hassan et al., 2015). De las Heras et al. (2005) ve své práci neprokázal vyšší obsah kadmia v locice seté při zvyšující se dávce čistírenských kalů. Kaly byly do půdy aplikovány po dobu tří let, nebyl patrný nárůst koncentrace ani mezi jednotlivými roky.

Koncentrace kadmia u brambor byla v tomto pokusu průkazně vyšší v nati brambor (0,228 – 1,333 mg/kg sušiny) oproti hlízám (0,047 – 0,227 mg/kg sušiny). Ke stejnému závěru dospěli u brambor i Chen et al. (2014). U rajčat byly vyšší obsahy kadmia v listech v porovnání s plody

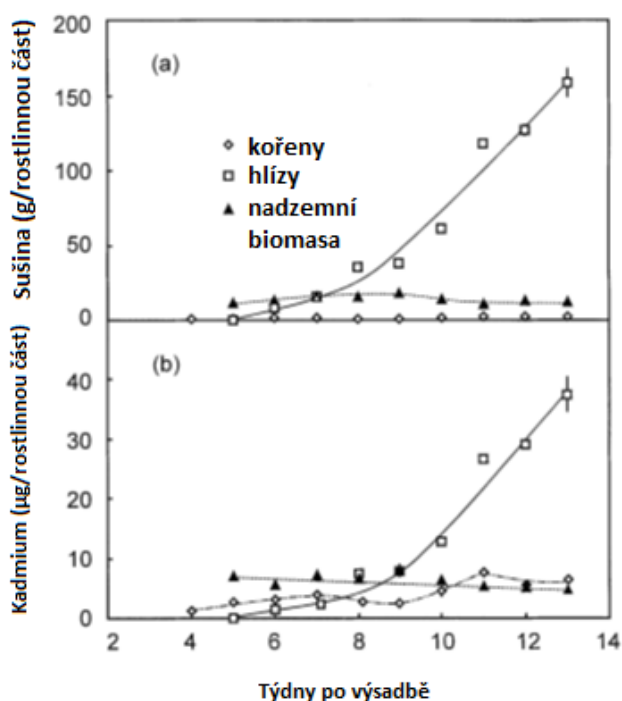


(Bingham, 1979), u podzemnice olejné bylo nejvíce kadmia v kořenech a v nadzemní biomase v porovnání s obsahem kadmia v jádrech a skořápkách (Chaudhuri et al., 2003) a v listech a kořenech kukuřice bylo nejvíce kadmia v porovnání s ostatními částmi rostlin (Carbonell et al., 2011). U pšenice byly nejvyšší obsahy kadmia v kořenech, dále v slámě, plevách a nejnižší v semenech. Pšenice byla po dobu 18 let hnojena čistírenskými kaly (Lübben et Sauerbeck, 1991).

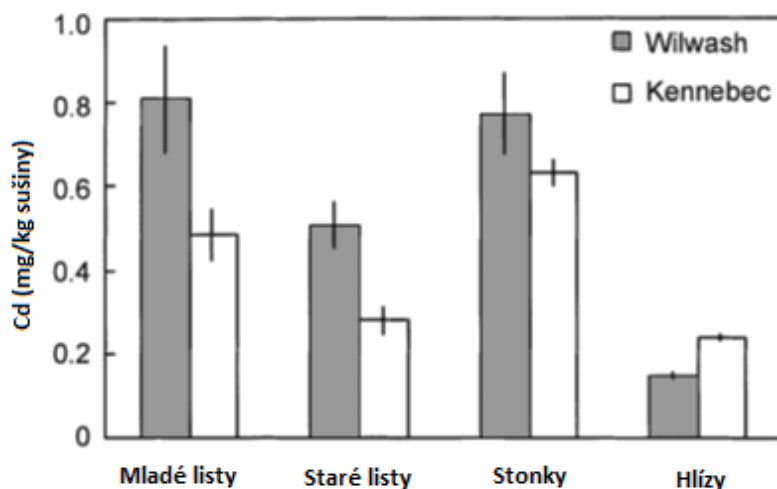
Dunbar et al. (2003) se ve své práci zabývali distribucí kadmia v odrůdách brambor Wilwash a Kennebec pěstovaných ve skleníkovém pokusu v písčité půdě. Na distribuci kadmia má vliv růstové stádium, ve kterém rostlina je. Růst odrůdy Kennebec je zobrazen v grafu č. 25(a), akumulace kadmia v různých částech rostlin této odrůdy je patrná z grafu č. 25(b). V raných stádiích je většina kadmia v nadzemní biomase, po osmi týdnech je další příjem kadmia téměř výhradně způsoben rostoucím obsahem kadmia v hlízách. Největší koncentrace kadmia byly naměřeny v pořadí: kořeny > nadzemní biomasa > hlízy. S rostoucím obsahem kadmia v hlízách rostla také sušina, proto zde nejsou obsahy vyšší než v ostatních částech rostlin. Liší se od sebe také koncentrace v mladých a starších listech, což je patrné z grafu č. 26. Mladé listy obou odrůd obsahují více kadmia než starší listy.

Diference u jednotlivých kultivarů nebyly dány odlišným příjmem kadmia či růstem rostlin, ale různým rozmístěním kadmia v rámci rostlin.

Graf č. 25 – Růst odrůdy Kennebec (a) a rozmístění kadmia v rámci rostliny v závislosti na čase (b) (Dunbar et al., 2003)



Graf č. 26 – Porovnání koncentrace kadmia v hlízách, listech a stoncích dvou kultivarů brambor (Dunbar et al., 2003)



Dále existují studie, které se zabývají obsahy kadmia zvláště ve slupkách brambor a v dužině, ve kterých byl prokázán vyšší obsah kadmia ve slupkách (Queirolo et al., 2000; Norton et al., 2015; Corguinha et al., 2012). Corguinha et al. (2012) ve své práci uvádějí obsah kadmia ve slupkách brambor 21 – 781  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny a v dužině 14 – 43  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny. V pokusu KAVR ČZU byl zkoumán celkový obsah kadmia v hlízách (dužina + slupka), který byl 228 – 1333  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (pro všechny varianty hnojení), obsahy byly vyšší, ne však nějak výrazně.

