

**Česká zemědělská univerzita v Praze**  
**Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů**  
**Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin**



**Změny akumulace mědi v rostlinách pěstovaných na půdách  
hnojených čistírenskými kaly**

Diplomová práce

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

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

**Autor práce:** Lenka Matušková

2009

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma „Změny akumulace mědi v rostlinách pěstovaných na půdách hnojených čistírenskými kaly“ vypracovala samostatně a použila jen pramenů, které cituji a uvádím v přiložené bibliografii.

V Praze dne:

## **Poděkování**

Dovoluji si touto cestou poděkovat svému vedoucímu mé diplomové práce Prof. Ing. Pavlu Tlustošovi, CSc. a konzultantovi Ing. Jindřichu Černému, Ph.D., za mnoho užitečných rad a za čas, který mi věnovali.

Rovněž děkuji celému kolektivu Katedry agroenvironmentální chemie a výživy rostlin za vstřícnost a pomoc při zpracování vzorků v laboratoři.

## Autorský referát

Produkce čistírenských kalů neustále roste a jejich likvidace se stává celosvětovým problémem. Je několik způsobů jak tyto kaly využít.

Aplikace čistírenských kalů na zemědělskou půdu představuje jeden z nejvhodnějších způsobů jejich využití. Výhodou je hlavně navrácení živin a organické hmoty zpět do půdy a z ekonomického hlediska také nejlepší způsob využití.

Kromě těchto látek mohou upravené kaly vnést do půdy různé škodliviny, jako jsou organické polutanty, patogenní mikroorganismy nebo rizikové prvky. Proto musí být množství těchto látek před použitím v zemědělství důkladně kontrolováno. Nejméně degradovatelné jsou rizikové prvky, které se v půdě hromadí. Jedním ze sledovaných prvků je měď.

Cílem diplomové práce bylo, v rámci dlouhodobého polního pokusu, sledovat příjem mědi rostlinami brambor, pšenice ozimé a jarního ječmene na půdách ošetřovaných čistírenskými kaly.

Dále byl sledován výnos a odběr mědi rostlinami v období let 1997 - 2008.

Měď ve stopové koncentraci je pro organismy nezbytná. Jde o esenciální prvek, který je součástí některých enzymů. Nedostatek mědi se může projevit závažným onemocněním. Naopak překročení optimální hladiny tohoto prvku v organismu může působit toxicky. V půdě se měď vyskytuje vázaná na organickou hmotu, v komplexech a nebo ve formě iontů  $\text{Cu}^{2+}$ . Cu vázaná v organických sloučeninách je pro rostliny těžko dostupná. Na kyselých půdách se měď lépe uvolňuje.

Vliv opakované aplikace čistírenských kalů na zemědělskou půdu na hromadění mědi v rostlinách brambor a jejich výnos je dlouhodobě sledován v přesných polních pokusech založených v roce 1996 Katedrou agroenvironmentální chemie a výživy rostlin ČZU v Praze na čtyřech pokusných místech s odlišnými půdně klimatickými charakteristikami (Hněvčeves, Humpolec, Lukavec a Suchdol).

Pro tyto účely byly sledovány varianty: kontrola - bez ošetření, kal v základní dávce (odpovídající  $330 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) a trojnásobné dávce, hnojivo NPK a NPK v kombinaci s aplikací roztoku anorganických solí stopových prvků. Dávka kovů odpovídá jejich množství v trojnásobné dávce kalu.

Pokusem bylo zjištěno, že akumulace mědi byla ovlivněna jednak vlastnostmi stanoviště, tak také pěstovanými plodinami. Průměrné obsahy v hlízách brambor (ze všech variant hnojení) se pohybovaly od 3 do  $9,6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , u pšenice ozimé  $3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  a u ječmene

2,1 - 3,8 mg.kg<sup>-1</sup> Cu v zrně. Na lokalitě Hněvčevy byly nalezeny nejvyšší obsahy Cu v hlízách brambor, naopak u pšenice ozimé se zde projevila nejnižší akumulace mědi.

U obilnin se prokázala vyšší akumulace mědi v zrně než ve slámě, a to v průměru u pšenice o 60 % a u ječmene o 55 %.

Kontrolní varianta měla srovnatelné obsahy mědi v pěstovaných plodinách s dalšími variantami hnojení.

Množství akumulované mědi u hlíz brambor bylo nižší u varianty NPK se směsí těžkých kovů než u varianty kalu v trojnásobné dávce.

Naopak zrno ječmene mělo vyšší obsahy mědi na plochách hnojených NPK s těžkými kovy než kalem 3. Sláma ječmene a také zrno i sláma pšenice obsahovaly zpravidla téměř stejné množství v obou variantách.

Pokus také prokázal, že hnojené plodiny čistírenským kalem měly vyšší výnos než plodiny pěstované na neošetřené kontrolní variantě. Nejvyšší výnos měla pšenice ozimá.

Trojnásobná dávka kalu nebyla z hlediska výnosů ani obsahů mědi efektivní. Také při hodnocení odběru mědi bylo množství u kalu v trojnásobné dávce nižší než u kalu v základní dávce.

Z hlediska odběru mědi se nejlépe osvědčily brambory. Nejnižší odběr Cu byl u slámy obilnin.

Hlízy brambor odebraly více mědi na plochách hnojených kalem 1 oproti hnojivu NPK. U obilnin naopak byl vyšší odběr Cu u minerálního hnojiva.

Tento experiment ukázal, že čistírenské kaly mohou být vhodné pro aplikaci na zemědělskou půdu, mohou být vhodným zdrojem živin a mohou nahradit minerální hnojiva. Je ale nutné zvážit vlastnosti půdy, které budou vhodné pro jejich aplikaci, vybrat vhodné plodiny, a hlavně dodržovat příslušné limity.

**Klíčová slova:** čistírenský kal, měď, brambory, pšenice ozimá, ječmen jarní

## Thesis summary

A production of sewage sludge rises constantly and its disposal is becoming world-wide issue. There are several methods how to utilize a sludge.

The land application of sewage sludge presents the most suitable way of using sewage sludge. The main advantage is a recycling of plant nutrients and organic matter into the soil and most economical way of sludge reuse.

On the other hand, a processed sludge may bring various toxicants to the soil, e.g. organic pollutants, pathogens or hazard compounds. That is why the content of these compounds has to be monitored carefully before use. The lowest degradation shows toxic constituents which are accumulated within the soil. The one among monitored elements is copper.

The aim of this thesis was to monitor copper uptake by potatoes, winter wheat and spring barley within the long term four sites experiment. Further was monitored crop yields and uptake of copper by plants in period 1997 - 2008.

A trace concentration intake of copper is actually necessary for organisms. It is the essential element which is a part of several enzymes. Shortage of copper may even lead to a severe illness. On the contrary, an overdose above optimal intake level may cause toxicity. Soil copper is bound with organic material either on solid or in complex compounds or as  $\text{Cu}^{2+}$  ions. The copper bound in organic compounds is hardly accessible by plants. It is more easily released from acidic soil.

The impact of a multiple land application of sewage sludge on copper accumulation in potatoes and on a yield response is monitored in the precise long term experiments established in 1996 by the Department of Agroenvironmental Chemistry and Plant Nutrition, The Czech University of Life Sciences in Prague on four sites (Hněvčeves, Humpolec, Lukavec and Suchdol) with different soil and climatic properties.

For these purposes five treatments were investigated: control variant without any treatment, sewage sludge in basic (equivalent to  $330 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ ), and triple rate, fertilizer NPK application and fertilizer NPK together with a solution of inorganic salts of trace elements.

Element rates were equal their contents in triple rate of sewage sludge.

The experiment showed, that the accumulation of copper was partly affected by site properties, but also by grown crops. Average contents in potatoes bulbs (out of all variants of fertilization) vary from 3 to  $9,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , at winter wheat  $3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , and at barley  $2,1 - 3,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , Cu in a grain. In the locality of Hněvčeves there were to be found the highest contents of Cu in the potatoe bulbs, but by the lowest accumulation of copper was

shown at the winter wheat here. In the crop-plants a higher accumulation of copper was identified in a grain than in a straw, and it in average about off 60 % at a wheat and about off 55 % at a barley.

The control variant showed comparable contents of copper in grown products with another variants of fertilization.

The amount of the accumulated copper at potatoe bulbs was lower in the variant of NPK with the mixture of heavy metals than in the variant of sewage sludge in the triple rate. On the contrary a grain of barley had higher contents of copper in the areas fertilized by NPK with heavy metals than sludge 3.

A straw of barley as well as a grain and a straw of wheat generally contained almost the same amount in both variants.

The experiment also showed, that the crops fertilized by sewage sludge proved a higher yield than crops grown in the untreated control variant. The winter wheat had the highest yield.

The triple amount of sewage sludge was not effective in the term of yields and the contents of copper liter. Also at valuation of copper taking the amount was lower in the sewage sludge in a triple amount than in the sewage sludge in a basic amount.

In the term of copper taking potatoes proved the best. The lowest taking of Cu was in a straw of crop-plants.

The potatoe bulbs took away more amount of copper in the areas fertilized by sewage sludge 1 in comparison with the fertilizer NPK. By contrast in crop plants the taking of Cu was higher at the mineral fertilizer.

This experiment showed, that the sewage sludge can be suitable for application on agricultural lands; it can also be a suitable source of nutrients and can replace mineral fertilizers.

But it is necessary to consider the land properties suitable for their application, choose the appropriate crops, and especially maintain the appropriate limits.