Transport kadmia v rámci rostliny dosud není podrobně prozkoumán. Obsah kadmia v různých orgánech ovlivňuje transport floémem a xylémem. V několika studiích bylo zjištěno, že kadmium je dobře mobilní ve floému (Cakmak et al., 2000; McLaughlin et al., 2000).

Reid et al. (2003) ve své práci prokázali akumulaci kadmia v peridermu hlíz brambor, přičemž následný průnik do samotné hlízy byl omezen. Příjem kadmia tedy probíhá přes bazální kořeny do nadzemní biomasy pomocí xylému a poté zpět do hlíz pomocí floému (Dunbar et al., 2003).

Chen et al. (2014) uvádí u brambor transfer faktor přenosu kadmia z kořene do stonku 0,89 – 1,81 a mezi kořeny a listy 1,81 – 3,28. Autoři uvádí transfer faktor mezi kořeny a hlízami byl nejnižší, konkrétní hodnoty uvedeny nebyly. Převládající přenos kadmia z půdy do nadzemní biomasy rostlin může být přisuzován transpiraci listů a krátkému období růstu brambor. Silná transpirace listů napomáhá příjmu a akumulaci kadmia, což vede ke zvýšené koncentraci. Moral et al. (1994) prokázali snadnější transport kadmia do stonků + větví a dále do listů a plodů rajčat.

Chen et al. (2014) se zbývali také buněčným přenosem kadmia v různých orgánech brambor, kdy rostliny byly vystaveny koncentraci 25  $\text{mg}/\text{kg}$ . Výsledky předpokládají, že ionty  $\text{Cd}^{2+}$  mohou vstupovat do buněk skrze cytoplasmatickou membránu a následně se stávají součástí

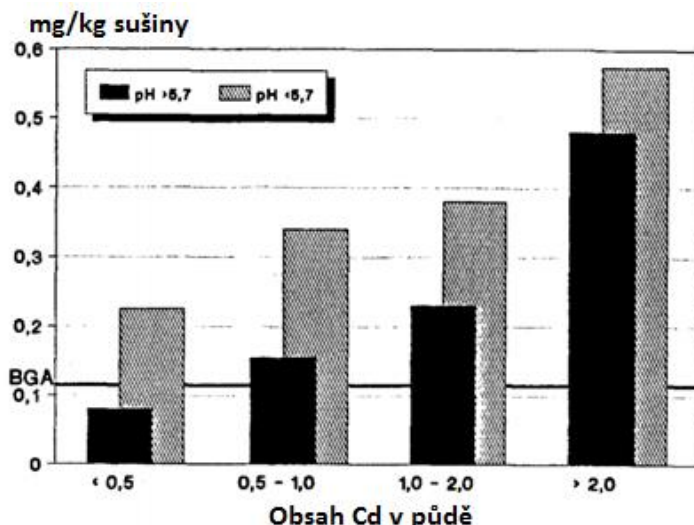
cytoplasmy. Nicméně buňky epidermis, kortexu a centrálních buněk buněčné stěny hlíz brambor mohou být bariérou pro ionty  $\text{Cd}^{2+}$ . Yao et al. (2012) uvádí, že přebytek manganu v chloroplastech révy vinné byl detoxikován ukládáním ve škrobové granuli. Autoři popisují, že škrobové granule v bramborách také mohou být koordinovány ionty  $\text{Cd}^{2+}$  ke snížení toxicity kadmia v hlízách.

Na obsah a příjem kadmia plodinami může mít vliv několik faktorů, především pH půdy, množství organické hmoty v půdě, kationtová výměnná kapacita (KVK), klimatické podmínky, vlhkost půdy a jiné faktory. V rámci této diplomové práce byly tyto faktory hodnoceny.

Vlivem pH půdy na obsah kadmia v bramborách se zabývalo několik prací a bylo zjištěno, že s rostoucím pH klesá mobilita kadmia v půdě a tím i jeho příjem bramborami (Smith, 1994) i jinými plodinami, jako např. pšenicí (Lübben et Sauerbeck, 1991; viz graf č. 27), v mrkvi, jetelu a v jílku (Gray et al., 1999). Hodnoty pH půdy jsou v tomto pokusu na obou lokalitách zvlášť pro různé varianty hnojiv shrnuty v tabulce č. 21. Z tabulky je patrné, že lokalita Suchdol má pH půdy neutrální (7,0 – 7,3), zatímco na stanovišti v Humpolci je pH půdy silně kyselé až kyselé (4,4 – 5,3). V tomto pokusu byl také na lokalitě Humpolec celkově větší obsah kadmia v hlízách brambor než na Suchdole, u natí tento trend potvrdit nelze.

Ke snížení příjmu a tím i obsahu kadmia v bramborách by na lokalitě Humpolec mohlo přispět vápnění půdy, které zvyšuje pH půdy a tím snižuje obsah kadmia v hlízách brambor, jak již prokázali Brailler et al. (1996). Maier et al. (1997) také poukazují na omezení kadmia v hlízách brambor vápněním ve skleníkovém pokusu. Bingham (1979) potvrdil nižší příjem kadmia pšenicí po zvýšení pH z 5,2 na 6,7 a omezení příjmu u pšenice a mangoldu pěstovaných na alkalické půdě ve srovnání s rostlinami rostoucími na kyselé půdě.

Graf č. 27- Obsah kadmia v zrna pšenice v závislosti na obsahu kadmia v půdě a půdním pH (Lübben et Sauerbeck, 1991).