**Key words:** sewage sludge, copper, potatoes, winter wheat, spring barley

# Obsah

1. Úvod.....	1
2. Rešerše .....	2
2.1. Čistírenský kal .....	2
2.2. Způsoby nakládání s kaly.....	4
2.3. Látky obsažené v čistírenském kalu .....	6
2.3.1. Živiny.....	6
2.3.2. Organické a patogenní látky .....	7
2.3.3. Rizikové prvky.....	7
2.4. Těžké kovy v životním prostředí .....	8
2.4.1. Mobilita těžkých kovů v půdě.....	10
2.4.1.1. Půdní reakce pH.....	10
2.4.1.2. Organická hmota.....	11
2.4.1.3. Oxidy Fe a Mn .....	11
2.4.1.4. Půdní typ .....	11
2.5. Měď.....	12
2.5.1. Toxicita mědi pro člověka .....	12
2.5.2. Měď v životním prostředí .....	12
2.5.3. Měď v půdě.....	13
2.5.4. Měď v kalech .....	14
2.6. Příjem mědi rostlinami a její funkce v rostlinách .....	14
2.6.1. Brambory .....	16
2.6.2. Pšenice ozimá.....	16
2.6.3. Jarní ječmen .....	17
2.7. Projevy nedostatku mědi.....	17
2.8. Toxicita Cu.....	20
2.9. Aplikace kalů na zemědělskou půdu.....	21
2.10. Vliv aplikace čistírenských kalů na akumulaci těžkých kovů rostlinami a na vlastnosti půdy.....	24
3. Materiál a metody .....	27
3.1. Metodika .....	27
4. Výsledky .....	32
4.1. Vliv aplikace čistírenských kalů na akumulaci Cu rostlinami.....	32
4.1.1. Brambory .....	32
4.1.2. Pšenice ozimá.....	35
4.1.3. Ječmen jarní .....	38
4.2. Vliv aplikace čistírenských kalů na výnosy plodin.....	41
4.3. Odběr Cu rostlinami.....	44
4.3.1. Průměrný odběr Cu rostlinami.....	44
4.3.2. Procentický podíl odebrané mědi.....	47
5. Diskuze .....	52
6. Závěr .....	57
7. Seznam literatury .....	59



# 1. Úvod

Se stoupající životní úrovní obyvatelstva stoupá množství vyprodukovaných odpadů. V porovnání s minulostí lidé dbají mnohem více o osobní hygienu, o čistotu prostředí a prádla. Při praní v automatických pračkách, mytí nádobí v myčkách a veškerých úklidových pracích se používá chemických přípravků. Narůstá množství odpadních vod z domácností, které jsou různě kontaminované. I průmysl produkuje velké množství odpadních vod, ze kterých potom vzniká jejich čištěním odpadní produkt - kal. Proto vyvstává stále naléhavější otázka kam nebo jak tyto čistírenské kaly zlikvidovat. Jednou z ekonomicky výhodných a ekologicky přijatelných možností je aplikace vyčištěných kalů na zemědělskou půdu. Dochází k návratu živin a organické hmoty do půdy. Kaly však často obsahují různé polutanty, jejich neuvážené použití na zemědělské půdě představuje riziko kontaminace půdy a vody a možnost vstupu škodlivin do potravního řetězce. Proto je nutné množství rizikových prvků, patogenních organismů a dalších polutantů přísně sledovat.

Předmětem práce je sledovat chování mědi, jakožto esenciálního, avšak v nadbytku toxického prvku, při využití kalů v zemědělství.

Cílem práce je sledovat v rámci dlouhodobého polního pokusu, který je založen na čtyřech stanovištích s odlišnými půdně-klimatickými podmínkami, hromadění mědi v ozimé pšenici, jarním ječmenu a v hlízách brambor. Porovnat akumulaci mědi rostlinami pěstovanými na půdách hnojených čistírenskými kaly ve dvou dávkách ve srovnání s kontrolní neošetřenou variantou a aplikací minerálních hnojiv.

## 2. Rešerše

### 2.1. Čistírenský kal

Kal je nevyhnutelným odpadem při úpravě vody a při čištění odpadních vod. Zpracování těchto vod je navrženo tak, aby se odstraňovaly nežádoucí složky z vody a koncentrovaly se do objemově nevýznamného vedlejšího kalu. Kal obsahuje také přebytečnou biomasu z biologického čištění. Cílem úpravy a zpracování kalů je využití prospěšných složek a energie z nich a současně omezení nepříznivých dopadů na životní prostředí a lidské zdraví. Koncentrace prospěšných i znečišťujících složek v kalu závisí na počáteční kvalitě surové nebo odpadní vody a na úrovni použité technologie (Dohányos, 2004).

Pro definování kalu můžeme použít základního odpadového právního předpisu ČR zákona č. 185/2001 Sb., o odpadech, kde se rozumí:

a) kalem

1. kal 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,
2. kal ze septiků a jiných podobných zařízení,
3. kal z čistíren odpadních vod výše neuvedených (Zákon č. 185/2001 Sb.).

b) upraveným kalem – kal, který byl podroben biologické, chemické nebo tepelné úpravě, dlouhodobému skladování nebo jakémukoliv jinému vhodnému procesu tak, že se významně sníží obsah patogenních organismů v kalech, a tím zdravotní riziko spojené s jeho aplikací (Zákon č. 185/2001 Sb.).

Čistírenské kaly jsou vhodnou hnojivou látkou vzhledem k poklesu používání minerálních a statkových hnojiv. Jsou alternativními zdroji minerálních a organických látek vyrovnávajících deficit těchto látek v půdě. Mohou však obsahovat kromě požadovaných živin také nežádoucí toxické prvky, persistentní organické látky a patogenní mikroorganismy, které mohou kontaminovat půdu, vodu a pěstované rostliny a tím ohrožovat zdraví lidí i zvířat a existenci živých organismů vůbec. Proto byla na základě směrnice Rady EU (86/278/EEC) přijata účinná legislativní opatření určující podmínky používání kalů v zemědělství (aplikace,

evidence, kontrola), které mají být jednoznačné a srozumitelné jak pro producenty kalů, tak i zemědělce, kteří je aplikují do půdy.

Vzhledem k tomu, že se Česká republika zavázala směrnicí EU, že každá obec nad 2000 ekvivalentních obyvatel bude mít do roku 2010 vlastní čistírnu odpadních vod, počítáme s rostoucí produkcí čistírenských kalů. Požadavky na jejich odstraňování se stávají vážným problémem, který je nutné co nejdříve vyřešit (Sponar, 2004).

Aplikace čistírenských kalů na zemědělskou půdu je dobrým ekonomickým východiskem pro kalý a zajišťuje možnost vrácení užitečných rostlinných živin a organického materiálu do půdy pro rostlinnou produkci. Rostlinná produkce může být také zvýšena zlepšením fyzikálních vlastností půd, jako výsledek aplikace organického materiálu do půdy, obsaženého v čistírenském kalu (Smith, 1996).

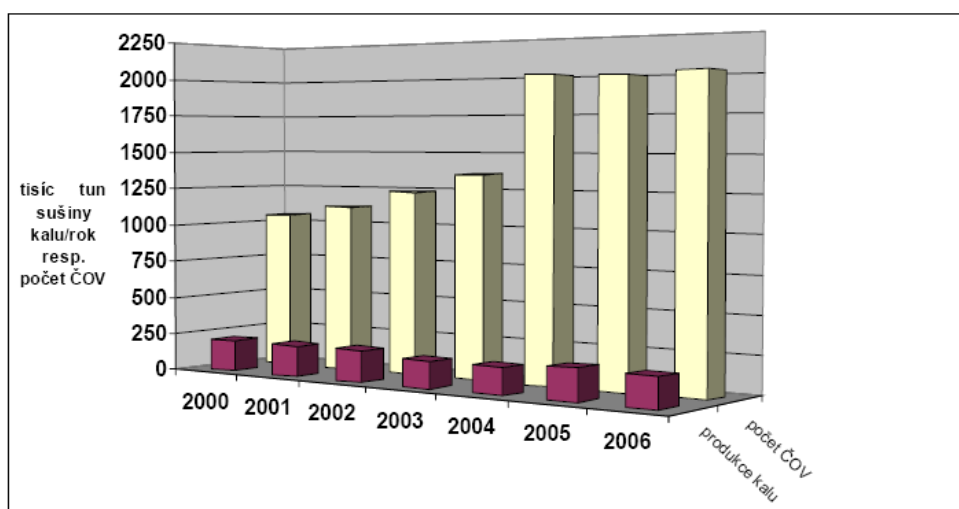
Hodnota pH kalu je většinou neutrální až alkalická (Časová et al., 2006).

V České republice se v současnosti produkuje celkem cca 200 tisíc tun sušiny kalu (ze všech provozovaných komunálních ČOV). Časový vývoj celkové produkce kalu z komunálních ČOV v ČR v letech 2000 - 2006 v tisících tunách sušiny kalu spolu s údajem o počtu ČOV v České republice udává graf č. 1 (Michalová, 2008).

Graf č. 1

### Vývoj produkce kalu a počet ČOV v ČR v letech 2000 - 2006

(Michalová, 2008)

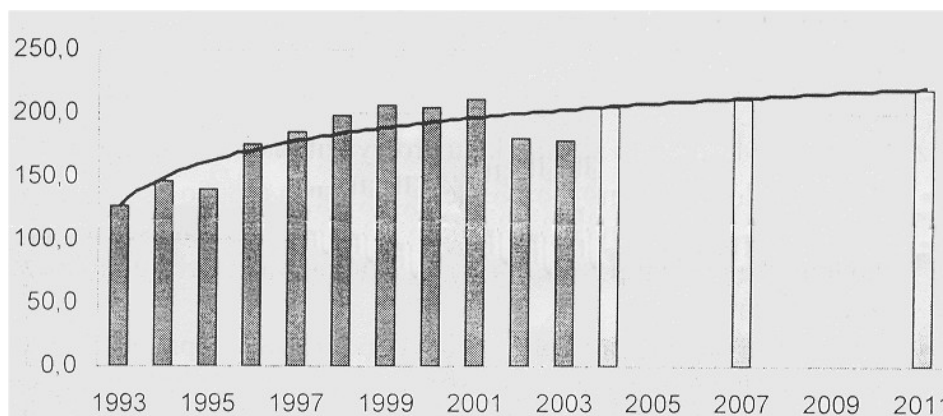


V grafu č. 2 je znázorněna jedna z možných variant výhledové produkce kalu z komunálních ČOV v ČR. Celková produkce by neměla přesáhnout hodnotu 250 tisíc tun sušiny kalu do roku 2012 (Dohányos, 2006).

Graf č. 2

### Výhledový trend produkce kalu v ČR do roku 2011 (v tisících tunách sušiny kalu)

(Dohányos, 2006)



## 2.2. Způsoby nakládání s kalu

Využití kalů probíhá převážně následujícími způsoby:

1. Přímá aplikace kalu na zemědělskou půdu
2. Po úpravě využití k sanacím (rekultivacím)
3. Kompostování
4. Alternativní palivo

(Šírotková, 2004).

Graf č. 3 znázorňuje procentuální rozdělení hlavních způsobů nakládání s kalu v roce 2003. Z tabulky č. 1. je od roku 2002, kdy vstoupila v platnost vyhláška č. 382/2001 Sb., patrný poměrně výrazný odklon od využití kalu v zemědělství přetrvávající až do roku 2005, od roku 2003 stagnuje skládkování kalů z ČOV. Skládkování však dle současně platných předpisů v ČR není v případě kalů již povoleno, v současnosti se jedná spíše o využití kalů na skládky jako technologický materiál (Michalová, 2008).

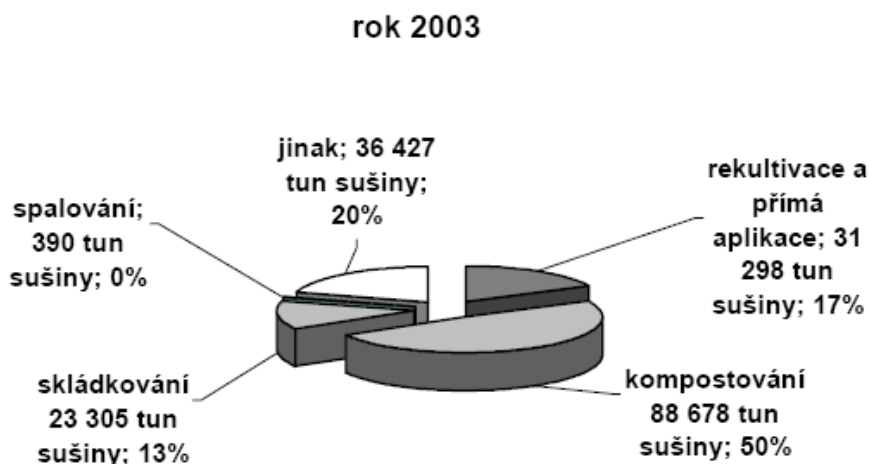
Rozdíl mezi procentuálním podílem přímého zemědělského využití kalu na půdu a podílem kompostování se pravděpodobně vyrovná a oba tyto způsoby nakládání s kalu by měly směřovat k současně předpokládanému dlouhodobému cíli v rámci EU – tj. k dosažení

využití 75 % celkové produkce kalu zpracováním do půdy v průběhu příštích 20ti let (Dohányos, 2006).

Graf č. 3

### Hlavní způsoby nakládání s kalem v roce 2003 v ČR

(Michalová, 2005)



Tab. č. 1

Upraveno dle (Dohányos, 2006, Michalová, 2008)

### Přehled způsobů nakládání s kaly v ČR v letech 2000-2006 (v % celkové roční produkce)

Způsoby nakládání s kaly	Rok 2000	Rok 2002	Rok 2003	Rok 2004	Rok 2005	Rok 2006
Zemědělství	27 - 34	8	17	16	69	22
Rekultivace	11 - 17					
Kompostování	18 - 24	48	49	49		53
Skládkování	21	19	13	14	13	13
Spalování včetně výroby energie	0 - 1	0 - 1	0 - 1	0 - 1	0 - 1	1
jinak	3	25	20	21	18	11

Nutnou operací pro využití čistírenských kalů je stabilizace surového kalu, obvykle zahrnující i současnou hygienizaci, tj. usmrcení potenciálně patogenních mikroorganismů v

kalu původně přítomných. Ve velkých jednotkách se surový kal zpracovává obvykle anaerobní stabilizací (methanizací, digesí, vyhníváním) při mezofilních (teplota kolem 35 °C) či termofilních podmínkách (teplota přibližně 55 °C). Termofilní anaerobní stabilizace kalu při zmíněné teplotě patří mezi zaváděné efektivní technologie zpracování kalu. V procesu se část organických látek rozkládá na kalový plyn či bioplyn (CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub> aj.) za současné stabilizace a hygienizace kalu. Vyčištěný bioplyn představuje významný energetický zdroj a využívá se k výrobě tepla i elektrické energie (Hartman et al., 2006).

Odpadní kaly ČOV se vyznačují velkou variabilitou fyzikálních, chemických a mikrobiologických vlastností, v závislosti na zdroji a na způsobu úpravy.

Pro hnojení půd se již využívají kaly kanalizační, které vznikají při čistírenských procesech kanalizačních vod. Tyto kaly jsou řídké, čerstvé obsahují až 97 % vody. Jako druhotný produkt při výrobách v cukrovarech, papírnách vznikají kaly, které jsou už zahuštěné (Čermák, 2004).

Beneš (1994) tvrdí, že jako nejvhodnější způsob využití kalů se jeví kompostování s jinými materiály. V kompostech dochází k přeměně organické hmoty na organické látky s obsahem humusu a k likvidaci patogenních mikroorganismů.

Z hlediska přístupnosti těžkých kovů je bezpečnější aplikace kalů na půdy s vyšším podílem jílnatých částic a humusu.

## **2.3. Látky obsažené v čistírenském kalu**

Čistírenské kaly obsahují ve své matici čtyři hlavní skupiny iontů a látek: hlavní živiny rostlin (N a P), organické kontaminanty, patogeny a potenciální toxické elementy (Smith, 1996).

### **2.3.1. Živiny**

Čistírenský kal je zdrojem živin. Obsahuje v průměru 45 % organického materiálu, 5,8 % vápníku, 4,4 % dusíku, 2,7 % fosforu, 0,5 % hořčíku, 0,3 % draslíku v sušině (Stadelmann et al. 2002).

Ze základních živin jsou v kalech významně zastoupeny především dusík a fosfor, obsah draslíku bývá většinou nízký (Časová et al., 2006).

Obsahy živin v čistírenských kalech v České republice jsou uvedeny v tabulce č. 2.

Tab. č. 2

### **Průměrné obsahy živin v čistírenských kalech v ČR (% v sušině)**

(Upraveno dle Časová et al., 2006)

Prvek	N	P	K	Ca	Mg
(%)	3,52	1,18	0,48	3,32	0,32

### **2.3.2. Organické a patogenní látky**

Čistírenské kaly mohou obsahovat hodně organických kontaminantů. Organické komponenty mohou přeměnit jejich chemické charakteristiky, trvalé, lipofilní, toxické nebo karcinogenní vlastnosti. Stálé složky, jako PCB (polychlorované bifenyly), se mohou akumulovat v zemědělském systému a poutat se v potravinách. Mnoho organických kontaminantů ukazuje pouze menší toxicitu k rostlinám a obvykle jsou absorbovány rostlinami v nepatrné míře (Stadelmann et al., 2002).

Perzistentní organické polutanty (POP) jsou velmi rozsáhlou skupinou látek přírodního nebo antropogenního původu. Přesto, že přírodní cestou vzniká široké spektrum organických sloučenin, je zvýšená zátěž prostředí POP spojována v současnosti především s antropickou činností. Zdravotní rizika POP jsou podmíněna jejich perzistencí, tedy setrváním v prostředí (Vácha, 2004).

V kalech a v upravených kalech se mohou nacházet čtyři skupiny organismů, které jsou potenciálně patogenní pro člověka:

- bakterie
- viry
- prvoci
- helminti

V kalech jsou patogenní a podmíněně patogenní organismy přítomny v mnoha druzích a přinášejí nejen nebezpečí pro zvířata a lidi, ale i pro ostatní složky životního prostředí. Počty patogenů zahrnované mezi organismy, které by měly být ze zdravotního a hygienického hlediska v kalech z ČOV a ostatních odpadech sledovány, se zvyšují nejen s tím, jak se rozšiřuje poznání a zdokonalují metody stanovení, ale i s výskytem velmi patogenních organismů jako je *Escherichia coli* 0157 (Matějů et al., 2003).

### **2.3.3. Rizikové prvky**

Rizikové prvky patří k nejdéle známým toxickým látkám. Přibližně třicet prvků periodické soustavy patřící mezi kovy je označováno jako kovy toxické, případně těžké.

Termíny stopové prvky, těžké kovy a toxické kovy se používají pro skupinu kovových prvků, které znamenají určité riziko pro životní prostředí a často se zaměňují (Balík et al., 2004).

Toxicita není jevem, který by s sebou přinášel výhradně člověk. I v přirozených ekosystémech se mohou vyskytovat koncentrace látek, které mají nepříznivé důsledky na rostlinné a živočišné populace, je to však jev spíše výjimečný (Jůzl et al., 2008).

Těžké kovy jsou definovány jako kovy, jejichž specifická hmotnost je větší než 5 gramů na 1 cm<sup>3</sup> (Cibulka et al., 1991).

Stopové prvky se vyskytují v prostředí (hlavně v rostlinách) v malém množství - odtud název stopové – troškové. Jejich obsah se většinou pohybuje v hodnotách desetin až desítek mg v kg (ppm) (Vaněk et al., 2004).

Průměrné obsahy těžkých kovů v anaerobně stabilizovaném čistírenském kalu jsou znázorněny v tabulce č. 3. Vzorky byly odebrány ze čtyř čistíren odpadních vod. Hodnoty veličin jsou průměrem hodnot naměřených se vzorky pro různá roční období.

Tab. č. 3

### **Průměrné obsahy těžkých kovů v anaerobně stabilizovaném čistírenském kalu (mg.kg<sup>-1</sup> sušiny)**

Upraveno dle (Hartman et al., 2006)

Prvek	As	Cr	Cd	Co	Cu	Mo	Ni	Pb	Hg	Zn
mg.kg <sup>-1</sup> sušiny	6	136	2,6	8,3	235	3,9	55	68	4,2	1170

## **2.4. Těžké kovy v životním prostředí**

Typickými představiteli rizikových polutantů antropogenního původu ve vodách jsou těžké kovy. Jejich výskyt ve vodách je zvláště nežádoucí z důvodu jejich toxicity a vysoké mobility v kapalném prostředí, ve kterém mohou být v některých případech transformovány na více toxické sloučeniny (Luptáková a Kaduková, 2002).

V ekosystémech se mohou těžké kovy pohybovat specifickými cestami svých biogeochemických cyklů. Z těchto cyklů v různých momentech vystupují a kumulují se velmi často např. v půdách nebo v živých organismech. S mobilitou kovu je úzce spjata rozpustnost sloučenin ve vodě - čím je sloučenina rozpustnější, tím je mobilita kovu vyšší.

U rozpuštěných látek je podstatné, zda jde o nestálou hydratovanou iontovou sloučeninu nebo o stabilní komplex. Důležitá je také rozpustnost sloučenin těžkých kovů v kyselinách,



zejména v kyselině sírové a dusičné, které jsou často přítomné v životním prostředí. Při nadměrné kyselosti vodních srážek, případně prosakující vody, se mohou sloučeniny těžkých kovů vymývat z půdy, pronikat do rostlin a ohrožovat zdroje pitné vody. Na druhé straně je však nutné připomenout, že toxicita souvisí s dosažením určité prahové koncentrace daného kovu v organismu. Ve stopových koncentracích je řada kovů pro organismy dokonce nezbytná. Většinou jde o esenciální prvky jako měď, zinek, chrom nebo železo, které jsou např. součástí některých enzymů a jejichž nedostatek se může projevit závažným onemocněním. Výrazný zájem o kovy a jejich chování v životním prostředí je vyvolán zejména jejich rozsáhlým průmyslovým využitím. Z toho také vyplývá neúměrné zatěžování životního prostředí stále se zvyšujícím množstvím produkovaných odpadů, které často obsahují tento typ znečišťujících látek v nadlimitním množství.