Tabulka č. 21 – Půdní reakce na pokusných plochách (stanoveno výluhem KCl) (Vašák et al., 2015)

	Suchdol	Humpolec
kontrola	7,0	4,8
kal 1	7,2	5,0
kal 3	7,1	5,3
NPK	7,3	4,4

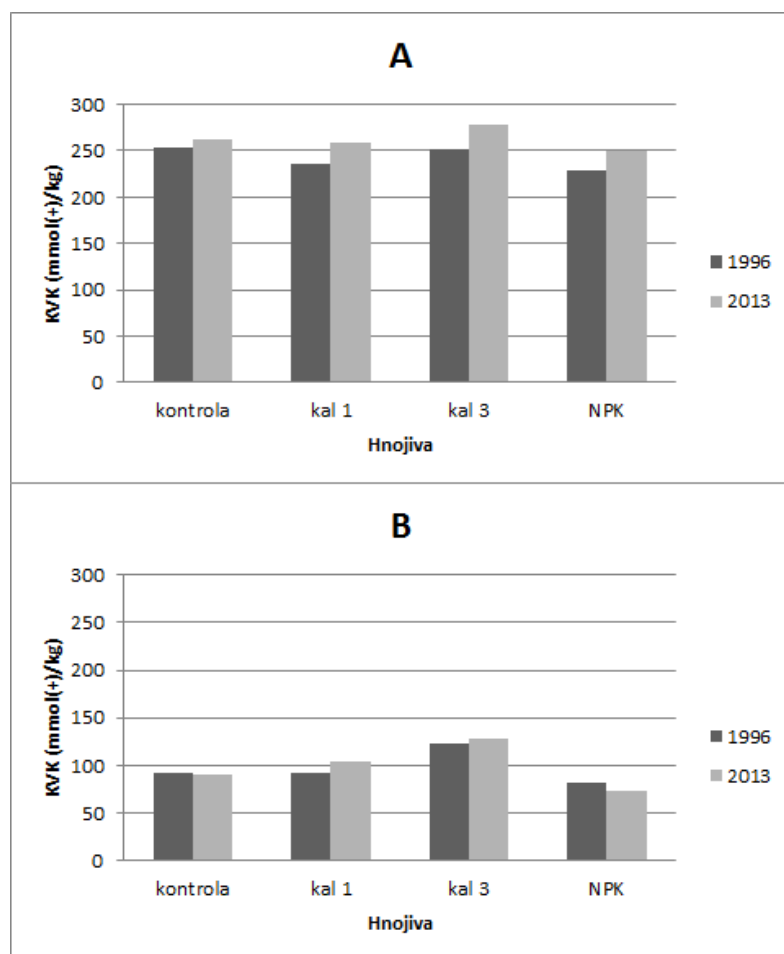
S aplikací čistírenských kalů na zemědělské půdy je spojena KVK, která má vliv na dostupnost kadmia plodinami. Antolín et al. (2005) prokázali, že při opakované aplikaci čistírenských kalů vzrostla KVK půdy. Porovnání KVK na plochách s různými variantami hnojení a porovnání změn KVK z let 1996 a 2013 je zobrazeno v grafu č. 28. Na stanovišti Suchdol (A) byla KVK v roce 2013 vždy vyšší oproti roku 1996. Lokalita Humpolec (B) vykazuje výrazně nižší hodnoty KVK než lokalita Suchdol a hodnoty jsou na jednotlivých variantách hnojení podobné. Na obou lokalitách je vyšší KVK při aplikaci trojnásobné dávky čistírenského kalu. Vyšší hodnoty KVK vypovídají a větší schopnosti půdy sorbovat kationty, tedy i zkoumané kadmium, a s tím spojený nižší příjem kadmia bramborami. V pokusu byl prokázán nižší obsah kadmia na stanovišti Suchdol, kde byla KVK výrazně vyšší než na stanovišti Humpolec.

U varianty kal3 je patrná vyšší KVK oproti ostatním variantám, především na stanovišti v Humpolci. Lokalita na Suchdole nevykazuje velké rozdíly v KVK mezi jednotlivými variantami hnojení. Bylo prokázáno, že dostupnost kadmia klesá s rostoucí KVK půdy (Yousal et al., 2016), na lokalitě Humpolec by tedy měly být koncentrace kadmia u varianty kal3 nižší oproti variantě kal1. Tento předpoklad byl prokázán u hlíz i natí brambor ve všech letech u

varianty kal3 na lokalitě Humpolec. Koncentrace kadmia v hlízách brambor pěstovaných na stanovišti Suchdol byla nižší u brambor hnojených variantou kal3 v roce 2012 a 2013, v natích v letech 2012 a 2014. U brambor hnojených variantou kal1 by měl být obsah kadmia nižší než u kontroly. Nižší koncentrace jsou v hlízách na stanovišti Suchdol ve všech zkoumaných letech, na lokalitě Humpolec v roce 2012 a 2014. V natích je obsah nižší na lokalitě Suchdol v roce 2013 a na lokalitě Humpolec v roce 2012 a 2014.

Příjem kadmia rostlinami je ovlivňován také množstvím organických látek, které se při hnojení do půdy aplikují. He et Singh (1993) ve své práci potvrdili nižší koncentrace kadmia v jílku mnohokvětém při vyšším obsahu organické hmoty v půdě. Aplikací trojnásobné dávky kalu se do půdy dostává větší množství organické hmoty než aplikací jedné dávky kalu. V tomto pokusu byl také potvrzen nižší obsah kadmia v hlízách i natích hnojených trojnásobnou dávkou kalu, jak již bylo zmíněno výše.

Graf č. 28 – Kationtová výměnná kapacita na stanovišti Suchdol (A) a Humpolec (B) v letech 1996 a 2013 (Vašák, 2014, nepublikováno)



Na různé obsahy kadmia v bramborách pěstovaných na stanovišti na Suchdole a v Humpolci mohou mít vliv také klimatické podmínky a různé půdní typy na stanovištích. Půdní typ na stanovišti Humpolec je kambizem, na lokalitě Suchdol je černozem. V souvislosti s půdním typem souvisí vliv huminových látek na příjem a akumulaci kadmia v rostlinách. Zhang et al. (2013) ve své práci předpokládá, že účinky huminových látek na dostupnost kadmia pro rostliny tabáku byly závislé na pH půdy. Huminové látky (HK + FK) by mohly být použity ke snížení akumulace kadmia v rostlinách pěstovaných v kyselých znečištěných půdách, ale ne na alkalických půdách.

Co se vlivu teploty týče, v několika studiích bylo prokázáno, že rychlost sorpce a množství sorbovaných stopových prvků v půdě rostla se zvyšující se teplotou (Ålmås et al., 2006; Barrow 1992). Zároveň Hooda et Alloway (1994) zjistili zvýšený obsah rizikových prvků (včetně kadmia) v plodinách pěstovaných při vyšší teplotě. Teplotou vyvolané zadržování rizikových prvků v půdě tedy nemusí být limitující pro příjem rostlinami. Ve zmíněných pracích jsou vždy větší rozdíly teplot oproti tomuto experimentu. V pokusu KAVR ČZU je na lokalitě Humpolec průměrná roční teplota 7,0 °C a na lokalitě Suchdol 9,1 °C. Koncentrace kadmia v hlízách byla průkazně vyšší na lokalitě Humpolec, kde je chladněji. Významný vliv lokality na koncentrace kadmia v nati nebyl prokázán. V tomto pokusu teplota není významným faktorem ovlivňující příjem kadmia.

Velmi nízká koncentrace kadmia v hlízách a natích brambor v roce 2015 může být způsobena suchem, které tento rok bylo. Vlivem půdní vlhkosti na akumulaci kadmia jílku mnohokvětého se zabývali Pascal et al. (2004). V této studii byl prokázán vyšší obsah kadmia v nadzemní biomase rostlin, které byly hnojené čistírenskými kaly a byly dostatečně zavlažovány. V kořenech rostlin vyšší koncentrace kadmia nebyly. Tack (2017) ale ve své práci naopak uvádí, že se snižujícím se zavlažováním jsou koncentrace kadmia ve špenátu vyšší.

S aplikací kalů je spojený také výnos rostlin. U rajčat byl výnos vyšší ve variantách hnojených čistírenskými kaly v porovnání s kontrolou (Moral et al., 1994). Chaudhuri et al. (2003) také prokázali pozitivní vliv aplikace kalu na výnos podzemnice olejné. V pokusu KAVR ČZU byl vyšší výnos při aplikaci kalu než u kontroly patrný v roce 2012, 2013 a 2014 na obou lokalitách. V roce 2015 byl na obou lokalitách nižší výnos u varianty kal1 a kal3 v porovnání s kontrolou.

## 7 Závěr

Cílem této práce bylo porovnat obsahy kadmia v hlízách a nati brambor pěstovaných na půdách hnojených čistírenskými kaly (jedna dávka /kal1/ a trojnásobná dávka /kal3/), NPK a na dlouhodobě nehnojených kontrolních půdách na lokalitě Praha – Suchdol a Humpolec. Z výsledků vyplývají následující závěry:

- Statisticky významný rozdíl v obsahu kadmia v hlízách brambor byl na lokalitě Suchdol mezi variantami kontrola - kal1, kontrola - kal3, kontrola - NPK, na lokalitě Humpolec mezi variantami kontrola - kal3 a kal1 - kal3. Mezi zbylými variantami byla nulová hypotéza potvrzena.
- Lokalita měla významný vliv na obsah kadmia v hlízách brambor, nulová hypotéza byla tedy zamítnuta. Stanoviště v Humpolci se vyznačuje velmi kyselým až kyselým pH a s ním spojenými vyššími koncentracemi kadmia (0,143 mg/kg) oproti stanovišti na Suchdole (0,087 mg/kg), kde je pH půdy neutrální. Dalším faktorem zde byly sorpční vlastnosti půdy, kdy na lokalitě Suchdol byla celkově vyšší kationtová výměnná kapacita (KVK) a tedy nižší obsahy kadmia v bramborách. Aplikace trojnásobné dávky kalu zvýšila KVK půdy a při vyšší KVK byly nižší obsahy kadmia v bramborách v porovnání s variantou kal1.
- Odběr kadmia byl ovlivněn výnosem brambor. S rostoucím výnosem brambor byl odběr kadmia hlíz vyšší. Na lokalitě Suchdol byl nejvyšší výnos a odběr v roce 2012, na lokalitě Humpolec je trend podobný, nejvyšší výnosy a odběry kadmia byly v letech 2012 a 2014.
- Dále byl prokázán statisticky významný rozdíl mezi obsahy kadmia v hlízách (0,047 – 0,227 mg/kg) a nati (0,228 – 1,333 mg/kg).
- Na obsah kadmia v nati brambor neměla statisticky významný vliv lokalita, nulová hypotéza byla potvrzena. Významný vliv byl prokázán u ročníku (mezi roky 2012 – 2013 a 2012 – 2014). V roce 2015 byla většina naměřených hodnot v nati pod detekčním limitem ICP-OES.