V přírodě se kovy vyskytují jako ryzí nebo ve formě solí. V určitých nízkých koncentracích jsou součástí zemské kůry. Lokálně se mohou vyskytovat mnohonásobně vyšší přirozená množství kovů, většinou jde o zakoncentrování těchto prvků v příslušných rudách. Sloučeniny kovů zahrnují všechna skupenství. V životním prostředí se kovy pohybují v geochemických a biologických cyklech. Prostřednictvím biologických cyklů přecházejí do živých částí ekosystémů, do organismů. Některé mikroorganismy, zejména půdní, umožňují vstup toxických kovů do komplexů s organickými látkami, ty mohou být z hlediska toxicity nebezpečnější než původní forma kovu. Vzhledem k tomu, že na rozdíl od látek organických kovy nikdy nedegradují, je třeba počítat s jejich postupnou akumulací v životním prostředí. Vzhledem k mnohostrannému využití nejrůznějších sloučenin těžkých kovů existuje mnoho zdrojů a možností úniku těchto nebezpečných látek do všech složek životního prostředí. Jedná se o různá odvětví průmyslu i zemědělství, která mohou být jak lokálními, tak i celoplošnými zdroji těžkých kovů. Je zřejmé, že řada těchto kovů pochází z antropogenní činnosti. Kovy jsou v životním prostředí doslova všudypřítomné. Člověk kovy ani nestvořil, ani je nemůže chemicky destruovat. Může však významně přispět jak k jejich zvýšené mobilitě v životním prostředí, tak k jejich lokální akumulaci v určitých částech zemského ekosystému (Kafka a Punčochářová, 2002).

Kabata - Pendias and Pendias (2001) rozdělují stopové prvky podle původu na:

- litogenní, tj. pocházející přímo z litosféry (matečné horniny),
- antropogenní, tj. ty, které byly uloženy do půd jako přímý nebo nepřímý důsledek lidské činnosti,

- pedogenní, které jsou sice litogenního nebo antropogenního původu, ale jejich rozložení v půdních horizontech a částicích je změněno v důsledku minerální přeměny a jiných půdotvorných procesů.

Veškeré zdroje vstupů do půd mají charakter přirozený a antropogenní.

Přirozený vstup je člověkem ovlivňován jen nepatrně. Jedná se hlavně o vstupy způsobené zvětráváním hornin. Množství vstupujících prvků touto cestou je závislé hlavně na jejich zastoupení v půdotvorných horninách.

U antropogenního vstupu je činnost člověka rozhodující (Beneš, 1994).

Zatímco matečné horniny a kovové minerály dominují přírodním zdrojů znečištění, mezi převažující antropogenní zdroje patří zemědělství (hnojiva, pesticidy, biologický odpad), hutní průmysl (důlní činnost, tavení kovů), energetický průmysl apod. Kontaminace prostředí je především způsobena atmosférickou depozicí. V závislosti na průmyslu mohou být imise v plynné, kapalné nebo tuhé formě (Adriano, 2001).

Vstupy prvků do půd aplikací hnojiv jsou nejvyšší u Cr, Zn, Cu, Cd, které tvoří 35 - 45 % celkových vstupů (Beneš, 1994).

Celkový vstup rizikových prvků do půdy je možno účinně regulovat i omezením maximálních dávek sušiny čistírenského kalu a minimálním intervalem aplikace. Tato opatření je nezbytné sladit s maximálními dávkami živin. Při používání odpadních kalů v zemědělství je nezbytné sledovat jejich celkový přísun do půdy a celkovou bilanci, ale velice důležitá je i reakce pěstovaných rostlin, a to jak z hlediska výnosu, tak i akumulace rizikových prvků v biomase (Balík et al., 2000).

## **2.4.1. Mobilita těžkých kovů v půdě**

Jako hlavní půdní vlastnosti, které ovlivňují přístupnost mikroprvků Adriano (2001) uvádí:

### **2.4.1.1. Půdní reakce pH**

Rozpustnost a dostupnost mědi pro rostliny jsou velkou měrou závislé na pH půdy. Dostupnost mědi je snížena v pH větším než 7 a nejvíce je dostupná pod pH 6. Půdní pH také ovlivňuje stupeň komplexu Cu v půdním roztoku (Adriano, 2001).

Většina autorů objevila, že dostupnost kovů rostlinám z půd se snižuje se zvyšujícím se pH, a to vápněním nebo použitím kalů (ošetřených vápněním). Prahová úroveň pH, která

zvyšuje rozpustnost v řadě půd byla objevena pro Zn 5,8 - 6,5, Ni 6,2 - 6,5 a pro Cu 4,5 - 5,0 (Alloway and Jackson, 1991).

#### **2.4.1.2. Organická hmota**

Půdní organická hmota je velmi důležitým médiem pro sorpci stopových prvků ve všech půdách (Alloway and Jackson, 1991).

Organická hmota hraje klíčovou roli v chování mědi v půdě. Ta může být zdůrazněna huminovými kyselinami a fulvokyselinami, které pravděpodobně vytváří stabilní komplexy v přítomnosti i malého množství Cu (Kabata - Pendias and Pendias, 2001).

Všeobecně se uvádí, že na půdách s vysokým obsahem organické hmoty je nedostatek mikroprvků, což je vysvětlováno silnou vazbou mikroprvků na organickou hmotu (Beneš, 1994).

Rozpustnost a následná mobilita kovů přidaných do půdy s čistírenským kalem je částečně řízena rozkladem organické hmoty a tvorbou rozpustných organických komplexů vázajících kovy (Singh and Agrawal, 2008).

#### **2.4.1.3. Oxidy Fe a Mn**

Oxidy Fe, Mn jsou hlavními půdními složkami ovládajícími sorpci kovů a jsou pravděpodobně více důležité než jílové minerály. Mikrokrystalické a amorfní oxidy v jílové frakci půdy poskytují místa pro adsorpci mědi a dalších kovů (Adriano, 2001).

#### **2.4.1.4. Půdní typ**

Nedostatky mědi v rostlinách se vyskytují nejčastěji na kambizemích a půdách s vysokým obsahem organické hmoty, ale také nastanou na minerálních půdách s hrubou texturou. Obecně půdy odvozené z hrubozrnných materiálů (písky a pískovce) nebo z vyvřelých kyselých hornin obsahují nižší koncentrace mědi než ty, které se vyvinuly z jemnozrnných sedimentárních hornin (břidlice a jíly) nebo ze základních vyvřelých hornin (Adriano, 2001).

Půdní koloidy, hlavně jílové částice, mají velký aktivní povrch a tím i vysokou sorpční schopnost. Nejvýznamnější sorpční maticí stopových prvků je montmorilonit a také amorfní aluminosilikáty (Beneš, 1994).

## 2.5. Měď

Měď je načervenalý lesklý kov, který ve velmi tenkých fóliích prosvítá zelenomodře. Čistá měď je dosti měkká, velmi houževnatá a tažná.

Snadno se svařuje a pájí (Trebichavský et al., 1997).

Měď je dobrým vodičem tepla a elektrického proudu. Je to prvek s atomovým číslem 29, relativní atomovou hmotností 63,54, s bodem tání 1083,4 °C a bodem varu 2567 °C. V přírodě se vyskytuje v jednomocném a dvojmocném stavu. Ve dvojmocném stavu je izomorfní se  $Zn^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  a  $Fe^{2+}$  (Bencko et al., 1995, Adriano, 2001).

### 2.5.1. Toxicita mědi pro člověka

Měď patří mezi prvky, které jsou pro člověka na jedné straně esenciální, na druhé straně potenciálně toxické (Bencko et al., 1995).

Měď je významným biogenním prvkem. Je součástí důležitých enzymatických systémů a uplatňuje se při krvetvorbě. V lidském organismu je obsaženo 1,4 - 2,1 mg Cu/kg, celkový obsah činí 100 - 150 mg. Denní příjem potravou je 2,3 - 3,5 mg. Deficit mědi v organismu způsobuje chudokrevnost, poruchy syntézy fosfatidů a sníženou aktivitu cytochromoxidázy (Trebichavský et al., 1998).

Nedostatek mědi je u lidí vzácný, obvykle je spojen s dlouhodobým příjmem kravského mléka nebo při nesprávné výživě u nezletilých a dětí (Adriano, 2001).

Akutní otrava rozpustnými  $Cu^{2+}$  solemi se projevuje zvracením, bolestmi břicha, krvavými průjmy až hemolýzou, žloutenkou a poškozením jater a ledvin. Někdy otravu provází dráždivý kašel a slinotok. Organické sloučeniny mědi jsou mírně toxičtější než anorganické. Nejnižší akutní a chronickou toxicitu vykazuje kovová měď. Oxidy, chloridy, sírany a dusičnany mědi jsou mírně toxické, přičemž akutní toxicita je vyšší než toxicita chronická.

Chronická otrava je vzácná a její obraz není dostatečně znám. Při hutním zpracování po inhalaci větších dávek se objevuje horečka slévačů, žaludeční nevolnost, bolesti břicha a průjmy.

Měď se ukládá přednostně v játrech (Trebichavský et al., 1998).

### 2.5.2. Měď v životním prostředí

Měď je v životním prostředí zastoupena převážně ve formě svých rud, ale v některých případech i v ryzí formě a podobně jako zinek patří k esenciálním prvkům. (Kafka a Punčochářová, 2002).

Antropogenními zdroji mědi jsou těžba, úprava a zhutňování Cu - rud, výroba slitin, spalování fosilních paliv, výroba a spotřeba sloučenin mědi, pesticidů, katalyzátorů a pigmentů, spalování tuhých komunálních odpadů a nebezpečných odpadů, odpadní vody z galvanoven (Trebichavský et al., 1998).

Hlavní použití mědi je k výrobě vodičů a využívá se také jejich slitin mosaz (se zinkem) a bronz (s cínem). Elektrotechnický průmysl je jedním z hlavních uživatelů mědi k výrobě elektrických vodičů a dalších elektrických zařízení. Pro její vysokou tepelnou vodivost a poměrnou netečnost, je měď hodně používaná ve výrobcích jako jsou kotle, parní trubky, chladiče automobilů a kuchyňské nádobí. Tento kov je široce používán ve vodovodním systému.

Její rozsáhlé použití je také v zemědělství jako součást minerálních hnojiv a fungicidů, slouží také při čištění vod (Adriano, 2001).

Měď se do životního prostředí dostává přibližně rovnoměrně z přírodních i antropogenních zdrojů (Trebichavský et al., 1998).

### 2.5.3. Měď v půdě

Měď se v půdě vyskytuje ve formě iontů  $Cu^{2+}$  a v komplexech. Malé množství mědi se vyskytuje v půdním roztoku (dosahuje hodnot 0,01 ppm), dále výměnná-vázaná specifickou sorpcí na organickou hmotu, na povrchu anorganických částí a sloučenin, okludovaná na volných oxidech Fe a Mn a reziduální, která je vázaná v mřížkách primárních a druhotných minerálů. Cu vázaná výměnně i v organických sloučeninách je pro rostliny těžko dostupná. Z půdních vlastností má na přístupnost Cu rostlinami největší vliv pH a organická hmota (Beneš, 1994).

Poněkud lépe je uvolnitelná na půdách s nižší hodnotou pH (Vaněk et al., 2002).

Dostupnost těžkých kovů rostlinám se snižuje v následujícím pořadí (Cd, Zn) > (Ni, Cu) > (Pb, Cr) (Sauerbeck, 1991).