## 8 Literatura

- Albaladejo J., Castillo V., Diaz E. (2000): Soil loss and runoff on semiarid land as amended with urban solid refuse. *Land Degradation & Development*, 11: 363 – 373.
- Ålmås Å. R., Salbu B., Singh B. R. (2000): Changes in partitioning of Cadmium-109 and Zinc-65 in soil as affected by organic matter addition and temperature. *Soil Science Society of America Journal*, 64: 1951 – 1958.
- Antolín M. C., Pascual I., García C., Polo A., Sánchez-Díaz M. (2005): Growth, yield and solute content of barley in soils treated with sewage sludge under semiarid Mediterranean conditions. *Field Crops Research*, 94: 224 – 237.
- Barrow N. J. (1992): A brief discussion on the effect of temperature on the reaction of inorganic ions with soil. *Journal of Soil Science*, 43: 37 – 45.
- Bartolf M., Brennan E., Price C. A. (1980): Partial Characterization of a Cadmium-binding Protein from the Roots of Cadmium-treated Tomato. *Plant Physiology*, 66: 438 – 441.
- Benavides M. P., Gallego S. M., Tomaro M. L. (2005): Cadmium toxicity in plants. *Brazilian Journal of Plant Physiology* 17: 21 – 34.
- Bingham F. T. (1979): Bioavailability of Cd to food crops in relation to heavy metal content of sludge-amended soil. *Environmental Health Perspectives*, 28: 39 – 43.
- Börjesson G., Kirchmann H., Kätterer T. (2014): Four Swedish long-term field experiments with sewage sludge reveal a limited effect on soil microbes and on metal uptake by crops. *Journal of Soils and Sediments*, 14: 164 – 177.
- Bozkurt M. A., Yarılgaç T. (2003): The Effects of Sewage Sludge Applications on Yield, Growth, Nutrition and Heavy Metal Accumulation in Apple Trees Growing in Dry Conditions. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 27: 285 – 292.
- Bozkurt M. A., Yarılgaç T., Yacizi A. (2010): The use of sewage sludge as an organic matter source in apple trees. *Polish Journal of Environmental Studies*, 19: 267 – 274.



Brallier S., Harrison R. B., Henry Ch. L., Dongens X. (1996): Liming effects on availability of Cd, Cu, Ni a Zn in a soil amended with sewage sludge 16 years previously. *Water, Air and Soil Pollution*, 86: 195 – 206.

Buono V., Paradiso A., Serio F., Gonnella M., De Gara L., Santamaria P. (2009): Tuber quality and nutritional components of “early“ potato subjected to chemical haulm desiccation. *Journal of Food Composition and Analysis*, 22: 556 – 562.

Cakmak I. Welch R. M., Hart J., Norwell W. A., Ortürk L., Kochian L. V. (2000): Uptake and retranslocation of leaf-applied cadmium ( $^{109}\text{Cd}$ ) in diploid, tetraploid and hexaploid wheats. *Journal of experimental botany*, 51: 221 – 226.

Carbonell G., de Imperial R. M., Torrijos M., Delgado M., Rodriguez J. A. (2011): Effects of municipal solid waste compost and mineral fertilizer amendments on soil properties and heavy metals distribution in maize plants (*Zea mays* L.). *Chemosphere*, 85: 1614-1623.

Cibulka, J., Domažlická, E., Kozák, J., Kubižňáková, J., Mader, P., Machálek, E., Maňkovská, B., Musil, J., Pařízek, J., Píša, J., Pohounková, H., Reisnerová, H., Svobodová, Z. (1991): Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře. Academia. Praha. 432 s. ISBN: 80-200-0401-7.

Ciećko Z., Kalembasa S., Wyszowski M., Rolka E. (2004): Effect of Soil Contamination by Cadmium on Potassium Uptake by Plants. *Polish Journal of Environmental Studies*. 13: 333 – 337.

Ciećko Z., Kalembasa S., Wyszowski M., Rolka E. (2004): Effect of soil contamination by cadmium on potassium uptake by plants. *Polish Journal of Environmental Studies*, 13: 333 – 337.

Corguinha A. P. B., Gonçalves V. C., de Souza G. A., de Lima W. E. A., Penido E. S., Pinto C. A. B. P., Francisco E. A. B., Guilherme L. R. G. (2012): Cadmium in potato and soybeans: Do phosphate fertilization and soil management systems play a role? *Journal of Food Composition and Analysis*, 27: 32 – 37.

Černý J., Balík J., Kulhánek M., Vašák F., Vaněk V. (2014): Využití kalů z čistíren odpadních vod. In: Sborník z konference Racionální použití hnojiv. ČZU v Praze, 19 – 26.

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

ČSÚ (2015), dostupné z: <https://www.czso.cz/csu/czso/vodovody-kanalizace-a-vodnity-2015>

Das P., Samantaray S. Rout G. R. (1997): Studies on cadmium toxicity in plants: A review. *Environmental Pollution*, vol. 98, no 1: 29 – 36.

de las Heras J., Mañas P., Labrador J. (2005): Effect of several applications of digested sewage sludge on soil and plants. *Journal of Environmental Science and Health*, A40: 437 – 451.

Dohányos M. (2006): Efektivní využití a likvidace čistírenských kalů. Citováno: 17. 7. 2016, dostupné z: <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/efektivni-vyuziti-a-likvidace-cistirenskych-kalu>

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

Dudka S., Piotrowska M., Terelak H. (1996): Transfer of cadmium, lead, and zinc from industrially contaminated soil to crop plants: A field study. *Environmental Pollution*, 94: 181 – 188.

Dunbar K. R., McLaughlin M.J., Reid R. J. (2003): The uptake and partitioning of cadmium in two cultivars of potato (*Solanum tuberosum* L.). *Journal of Experimental Botany* 54: 349 – 354.

Epstein E. (2002): Land application of sewage sludge and biosolids. Lewis Publishers. CRC Press ISBN 1-56670-624-6, 216 str.

Evropská komise (2001): Disposal and recycling routes for sewage sludge - Part 3 – Scientific and technical report. Citováno: 18. 8. 2016, dostupné z: [http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/sludge\\_disposal.htm](http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/sludge_disposal.htm) (staženo 18. 8. 2016)

Evropská komise (2016): Sewage sludge. Citováno 15. 11. 2016, dostupné z: <http://ec.europa.eu/environment/waste/sludge>

Fließbach A., Martens R., Reber H. H. (1994): Soil microbial biomass and microbial activity in soils treated with heavy metal contaminated sewage sludge. *Soil Biology and Biochemistry*, 26: 1201 – 1205.

Forster Ch. (2003): *Wastewater Treatment and Technology*. Thomas Telford Ltd, p. 344. ISBN: 9780727732293

Gray C. W., McLaren R. G., Roberts A. H. C., Condon L. M. (1999): Effect of soil pH on cadmium phytoavailability in some New Zealand soils. *New Zealand Journal of Crop and Horticultural Species*, 27: 169 – 179.

Hamon R. E., Holm P. E., Lorenz S. E., McGrath S. P., Christensen T. H. (1999): Metal uptake by plants from sludge-amended soils: caution is required in the plateau interpretation. *Plant and Soil*, 216: 53 – 64.

Häni H., Siegenthaler A., Candinas T. (1995): Soil effects due to sewage sludge application in agriculture. *Fertilizer research*, 43: 149 – 156.

Hassan W., Bano R., Bashir S., Aslam Z. (2015): Cadmium toxicity and biological index under potato (*Solanum tuberosum* L.) cultivation. *Soil Research*, 54: 460 – 468.

He Q. B., Singh B. R. (1993): Effect of organic matter on the distribution, extractability and uptake of cadmium in soils. *Journal of Soil Science*, 44: 641 – 650.

Hooda P. S., Alloway B. J. (1994): The plant availability and DTPA extractability of trace metals in sludge-amended soils. *The Science of the Total Environment*, 149: 39 – 51.

Hue N. V., Ranjith S. A. (1994): Sewage sludges in Hawaii: Chemical composition and reactions with soils and plants. *Water, Air and Soil Pollution* 72: 265 – 283.

Chaudhuri D., Tripathy S., Veeresh H., Powell M. A., Hart B. R. (2003): Mobility and bioavailability of selected heavy metals in coal ash- and sewage sludge-amended acid soil. *Environmental Geology*, 44: 419 – 432.

- Chen Z., Zhao Y., Gu L., Wang S., Li Y., Dong F. (2014): Accumulation and Localization of Cadmium in Potato (*Solanum tuberosum*) Under Different Soil Cd Levels. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 92: 745 – 751.
- Ilie L., Scaeteanu G. V., Mihalache M., Madjar R. M., Calin C. (2014): Assessment of metal contents in soil after sewage sludge treatments associated or not with mineral fertilization. *Revista de Chimie*, 65: 1485 – 1489.
- Jakubus M., Czekala J. (2001): Heavy Metal Speciation in Sewage Sludge. *Polish Journal of Environmental Studies*, 10: 245 – 250.
- Kabata-Pendias A., Mukherjee A. B. (2007): *Trace Elements from Soil to Human*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 550 p. ISBN: 978-3-540-32713-4.
- Karvelas M., Katsoyiannis A., Samara C. (2003): Occurrence and fate of heavy metals in the wastewater treatment process. *Chemosphere*, 53: 1201 – 1210.
- Kelessidis A., Stasinakis A. S. (2012): Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. *Waste Management*, 32: 1186 – 1195.
- Kizilkay R., Bayrakli B. (2005): Effects of N-enriched sewage sludge and enzyme activities. *Applied Soil Ecology*, 30: 192 – 202.
- Kubík L. (2009): Rizikové prvky v kalech z čistíren odpadních vod (ČOV). *Biom.cz*, online: <http://biom.cz/czt/odborne-clanky/rizikove-prvky-v-kalech-z-cistiren-odpadnich-vod-cov>. ISSN: 1801-2655.
- Kulling D., Stadelmann F., Herter U. (2001): Sewage sludge – Fertilizer or Waste? UKWIR Conference, Brussels.
- Liu E., Jiang W., Wang W., Zhai L. (1995): Evaluation of metal ion toxicity on root tip cells by the Allium test. *Israel Journal of Plant Sciences*, 43: 125 - 133.
- Liu J., Sun S. (2013): Total concentrations and different fractions of heavy metals in sewage sludge from Guangzhou, China. *Transactions of Nonferrous Metals Society in China*, 23: 2397 – 2407.

- Lübben S., Sauerbeck D. (1991): The uptake and distribution of heavy metals by spring wheat. *Water, Air and Soil Pollution*, 57-58: 239 – 348.
- M. J., Bell M. J., Wright G. C., Cozens G. D. (2000): Uptake and partitioning of cadmium by cultivars of peanut (*Arachis hypogaea* L.). *Plant and Soil*, 222: 51 – 58.
- Maier N. A., McLaughlin M. J., Heap M., Butt M., Smart M. K., Williams C. M. J. (1997): Effect of current-season application of calcitic lime on soil pH, yield and cadmium concentration in potato (*Solanum tuberosum* L.) tubers. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 47: 29 – 40.
- Martinez F., Cuevas G., Iglesias T., Walter I. (2002): Urban organic wastes effects on soil chemical properties in degraded semiarid ecosystem. In: Seventeenth WCS, Symposium No 20, Thailand. 1 – 9.
- McLaughlin M. J., Bell M. J., Wright G. C., Cozens G. D. (2000): Uptake and partitioning of cadmium by cultivars of peanut (*Arachis hypogaea* L.). *Plant and Soil*, 222: 51–58.
- McLaughlin M. J., Palmer L. T., Tiller K. G., Beech T. A., Smart M. K. (1994): Increased soil salinity caused elevated cadmium concentrations in field-grown potato tubers. *Journal of Environmental Quality*, 23: 1013 – 1018.
- McLaughlin M. J., Parker D. R., Clarke J. M. (1999): Metals and micronutrients – food safety issue. *Field Crops Research*, 60: 143 – 163.
- McLaughlin M. J., Tiller K. G., Naidu R., Stevens D. P. (1996): Review: the behaviour and environmental impact of contaminants in fertilizers. *Australian Journal of Soil Research*, 34: 1 – 54.
- Milieu Ltd, WRc and Risk & Policy Analysts Ltd (RPA) (2008): Environmental, economic and social impacts of the use of sewage sludge on land. Final report. Part I: Overview report. <http://ec.europa.eu/environment/waste/sludge>.
- Mirecki N., Agič R., Šunić L., Milenković L., Illić Z. S. (2015): Transfer factor as indicator of heavy metals content in plants. *Fresenius Environmental Bulletin*, 24: 4212 – 4219.