Toto potvrzují i Gao et al. (1997), kteří zjistili, že dostupnost těžkých kovů souvisí se stabilitou organokovových komplexů v půdě v pořadí Pb > Cu > Ni > Zn > Cd.

Měď je v zemské kůře zastoupena v menším množství než nikl; její obsah v litosféře je odhadován na 47 - 63 g/t (Trebichavský et al., 1998).

Některé minerály jsou docela snadno rozpustné vlivy počasí a měďnaté ionty jsou uvolňovány, hlavně v kyselém prostředí. Měď je velmi nestálý pohyblivý kationt a v půdách nebo v uložených materiálech má velkou schopnost k chemickým vazbám s minerálními a organickými komponenty v půdě. Měďnaté ionty se mohou také rychle srážet s různými

aniony jako je sulfid, uhličitan, hydroxid. Všechny půdní minerály jsou schopny absorbovat Cu ionty z roztoku.

Kontaminace půdy měďnatými složkami je způsobena zužitkováním materiálů obsahujících měď, jako jsou minerální hnojiva, postřiky, zemědělské nebo městské odpady, ale také emise z průmyslu. Zatímco hlavní bod znečištění z průmyslu působí lokálně, často se projevuje celkové, vzdálené znečištění atmosféry (Kabata - Pendias and Pendias, 2001).

Aplikovaná nebo deponovaná měď může setrvávat v půdě, protože je silně komplexovatelná nebo sorbovatelná organickým materiálem, oxidovatelná Fe a Mn a jílovými minerály. Tudíž, je to jeden z nejméně mobilních stopových prvků a její rozdělení v půdním profilu je více jednotné (Adriano, 2001).

Ačkoli měď je jedním z nejméně mobilních těžkých kovů v půdě, tento kov je hojný jako volný a složený ion v půdním roztoku ve všech typech půd (Kabata - Pendias and Pendias, 2001).

Adriano (2001) tvrdí, že průměrná hodnota pro celkový obsah mědi v půdách ve světě je 30 ppm (v rozsahu hodnot 2 až 250 ppm).

S nedostatkem Cu se setkáváme na lehkých podzolových půdách, v oblastech s vysokými srážkami, na půdách rendzin a půdách přehnojených N, P, Zn nebo při převápnění (Trebichavský et al., 1998).

#### **2.5.4. Měď v kalech**

Výskyt těžkých kovů v čistírenských kalech je důsledkem především domácností, splachů ze silnic a z průmyslových vstupů. Měď se dostává do kanalizace uvolňováním z trubek rozvodných sítí. Více než 80 % Cu pocházející z domácností vzniká oxidací potrubí a otěrem (Smith, 1996).

V kalech z čistíren odpadních vod se měď vyskytuje v množství 300 - 500 g/t. Kaly lze zbavit části mědi kyselým loužením (těžko rozpustné sloučeniny, jako např. CuS se rozloží pomocí přídatku  $\text{FeClSO}_4$ ). Měď a další těžké kovy se zachytí také v sorpčních kolonách plněných chitosanem (Trebichavský et al., 1998).

### **2.6. Příjem mědi rostlinami a její funkce v rostlinách**

Působení jednotlivých rizikových prvků na rostliny je značně variabilní. Proto je třeba ke každému pěstovanému druhu přistupovat individuálně. Obecně je obsah rizikových prvků zvýšen v plodinách, u kterých se sklízí celá nadzemní biomasa (Jůzl et al., 2008).

Schopnost rostlin přijímat prvky z okolí je vyjádřena jako poměr koncentrace prvku v rostlině a koncentrace prvku v půdě (či jiném médiu) a nazývá se biologický absorpční koeficient nebo také transfer faktor (Kabata - Pendias and Pendias, 2001).

Transfer faktor pro měď se pohybuje v rozmezí 0,1 - 1 (Sauerbeck, 1991).

Hodnotu transferfaktoru ovlivňuje i sama rostlina. V literatuře byly popsány druhy rostlin, tzv. hyperakumulátory, které se vyznačují schopností rychlého převodu prvků z kořenů do nadzemních částí a jejich extrémně vysokým hromaděním v pletivech (Chaney et al., 1997).

Měď je přijímána rostlinami jako kationt  $\text{Cu}^{2+}$  (Vaněk et al., 2002).

Kabata - Pendias and Pendias, (2001) a Richter, (2004) uvádějí, že obsah mědi v rostlinách závisí především na druhových zvláštностech rostlin a na půdních podmínkách. Průměrný obsah mědi v rostlinných pletivech kolísá od 1,5 do 8,5 ppm v sušině.

Beneš (1994) a Vaněk et al. (2002) uvádějí, že obsah Cu v sušině rostlin se pohybuje od 1-20 ppm.

Vysoký obsah mědi byl zjištěn v listech, generativních orgánech, plodech a semenech. Měď není příliš mobilní v rostlinách, i když může být translokována ze starých listů do mladých. Pohyb je závislý na jejím obsahu v rostlině (Kabata - Pendias and Pendias, 2001; Richter, 2004).

Chandra et al. (2009) v pokusu s rostlinami hořčice a pšenice, zavlažovanými odpadními vodami, zjistili, že měď se více akumuluje v listech než v kořenech a více v semenech než ve výhoncích.

Největší koncentrace mědi byla objevena v zárodku obilnin a v obalu semene (Kabata - Pendias and Pendias, 2001).

Beneš (1994) a Vaněk et al. (2002) tvrdí, že nadměrné hromaděním mědi v rostlinách je jen výjimečné, protože je v půdě silně sorbována. Je to způsobeno i tím, že je pevně vázána v kořenech rostlin a její transport i pohyblivost v nadzemních částech rostlin jsou malé. Kořeny mají často nejvyšší obsah mědi.

Relativně vysoká koncentrace Cu se objevuje v chloroplastech, a to až 70 % z celkového obsahu Cu v listech (Vaněk et al., 2002).

Měď plní v rostlině funkci katalytického prvku, kde se bezprostředně váže na molekulu bílkoviny. Dále je složkou proteinu v chloroplastu, kterým je zabezpečován transport elektronů. Měď může hrát významné místo v syntéze nebo stabilitě chlorofylu a dalších

rostlinných pigmentů, i když mechanismus není dosud plně objasněn. Měď je součástí enzymových oxidáz (cytochromoxidázy, askorbát oxidázy, polyfenoloxidázy ap.). Spolu s Fe se podílí na redukci nitrátů v rostlině (je složkou nitritreduktázy). Vedle těchto reakcí se měď objevuje v proteinovém a sacharidovém metabolismu (Richter, 2004).

Pro optimální rozvoj musí mít rostlina pouze určitý obsah aktivní mědi v buňkách, ale také rovnováhu chemických prvků.

Měď a zinek jsou absorbovány stejnými mechanismy a projevuje se soutěživé potlačování druhého kovu. Co se týče vztahu mědi a železa, vysoká hladina mědi v rostlině snižuje obsah železa v chloroplastech. Železo na druhé straně redukuje absorpci mědi z půdního roztoku, zejména z rašelinných půd. Optimální poměr Cu : Fe je proměnlivý u různých druhů rostlin. Toxický efekt mědi může být snížen přidávkou železa (Kabata - Pendias and Pendias, 2001).

Měď je požadována pouze ve velmi malém množství (5 až 20 ppm) v buňkách plodin a je dostačující pro normální růst. Pokud je obsah menší než 4 ppm, nastává nedostatek a při vyšším obsahu než 20 ppm dochází k toxickému účinku (Adriano, 2001).

### **2.6.1. Brambory**

Dobré podmínky pro pěstování brambor jsou ve středních a vyšších polohách, kde jsou zrnitostně lehčí a propustnější půdy a vyšší srážky, zajišťující příznivější vláhové podmínky. Kořeny brambor pronikají většinou jen do hloubky 30 až 40 cm, takže mohou využívat jen živiny nacházející se v tomto profilu. Hnojením se dá částečně ovlivnit počet a velikost hlíz. Dobrá výživa více ovlivňuje počet hlíz, kdežto příznivé rozdělení srážek (při dostatku živin) působí výrazně na velikost hlíz. Brambory dobře snášejí kyselější půdní reakci, a proto se k nim přímo nevápni. Většina půd, na kterých se brambory pěstují, má optimální hodnotu pH v oblasti 5,5 – 6,0 (Vaněk et al., 2002).

Průměrný obsah mědi v hlízách brambor je asi  $6,8 \text{ mg.kg}^{-1}$  v sušině (Beneš 1994, Vaněk et al., 2002).

Mathur and Levesque (1983) uvádějí, že pro brambory je měď toxická v množství od 20 do 30 ppm.

### **2.6.2. Pšenice ozimá**

Ozimá pšenice poskytuje stabilní a vysoké výnosy kvalitního zrna. Rozhodujícími faktory, které vytvářejí předpoklady dobrých a kvalitních sklizní jsou: vysoká půdní úrodnost, vhodná předplodina (nejlepší výsledky jsou docilovány po bobovitých předplodinách) a správná výživa rostlin. Pšenice je citlivá k nízké hodnotě pH půdy. Obilniny koření poměrně



mělce, mají bohatou kořenovou síť. Většina kořenů je soustředěna v ornici nebo do hloubky 40 cm. Tím je také ovlivněna osvojovací schopnost obilnin pro živiny, která je výrazně nižší než u okopanin. Organickými hnojivy se ke pšenici běžně nehnojí (Vaněk, 2002).

Průměrný obsah mědi v zru ozimé pšenice je asi 5,23 mg.kg<sup>-1</sup> a ve slámě asi 3,08 mg.kg<sup>-1</sup> (Beneš 1994).

Vaculová a Balounová (2008) uvádějí nižší průměrný obsah v zru pšenice ozimé, a to v rozmezí hodnot 2,20 - 3,26 mg.kg<sup>-1</sup> dle odrůdy.

### **2.6.3. Jarní ječmen**

Ječmen má z obilnin horší osvojovací schopnost živin a také nejhůře snáší kyslejší půdy. Pro zajištění dobré výživy ječmene je nutná dobrá zásoba pohotových živin v půdě. Ze všech obilnin jarní ječmen nejcitlivěji reaguje na nedostatek živin v půdě a velmi pozitivně působí hnojení průmyslovými hnojivy. Organické hnojení se k ječmeni běžně nepoužívá (Vaněk et al., 2002).

Průměrný obsah mědi v zru ječmene jarního je 5,72 mg.kg<sup>-1</sup> a ve slámě 3,04 mg.kg<sup>-1</sup> (Beneš, 1994).

Vaculová a Balounová (2008) zjistily, že průměrný obsah mědi v zru ječmene jarního se pohyboval v rozmezí hodnot 2,7 - 4,75 mg.kg<sup>-1</sup> (dle odrůdy).

## **2.7. Projevy nedostatku mědi**

Nedostatek mědi se může projevit na lehkých, kyselých půdách, dále na půdách s vysokým obsahem organické hmoty (rašelinných stanovištích), případně na kyselých rekultivovaných půdách po silném vápnění (Vaněk et al., 2002).