- Moral R., Palacios G., Gómez I., Navarro-Pedreno J., Mataix J. (1994): Distribution and accumulation of heavy metals (Cd, Ni and Cr) in tomato plant. *Fresenius environmental bulletin*, 3: 395 – 399.
- Mortveldt J. J., Cox F. R., Shuman L. M., Welch R. M. (1991): *Micronutrients in Agriculture*. Second Edition. Soil Science Society of America, Inc. Madison, Wisconsin, USA.
- Nandakumar K., Ramamurthy S., Rajarajan A., Savarimuthu E. (1998): Suitability of Dindigul town's sewage sludge for field application: nutritional perspective. *Pollution Research*, 17: 61 – 63.
- Němeček J., Rohošková M., Macků J., Vokoun J., Vavříček D., Novák P. (2008): Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. Praha. Citováno: 16. 3. 2017, dostupné z: [home.czu.cz/webdav.php?seo=penizek/ke-stazeni/&file=/TKSP%202008.pdf](http://home.czu.cz/webdav.php?seo=penizek/ke-stazeni/&file=/TKSP%202008.pdf)
- Norton G. J., Deacon C. M., Mestrot A., Feldmann J., Jenkins P., Baskaran C., Meharg A. A. (2015): Cadmium and lead in vegetable and fruit produce selected from specific regional areas of the UK. *The Science of the total environment*, 533: 520-527.
- Ojeda G., Alcaniz J. M., Ortiz O. (2003): Runoff and losses by erosion in soils amended with sewage sludge. *Land Degradation & Development*, 14: 563 – 573
- Parkpain P. Sirisukhodom s., Carbonell-Barrachina A. A. (1998): Heavy metals and nutrients chemistry in sewage sludge amended Thai soils. *Journal of Environmental Sciences*, 573 - 597
- Pascal I., Antolín M. C., García C., Polo A., Sánchez-Díaz M. (2004): Plant availability of heavy metals in soil amended with a high dose of sewage sludge under drought conditions. *Biology and Fertility of Soils*, 40: 291 – 299.
- Queirolo F., Stegan S., Restovic M., Paz M., Ostapczuk P., Schwuger M. J., Muñoz L. (2000): Total arsenic, lead, and cadmium levels in vegetables cultivated at the Andean villages of northern Chile. *The Science of the Total Environment*, 255: 75 – 84.
- Ramos I., Eseban E., Lucena J. J., Garate A. (2002): Cadmium uptake and subcellular distribution in plants of *Lactuca sp.* Cd-Mn interaction. *Plant Science*, 162: 761 – 767.

- Ramulu U. S. (2001): Reuse of municipal sewage and sludge in agriculture. Scientific publishers. Jodhpur, India. 342 p. ISBN: 978817233254
- Rivetta A., Negrini N., Cocucci M. (1997): Involvement of Ca<sup>2+</sup>-calmodulin in Cd<sup>2+</sup> toxicity during the early phases of radish (*Raphanus sativus* L.) seeds germination. *Plant, Cell and Environment*, 20: 600 – 608.
- Salt D. E., Prince R. C., Pickering I. J., Raskin I. (1995): Mechanisms of Cadmium Mobility and Accumulation in Indian Mustard. *Plant Physiology*, 109: 1427 – 1433.
- Shah K., Dubey R. S. (1995): Effect of cadmium on RNA level as well as activity and molecular forms of ribonuclease in growing rice seedlings. *Plant Physiology and Biochemistry*, 33: 577 – 584.
- Sirotková D. (2010): Kaly z ČOV – nové směry zájmu. *Odpadové fórum*, 2: 20.
- Smith S. R. (1994): Effect of soil pH on availability to crops of metals in sewage sludge-treated soils. II. cadmium uptake by crops and implications for human dietary intake. *Environmental Pollution*, 86: 5 – 13.
- Smith, S. R. (2008), The implications for human health and the environment of recycling biosolids on agricultural land. Imperial College London Centre for Environmental Control and Waste Management. London. 116 p.
- Smolders E. (2001): Cadmium uptake by plants. *International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health*, 14: 177 – 183.
- StatSoft, Inc. (2013). STATISTICA (data analysis software system), version 12. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com)
- Stroiński A., Floryszak-Wieczorek J. (1990): Effects of cadmium on the host-pathogen system. III. Influence of cadmium and *Phytophthora infestans* on membrane permeability of potato leaves. *Biochemie und Physiologie der Pflanzen*, 186: 417 – 421.
- Stroiński A., Floryszak-Wieczorek J. (1993): Effects of cadmium on the host-pathogen system. IV. Influence of cadmium and *Phytophthora infestans* on membrane permeability of potato tuber. *Journal of Plant Physiology*, 142: 575 – 578.

- Stroiński A., Kubiś J., Zielezińska M. (1999): Effect of cadmium on glutathione reductase in potato tubers. *Acta Physiologiae Plantarum*, 21: 201 – 207.
- Šarapatka B. (2014): *Pedologie a ochrana půd*. Univerzita Palackého v Olomouci. Olomouc. ISBN 978-80-244-3736-1.
- Tack F. M. G. (2017): Watering regime influences Cd concentrations in cultivated spinach. *Journal of Environmental Management*, 186: 201 – 206.
- Tsadilas C. D., Matsi T., Barbayiannis N., Dimoyiannis D. (1995): Influence of sewage sludge application on soil properties and on the distribution and availability of heavy metal fractions. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 26: 2603 – 2619.
- ÚKZÚZ (2015): *Seznam doporučených odrůd bramboru*. Brno. ISBN 978 – 80 – 7401 – 107 – 8.
- Usman K., Khan S., Ghulam S., Khan M. U., Khan N., Khan M. A., Khalil S. K. (2012): Sewage Sludge: An Important Biological Resource for Sustainable Agriculture and Its Environmental Implications. *American Journal of Plant Sciences*, 3: 1708 – 1721.
- Vaca R., Lugo J., Martínez R., Esteller M. V., Zavaleta H. (2011): Effects of sewage sludge and sewage sludge compost amendment on soil properties and *Zea mays* L. plants (heavy metals, quality and productivity). *Revista internacional de contaminación ambiental*, 27: 303 – 311.
- Valečko Z. (2002): Čistírenské kaly - prokleté nebo životodárné? Citováno 11. 11. 2016, dostupné z: <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/cistirenske-kaly-proklete-nebo-zivotodarne>.
- Vašák, F., Černý, J., Buráňová, Š., Kulhánek, M., Balík, J. (2015): Soil pH Changes in Long-Term Field Experiments with Different Fertilizing Systems. *Soil and Water Research*, 10: 19-23.
- VÚB HB (2017): Varný typ A, AB. Citováno 1. 3. 2017, dostupné z: <http://www.vubhb.cz/cs/zahradkari-a-spotrebitele/varny-typ-a-ab>
- Wagner G., Trotter M. M. (1982): Inducible Cadmium Binding Complexes of Cabbage and Tomato. *Plant Physiology*, 69: 804 – 809.



Weigel H. J., Wäger H. J. (1980): Subcellular Distribution and Chemical Form of Cadmium in Bean Plants. *Plant Physiology*, 65: 480 – 482.

Wójcik M., Tukiendorf A. (2004): Phytochelatin synthesis and cadmium localization in wild type of *Arabidopsis thaliana*. *Plant Growth Regulation*, 44: 71 – 80.

Yadav S. K. (2010): Heavy metals toxicity in plants: An overview on the role of glutathione and phytochelatins in heavy metal stress tolerance of plants. *South African Journal of Botany*, 76: 167 – 179.

Yao Y., Xu G., Mou D., Wang J., Ma J. (2012): Subcellular Mn compartmentation, anatomic and biochemical changes of two grape varieties in response to excess manganese. *Chemosphere*, 89: 150 – 157.

Yousaf B., Liu G., Wang R., Zia-ur-Rehman M., Rizwan M. S., Imtiaz M., Murtaza G., Shakoor A. (2016): Investigating the potential influence of biochar and traditional organic amendments on the bioavailability and transfer of Cd in the soil-plant system. *Environmental Earth Sciences*, 75: 374.

Yu M. H. (2001): *Environmental toxicology. Impacts of Environmental Toxicants on Living Systems*. CRC Press LLC.239. ISBN: 1-56670-474-X.

Zemanová V., Pavlík M., Pavlíková D., Kyjaková P. (2015): Changes in the contents of amino acids and the profile of fatty acids in response to cadmium contamination in spinach. *Plant, Soil and Environment*, 61: 285 – 290.

Zhang Y., Yang X., Zhang S., Tian Y., Guo W., Wang J. (2013): The influence of humic acids on the accumulation of lead (Pb) and cadmium (Cd) in tobacco leaves grown in different soils. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 13: 43 – 53.

## LEGISLATIVNÍ DOKUMENTY

Česká republika. Směrnice Rady 86/278/EHS ze dne 12. června, o ochraně životního prostředí a zejména půdy při používání kalů z čistíren odpadních vod v zemědělství. 1986. Dostupné z <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/HTML/?uri=URISERV:l28088&from=CS>>.

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

Česká republika. Vyhláška Ministerstva životního prostředí č. 294/2005 Sb. ze dne 11. července, o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu. In: Sbírka zákonů České republiky. 2005. Dostupné z <<http://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/%24%24OpenDominoDocument.xsp?documentId=96F060C6A3D87823C125708F00317B16&action=openDocument>>.

Česká republika. Vyhláška Ministerstva životního prostředí č. 437/2016 ze dne 19. prosince 2016 o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě. In: Sbírka zákonů České republiky. 2001. Dostupné z <[http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/pravni-predpisy-mze/tematicky-prehled/Legislativa-ostatni\\_uplna-zneni\\_vyhlaska-2016-437.html](http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/pravni-predpisy-mze/tematicky-prehled/Legislativa-ostatni_uplna-zneni_vyhlaska-2016-437.html)>.

Česká republika. Zákon č. 156/1998 Sb. ze dne 12. června, o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd. In: Sbírka zákonů České republiky. 1998. Dostupné z <[http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/pravni-predpisy-mze/tematicky-prehled/Legislativa-MZe\\_uplna-zneni\\_zakon-1998-156-hnojiva.html](http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/pravni-predpisy-mze/tematicky-prehled/Legislativa-MZe_uplna-zneni_zakon-1998-156-hnojiva.html)>.

Česká republika. Zákon č. 185/2001 ze dne 15. května o odpadech a změně některých dalších zákonů. In: Sbírka zákonů České republiky. 2001. Dostupné z <[http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/pravni-predpisy-mze/tematicky-prehled/Legislativa-ostatni\\_uplna-zneni\\_zakon-2001-185.html](http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/pravni-predpisy-mze/tematicky-prehled/Legislativa-ostatni_uplna-zneni_zakon-2001-185.html)>.