Při deficitu Cu dochází v rostlinách k destrukci proteinu až na rozpustné aminokyseliny. Tím může být vysvětlena funkce Cu jako kofaktoru při syntéze enzymů a vliv Cu na syntézu DNA a RNA. U mladých rostlin, kde je proteinová syntéza velmi aktivní, byly nižší hladiny DNA pozorovány právě při deficitu Cu. Měď potřebují vikvovité rostliny také k symbiotické fixaci N<sub>2</sub>. Předpokládá se, že Cu ovlivňuje syntézu leghemoglobinu. Při deficitu Cu se projevují chronická onemocnění. Postižené rostliny rostou zpočátku normálně, avšak v pozdějším období ontogeneze dochází k postupnému odumírání apikálních listů, jejich zasychání a změně barvy do silně žlutého odstínu (viz. obrázky č. 1, 2, 3). Takto jsou postiženy především staré listy, protože měď je ze starých listů transportována do mladých. Dalším z charakteristických příznaků deficitu mědi je zastavení růstu, pokles turgoru a

vadnutí. Nejcitlivěji na nedostatek mědi v půdě reagují oves, ječmen a pšenice, méně žito, len a leguminózy, nejméně citlivé jsou brambory (Richter, 2004).

Při nedostatku mědi v rostlinách (méně než 2 ppm v sušině) je nižší tvorba semen a u obilovin se zvyšuje poměr mezi zrnem a slámou (Beneš, 1994).

V sušině obilnin v období sloupkování obsah pod 4 a v zrně pod 2,5 ppm Cu ukazuje na nedostatek Cu (Vaněk et al., 2002).

Obr. č. 1

**Deficit mědi v rostlinách brambor**

(Richter, 2004)



Obr. č. 2

**Deficit mědi u pšenice**

(Richter, 2004)



Obr. č. 3

**Deficit mědi u ječmene**

(Richter, 2004)



## 2.8. Toxicita Cu

I když měď je biogenním prvkem pro rostliny, je u ní často pozorována rovněž vysoká toxicita. Toxicita je způsobena snadným vstupem jejího iontu do buňky a mimořádnou schopností tvořit komplexy s řadou organických látek. Měď se váže pevněji než Fe, a to je jeden z hlavních důvodů, proč ovlivňuje negativně příjem železa (Makovníková, 2000; Richter, 2004).

Vysoké obsahy Cu v půdě nejsou tak časté a vyskytují se hlavně v půdách vinic a chmelnic, kde bylo používáno v ochraně rostlin dlouhodobě měďnatých přípravků a také na půdách hnojených čistírenskými kaly. Nadměrný obsah mědi snižuje přijatelnost Fe. Vysoké obsahy mědi v půdním roztoku jsou pro rostliny značně toxické, toto nebezpečí je možné omezit vápněním a zvýšeným hnojením organickými hnojivy (Beneš, 1994).

Nadbytek se projevuje u většiny rostlin podobně jako nedostatek Fe, chlorózou (viz. obr. č. 4) (Richter, 2004).

Dalším charakteristickým symptomem mohou být deformace. Procesy způsobené vysokým obsahem  $\text{Cu}^{2+}$  a  $\text{Cu}^+$  iontů mohou být následující: Poškození buňek a prodloužení buňek kořenových, změny v permeabilitě membrány, peroxidace chloroplastů, inhibice transportu fotosyntetických elektronů, neprostupnost mědi buněčnou stěnou, vakuolou a neschopnost difuze měďnato-proteinových komplexů, poškození DNA a v následku inhibice fotosyntetických procesů (Kabata - Pendias and Pendias, 2001).

Toxicita mědi většinou způsobuje zakrnění, redukci kořenového větvení, silnější a obvykle tmavší zbarvení vlasových kořínků mnoha rostlin (Adriano, 2001).

Vhodný obsah mědi v rostlinách je nezbytný pro zdraví rostlin a pro opatrování živin člověka a zvířat. Některé rostlinné druhy mají velkou toleranci ke zvyšujícím se koncentracím mědi a mohou akumulovat extrémně vysoký obsah tohoto kovu v jejich buňkách (Kabata - Pendias and Pendias, 2001).

Měď je nepříliš toxická pro zvířata a mírně toxická pro rostliny a řasy. Značnou toxicitu má tento kov pro nižší organismy typu plísní, bakterií a nižších hub (Kafka a Punčochářová, 2002).

Obr. č. 4

### **Toxicita Cu u ječmene**

(Richter, 2004)



## **2.9. Aplikace kalů na zemědělskou půdu**

Podle zákona o odpadech č. 185/2001 Sb. ve znění pozdějších předpisů a v souladu se Směrnicí Rady 86/278/EEC patří kaly z komunálních čistíren a jim podobných ČOV mezi vybrané jmenovitě uváděné druhy odpadu, pro které jsou pro jejich využití v zemědělství stanoveny podmínky samostatným předpisem (Michalová, 2005).

Pro přímou aplikaci kalů na zemědělskou půdu jsou dána jednoznačná pravidla vyhláškou MŽP o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě č. 382/2001 Sb. (Sirotková, 2004) v novelizovaném znění č. 504/2004 Sb.

Technické podmínky použití upravených kalů na zemědělské půdě jsou popsány ve vyhlášce MŽP č. 382/2001 Sb. v § 1.

Upravené kaly lze na zemědělské půdě používat za následujících podmínek:

- a) nejpozději do 48 hodin od umístění kalů na zemědělskou půdu musí být kaly zapraveny do půdy;
- b) potřeba dodání živin do půdy na pozemku určeném k umístění kalů musí být doložena výsledky rozborů agrochemických vlastností půd uvedenými v evidenčním listu využití kalů v zemědělství;
- c) nesmí se použít více než 5 tun sušiny kalů na jeden hektar v průběhu 3 po sobě následujících let. Toto množství může být zvýšeno až na 10 tun sušiny kalů v průběhu 5 po sobě následujících let, pokud použité kaly obsahují méně než polovinu limitního množství

každé ze sledovaných rizikových látek a prvků. Přesné stanovení dávky sušiny se vypočte ze zjištěného obsahu dusíku. Dávka dusíku dodaného v kalech nesmí překročit 70 % celkového potřebného množství dusíku pro hnojenou plodinu. Dávka kalů (množství a doba užití) se řídí i požadavkem rostlin na živiny s přihlédnutím k přístupným živinám a organické složce v půdě, jakož i ke stanovištním podmínkám;

d) dávka kalu stanovená podle podmínek uvedených v odstavci c) je na pozemek aplikována v jedné agrotechnické operaci a v jednom souvislém časovém období za příznivých fyzikálních a vlhkostních podmínek;

e) minimální obsah sušiny kalu pro tlakové zapravení do půdy radlicovými aplikátory je 5 %, minimální obsah sušiny kalu pro aplikaci mechanickými rozmetadly organických hnojiv je 18 %. (Vyhláška MŽP ČR č. 382/2001 Sb. novelizována č. 504/2004 Sb.).

Mezní hodnoty koncentrací vybraných rizikových látek v půdě a rizikových látek, které mohou být do zemědělské půdy přidány jsou obsaženy v § 2 (1). V půdě, na které mohou být použity kaly, nesmějí být překročeny mezní hodnoty koncentrace vybraných rizikových látek uvedených v tabulce č. 4.

Tab. č. 4

**Mezní hodnoty koncentrací vybraných rizikových látek v půdě (ukazatele pro hodnocení půdy)**

(Vyhláška MŽP 382/2001 Sb. novelizována č. 504/2004 Sb.)

<b>Mezní hodnoty koncentrací prvků v extraktu lučavkou královskou v mg.kg<sup>-1</sup> sušiny v půdě</b>								
	<b>As</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Hg</b>	<b>Ni</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<b>Běžné půdy</b>	20	0,5	90	60	0,3*	50	60	120
<b>Písky, hlinité písky, štěrkopísky</b>	15	0,4	55	45	0,3*	45	55	105
* celkový obsah								

(2) Celkový povolený vnos rizikových látek do zemědělské půdy použitím kalů v průběhu 10 po sobě následujících let je definován povolenou dávkou kalů uvedenou v § 1 písm. c) a mezními hodnotami koncentrací rizikových látek a látek uvedených v tabulce č. 5.

Mezní hodnoty koncentrací vybraných rizikových látek a prvků v kalech a mikrobiologická kritéria pro použití kalů na zemědělské půdě najdeme v § 3. Na zemědělskou půdu mohou být použity pouze kaly, které vyhovují :

a) mezním hodnotám koncentrací vybraných rizikových látek a prvků uvedeným v tabulce č.5

b) mikrobiologickým kritériím

(Vyhláška MŽP 382/2001 Sb. novelizována č. 504/2004 Sb.)

Tab. č. 5

**Mezní hodnoty koncentrací těžkých kovů v kalech pro použití na zemědělské půdě**

(Vyhláška MŽP 382/2001 Sb. novelizována č. 504/2004 Sb.)

<b>Těžký kov</b>	<b>Mezní (maximální) hodnoty koncentrací v kalech (<math>\text{mg.kg}^{-1}</math> sušiny)</b>
<b>olovo</b>	<b>200</b>
<b>arsen</b>	<b>30</b>
<b>měď</b>	<b>500</b>
<b>zinek</b>	<b>2500</b>
<b>kadmium</b>	<b>5</b>
<b>rtuť</b>	<b>4</b>
<b>chrom</b>	<b>200</b>
<b>nikl</b>	<b>100</b>

## **2.10. Vliv aplikace čistírenských kalů na akumulaci těžkých kovů rostlinami a na vlastnosti půdy**

Mantovi et al. (2005) v pokusu s opakovanou aplikací čistírenského kalu a s rotací plodin pěstovaných s různými systémy hnojení zjistili, že čistírenský kal aplikovaný v běžných dávkách (cca 5 t sušiny. ha<sup>-1</sup> rok<sup>-1</sup>) může nahradit minerální hnojiva. Může poskytnout stejné výnosy plodin jako hnojení minerálními hnojivy. Avšak vyšší dávky kalu způsobují nadměrnou zásobu dostupného dusíku, která může vézt k poléhání pšenice a snížení kvality zrna.

Po dvanáctileté aplikaci čistírenských kalů se zvýšila úrodnost půdy (vzrostlo množství organické hmoty a N, došlo ke snížení hodnoty pH). Zvýšila se dostupnost fosforu, který může být riskantní pro eutrofizaci vod.

Hýblerová (2005) z jednoletého pokusu s topoly zjistila, že použití stabilizovaných, hygienicky nezávadných čistírenských kalů pozitivně obohatí půdy o vybrané makrobiogenní prvky, z nichž dominuje dusík. Stupňované dávky kalů se podílely na nárůstu biomasy topolů.

Tlustoš et al. (2000) svými výsledky rovněž potvrdili nárůst výnosu biomasy po přidavku kalů na většině testovaných půd. Rozdílná hmotnost biomasy špenátu na neošetřené a ošetřené variantě měla vliv i na intenzitu hromadění jednotlivých prvků ve špenátu. Měď a nikl byly snadněji přístupné rostlinám, což se projevilo v mírně vyšším trendu uvolňovat sledované prvky z ošetřených variant v porovnání s kontrolními. Snadnější uvolňování bylo potvrzeno i vyšší kumulací v rostlinách, zejména v případě Cu.

Dle Mantovi et al. (2005) aplikace kalů, ve srovnání s minerálními hnojivy, způsobila významné hromadění celkového obsahu Zn a Cu v ornici, zatímco další koncentrace těžkých kovů nebyly významně ovlivněny. Koncentrace všech kovů v půdě zůstaly pod limity EU. Hromadění zinku by mohlo být rizikem z hlediska dostupnosti kovů spolu s organickou hmotou a půdním pH, mohl by také ovlivnit mikrobiální rozkladné procesy v půdě. Naproti tomu měď se zdá být méně problematická. V některých případech (např. v lehkých půdách a pro úrodu píce) akumulace mědi může zlepšit kvantitu a kvalitu výnosů hnojených plodin kalem.

Pokus prokázal také vyšší koncentrace těžkých kovů a živin v rostlinách pěstovaných na půdách ošetřených čistírenským kalem. Byly zjištěny významně vyšší koncentrace N, P, Zn a Cu v znu pšenice ve srovnání s anorganickými hnojivy. Totéž platilo pro měď v znu kukuřice a dusík a měď v kořenné tkáni cukrovky.



Koncentrace Pb v zrně pšenice a kořenu cukrovky a koncentrace Cd v zrně kukuřice byla pod limity detekce. Nízká koncentrace toxických elementů může být připsána nejen nízkým koncentracím v půdě, ale také k jejich snížené dostupnosti způsobené zvýšeným množstvím organické hmoty. V tomto pokusu nebyly objeveny žádné výrazy fyto toxicity.

Singh and Agrawal (2008) tvrdí, že vyšší množství Fe, Cu a Zn bylo přijato rostlinami vzrostlými v kalem upravené půdě než v rostlinách pěstovaných na kontrolní variantě. Jednotlivé aplikace od 112, 225 a 450 t/ha suchého kalu způsobily lineárně rostoucí koncentrace Cu a Zn v rostlinách fazolu se stoupajícím dodatkem kalu.

Pohlcení, hromadění a tolerující schopnost plodin se mění s různým množstvím dodávaného čistírenského kalu.

Plodiny vzrostlé na půdách s nadměrně vyššími dávkami čistírenského kalu mohou obsahovat toxické koncentrace těžkých kovů ve srovnání s plodinami vzrostlými na půdách s nižšími dávkami, stejně jako s plodinami neošetřenými kalem. Spotřeba takových rostlin by mohla způsobit vážné riziko pro lidské zdraví.

Čistírenské kaly jsou značně rozdílné ve složení. To má také vliv na absorpci kovů rostlinami. Půdy s vysokým obsahem kovových iontů, zvláště Cd, by měly být využívány jen pro produkci nepotravinářských plodin (Gardiner et al., 1995).

Vegetativní rostlinné části jsou obvykle bohatší na těžké kovy než zrna a generativní orgány. Avšak to neplatí vždy zvláště pro měď a nikl (Sauerbeck, 1991).

Nagar et al. (2006) ve svém pokusu zjistili, že aplikace čistírenského kalu snížila pH půdy přibližně o 1 pH jednotku, což je příznivé pro růst rostlin ve srovnání s vysokou hodnotou pH (9,5) přirozené půdy. Obsah půdní organické hmoty se jen mírně zvýšil v půdě hnojené čistírenským kalem ve srovnání s kontrolní variantou. Koncentrace rizikových prvků v půdě (Zn, Cu, Pb, Co) byla vždy vyšší než nehnojená kontrolní varianta, avšak nepřekračovala přípustné limity. U Ni, Cr a Cd došlo k překročení limitů.

Palazzo and Reynolds (1991) zjistili, že po aplikaci kalů se dramaticky zvýšily celkové obsahy prvků v půdě. Tyto obsahy byly ještě v rozsahu normálních půd. Koncentrace kovů v hloubce do 20 cm byly nižší než při vzorkování po 4 a 16 letech po aplikaci kalu. Mezi druhým a čtvrtým rokem, všechny kovy v půdě s výjimkou Cd, v průměru klesly o 49 %, v rozsahu 26 – 65 %. Chrom, který byl aplikovaný v největších množstvích, klesl nejvíce. Koncentrace extrahovatelných kovů (v hloubce do 20 cm po 16 letech po aplikaci kalu) klesla na velmi nízkou úroveň. Ve čtvrtém roce po aplikaci kalu se nejvíce snížil obsah extrahovatelného chromu a niklu (> 85 %) a dále mědi, který klesl o 37 %.

Z hlediska přístupnosti těžkých kovů je bezpečnější aplikace kalů na půdy s vyšším podílem jílnatých částic a humusu (Beneš, 1994).

Příjem rizikových prvků rostlinami závisí nejen na jejich obsazích v aplikovaném kalu, ale i na celkovém a častěji na přístupném obsahu prvků v půdě. Kromě množství přítomných rizikových prvků v prostředí spolurozhodují o jejich příjmu rostlinami i fyzikální a chemické vlastnosti půd, kde byl kal aplikován (Tlustoš et al., 1999).

Množství akumulovaného prvku se liší i podle rostlinného druhu (Tlustoš et al., 2000).

## 3. Materiál a metody

### 3.1. Metodika

Ke sledování vlivu opakované aplikace čistírenských kalů do zemědělské půdy na hromadění rizikových prvků v rostlinách, jejich výnos a odběr prvků sklizní rostlin, byly využity dlouhodobé přesné polní pokusy založené v roce 1996 Katedrou agroenvironmentální chemie a výživy rostlin ČZU v Praze na pěti pokusných místech s odlišnými půdně klimatickými charakteristikami (Hněvčeves, Humpolec, Lukavec - pokusné stanice VÚRV Praha Ruzyně, Praha Suchdol - demonstrační pozemek FAPPZ ČZU a Červený Újezd).

Na pokusných stanicích je vyhrazen pozemek, který slouží pro účely experimentu, a který je rozdělen na určitý počet parcelek. Každá parcelka znamená jednu pokusnou variantu. Jednotlivé varianty se liší množstvím a druhem hnojiva, kterým se před zahájením nového pokusného roku a během vegetace pěstované rostliny hnojí. Z každé varianty se odebírají vzorky rostlin i vzorky půdy, a to nejen po sklizni, ale i během vegetace.

Na lokalitách jsou v tříletém rotačním sledu pěstovány brambory, ozimá pšenice a jarní ječmen (viz. obr. č. 5). Na parcelce, kde se jeden rok pěstovaly brambory, je ještě v témže roce vysévána ozimá pšenice. Ta se sklízí následující rok a třetí plodinou, která se na té samé parcelce pěstuje je jarní ječmen.

Obr. č. 5

**Schéma rotačního sledu** – lokalita Praha Suchdol



Cílem tohoto pokusu je sledování vlivu aplikace čistírenských kalů na výnos a akumulaci mědi v ozimé pšenici (*Triticum aestivum* L.), jarním ječmenu (*Hordeum vulgare* L.) a v hlízách brambor (*Solanum tuberosum* L.). Porovnat akumulaci mědi rostlinami pěstovanými na půdách hnojených čistírenskými kaly ve srovnání s kontrolní neošetřenou variantou a aplikací minerálních hnojiv.

Od založení pokusu byly plodiny pěstovány následovně: brambory 1997, 2000, 2003, 2006, pšenice 1998, 2001, 2004, 2007 a ječmen 1999, 2002, 2005, 2008, tzn. čtyři ukončené rotační cykly.

V rámci této práce byly vyhodnoceny výsledky z let 1997 a 2006 pro brambory, 1998 a 2007 pro pšenici, 1999 a 2008 pro ječmen.

Charakteristika půd zjištěná před založením pokusu je uvedena v tabulce č. 6. Limit obsahu mědi ( $60 \text{ mg.kg}^{-1}$  suché půdy), stanovený vyhláškou č. 382/2001 Sb. o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě, byl překročen na lokalitách Hněvčeves a Humpolec.

Tabulka č. 6

#### Charakteristika půd

Charakteristika/ lokalita	Hněvčeves	Humpolec	Lukavec	Suchdol
půdní typ	luvizem	kambizem	kambizem	černozem
půdní druh	hlinitá	hlinitá	písčito - hlinitá	jílovito - hlinitá
pH <sub>KCl</sub>	5,7	4,5	6,1	7,0
C <sub>ox</sub> (%)	1,8	2,0	1,8	2,3
KVK (mval.kg <sup>-1</sup> )	179	159	128	255
P <sub>Mehlich III</sub> (mg.kg <sup>-1</sup> )	84	123	124	112
K <sub>Mehlich III</sub> (mg.kg <sup>-1</sup> )	251	286	245	223
Mg <sub>Mehlich III</sub> (mg.kg <sup>-1</sup> )	157	137	114	259
Cu <sub>Total</sub> (mg.kg <sup>-1</sup> )	76,9	62,6	36,8	43,8

Bylo hodnoceno pět variant hnojení:

1. **kontrolní varianta** bez jakéhokoliv ošetření
2. **kal 1** - základní dávka kalu odpovídající tříleté dávce N v NPK  $330 \text{ kg N.ha}^{-1}$
3. **kal 3** - trojnásobná dávka kalu odpovídající tříleté dávce N v NPK  $990 \text{ kg N.ha}^{-1}$
4. **NPK** - hnojení minerálními hnojivy, dávky za tříleté období představují celkem  $330 - 90 - 300 \text{ kg N - P - K.ha}^{-1}$

5. **NPK + TK** - hnojeno NPK (ve stejné dávce jako varianta 4) + aplikace roztoku anorganických solí těžkých kovů (TK) před založením porostu (dávka kovů odpovídá jejich obsahu ve variantě kal 3).

Na všech lokalitách je používán shodný anaerobně stabilizovaný kal, pocházející z těžé čistírny odpadních vod (Ústřední čistírna odpadních vod Praha Trója). V roce 2002 byl použit čistírenský kal z Havlíčkova Brodu. Kal je aplikován na podzim před pěstováním brambor a je bezprostředně zaorán. U brambor je proto sledováno přímé působení aplikace organických hnojiv, u ozimé pšenice a jarního ječmene působení následné.

Aplikační dávka je vždy stanovena na základě obsahu dusíku v kalu a jeho celkové tříleté dávky. Základní dávka kalu odpovídá 330 kg N.ha<sup>-1</sup>, trojnásobná 990 kg N.ha<sup>-1</sup> na celý tříletý cyklus. Kal je vždy analyzován na obsah těžkých kovů. S ohledem na možnou vazbu těžkých kovů v organické hmotě kalu byla pro srovnání přístupnosti kovů dodaných v různé formě založena varianta s aplikací roztoku anorganických solí těžkých kovů. Tyto roztoky jsou shodně jako kal aplikovány pouze pod brambory. Minerální hnojiva jsou aplikována následovně (dávky N - P - K v kg.ha<sup>-1</sup>): brambory 120 - 30 - 100, pšenice 140 - 30 - 100, ječmen 70 - 30 - 100. Živiny z minerálních hnojiv jsou dodávány v LAV (27,5 %), trojitěm superfosfátu a v 60 % draselné soli.

Dávky kalů a jeho charakteristiky ve sledovaných letech jsou uvedeny v tabulce č. 7. Limit pro obsah mědi v kalech stanovený vyhláškou č. 382/2001 Sb. (500 mg Cu.kg<sup>-1</sup> suš.) byl překročen v roce 2005.

Tab. č. 7

#### Dávky kalu a jeho charakteristiky

rok aplikace	dávky čerstvého kalu (t/ha)		dávky suš. (t/ha)		Obsah Cu v suchém kalu (mg/kg)		Prům. obsah Cu (g/ha)	
	kal 1	kal 3	kal 1	kal 3	x	s	kal 1	kal 3
1996	28,45	85,35	6,94	20,82	326	1	2262,44	6787,32
1999	30,56	91,68	9,27	27,81	270	5	2502,9	7508,7
2002	23,58	70,74	7,07	21,21	156	1	1102,92	3308,76
2005	28,21	84,63	10,24	30,72	736	4	7536,64	22609,92
Σ							13404,9	40214,7

Při zakládání a ošetřování porostů byly použity běžné agrotechnické postupy. Vzorky rostlin byly odebírány během vegetace a při sklizni. Vždy je nutné odebrané vzorky zavit

nečistot (v demineralizované vodě), které by mohly ovlivnit přesnost stanovení. U brambor se během vegetace odebírá celá nadzemní část (lodyha s listy a květy) zhruba v polovině května. U pšenice a ječmene se odstřihne stéblo s klasy v době metání, těsně nad zemí. Brambory se sklízí v plné zralosti a je sledován jejich výnos vážením.

U pšenice a ječmene se sklízí zrno i sláma. Tyto vzorky se dosouší na vzduchu při teplotě místnosti.

Odebrané vzorky byly sušeny, homogenizovány a mineralizovány metodou suchého rozkladu.

Klasický suchý rozklad je charakterizován jako rozklad v otevřeném systému, na vzduchu a za atmosférického tlaku (Száková a Mader, 2004).

Do kádinek z křemenného skla se nejprve navážilo po 1 g vzorku. Z každého vzorku rostlin byly provedeny analýzy ve třech opakováních.

Při zahřívání vzorku v reakční nádobě nejprve dochází k úniku vody, přítomných a vzniklých těkavých zplodin. Se zvyšováním teploty pak dochází k postupné destrukci organické hmoty. Aby suchý rozklad probíhal plynule a bez exotermních reakcí, je nutno zvyšovat teplotu mineralizace velmi zvolna nebo zuhelňovat vzorky nejprve mimo pec při teplotě 200 - 300 °C na horké desce s definovaným nárůstem teploty. Systematické chyby způsobené nedefinovatelným průběhem teploty zejména v první fázi rozkladu lze do značné míry redukovat precizně propracovaným teplotně - časovým režimem rozkladu (Száková a Mader, 2004).

Při zuhelnění byl vzorek vystaven teplotám mezi cca 200 °C a 400 °C, při zpopelnění 450 °C a nejvýše 550 °C. Cílové teploty se dosáhlo postupným nárůstem a zpopelnění probíhalo obvykle přes noc.

Prakticky bez výjimky se při klasickém suchém rozkladu zařazuje do celkového postupu tzv. pomocné činidlo. Nejčastější funkcí tohoto pomocného činidla je zvýšení účinnosti rozkladu. K tomu slouží různé látky s oxidačními schopnostmi, např. HNO<sub>3</sub>. Pomocné činidlo lze aplikovat po vysušení vzorku před zahájením zuhelnění, nejčastěji se jedná o několik ml 10 % vodného roztoku Mg(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>. Nebo lze činidlo aplikovat až po skončeném zpopelnění. Zde se pak jedná téměř výlučně o samotnou HNO<sub>3</sub> (např. 1 ml konc. kyseliny) (Mader a Čurdová, 1997).

Popel byl rozpuštěn v 1,5 % roztoku HNO<sub>3</sub> a obsah těžkých kovů byl stanoven metodou optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP - OES). Do roku 2003 byla používána metoda atomové absorpční spektrometrie (AAS).

Analýzy byly realizovány v laboratořích Katedry agroenvironmentální chemie a výživy rostlin FAPPZ ČZU. Kvalita analýz byla ověřena pomocí referenčního materiálu IAEA - V - 10 Hay Powder a RM 12 - 02 - 03 Lucerne.

Atomová absorpční spektrometrie (AAS) využívá jako analytickou vlastnost sledovaných elementů absorpci záření jejich volnými atomy v základním stavu. Úbytek tohoto záření je mírou koncentrace volných atomů prvku, který záření absorboval. Rozdíly energií mezi jednotlivými elektronovými stavy atomu jsou pro každý prvek zcela specifické. Atomový absorpční spektrofotometr se skládá ze zdroje záření, absorpční komory, monochromátoru a detektoru. Zdrojem primárního záření je výbojka, v jejíž katodě musí být vždy obsažen ten prvek, který stanovujeme. Každý prvek má tedy svou výbojku.

Při optické emisní spektrometrii nejprve dochází k zahřívání. Látky kapalného a pevného skupenství přecházejí do plynného stavu. Dalším zvyšováním teploty přecházejí volné atomy ze základního stavu, který je využíván pro měření atomové absorpce, na vyšší energetické stavy až po ionizaci a buzení vyšších iontových stavů. Při samovolné deexcitaci vzbuzených atomů nebo iontů je emitováno charakteristické elektromagnetické záření. To se využívá pro jejich identifikaci a pro kvantitativní stanovení různými metodami optické emisní spektrometrie. Výhodou je možnost simultánního stanovení mnoha prvků a linearita kalibračních křivek. Jako plazma se označuje ionizovaný plyn obsahující dostatečně velký počet elektricky nabitých částic. Počet částic kladně a záporně nabitých je stejný. Indukčně vázané plazma vzniká za atmosférického tlaku v proudu plynu. Nejčastěji se jako plazmový plyn používá poměrně lehce ionizovatelný argon, který proudí soustavou tří koncentricky uspořádaných žárupevných trubic (Száková et al., 2005).

## 4. Výsledky

V této diplomové práci byla vyhodnocena část dlouhodobého polního pokusu, a to výsledky pěstování brambor, ozimé pšenice a jarního ječmene. Byly sledovány obsahy mědi v rostlinách, výnosy plodin a odběr mědi rostlinami po čtyřech aplikacích čistírenského kalu, tedy po ukončení čtyř rotačních cyklů rostlin.

Obsah mědi v aplikovaných kalech (viz. tabulka č. 7), se pohyboval v rozmezí hodnot 156 - 736 mg.kg<sup>-1</sup> v suché hmotě.

Podle vyhlášky MŽP č. 382/2001 Sb. o podmínkách použití kalů na zemědělské půdě je povolené množství mědi v kalu 500 mg Cu.kg<sup>-1</sup> sušiny (viz. tabulka č. 5). Tento limit pro obsah mědi při pokusech prováděných na vybraných lokalitách (Humpolec, Hněvčevce, Lukavec, Suchdol) byl překročen v roce 2005.

### 4.1. Vliv aplikace čistírenských kalů na akumulaci Cu rostlinami

Čistírenský kal je aplikován vždy před pěstováním brambor. Proto je u brambor sledováno přímé působení aplikace organických hnojiv, u ozimé pšenice a jarního ječmene působení následné.

Vyhláškou Ministerstva zdravotnictví č. 53/2002 Sb., kterou se stanoví chemické požadavky na zdravotní nezávadnost jednotlivých druhů potravin a potravinových surovin, jsou dány limity pro obsah mědi v bramborách i v zrna obilovin. Pro brambory je stanoveno nejvyšší přípustné množství mědi 3 mg.kg<sup>-1</sup> v čerstvé hmotě a pro obiloviny je stanoveno přípustné množství mědi 80 mg.kg<sup>-1</sup> v čerstvé hmotě.

Pro přepočítání na čerstvou hmotu byla použita průměrná sušina brambor 24 % a zrna obilovin 90 %.

#### 4.1.1. Brambory

U vzorků brambor byly sledovány pouze obsahy mědi v hlízách brambor. Vzorky bramborové natě byly odebrány v době vegetace, proto nebyly hodnoceny.

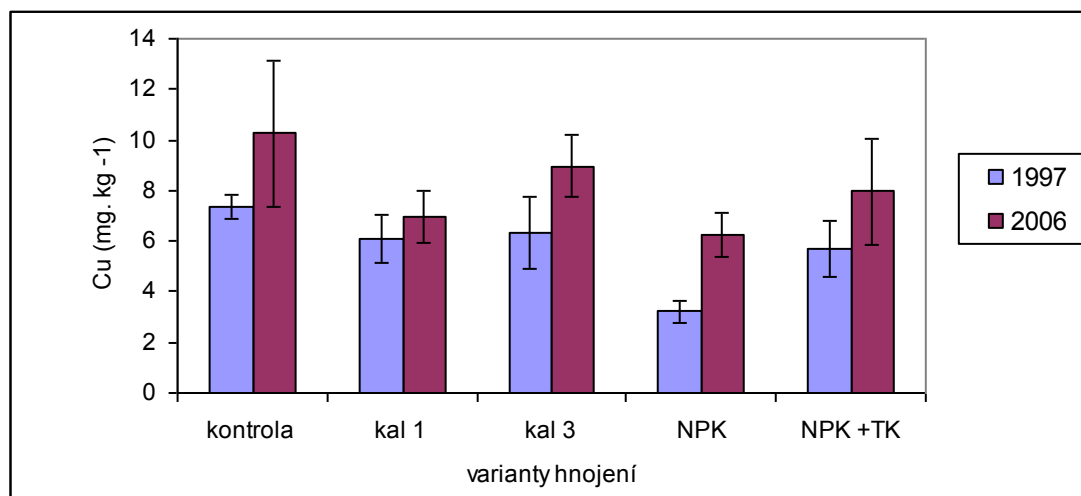
V následujících grafech (č. 4, 5, 6, 7) jsou znázorněny obsahy mědi v hlízách brambor v porovnání pro dvě období (po 1. a 4. aplikaci čistírenských kalů).



Graf č. 4

Obsah Cu ve vzorcích hlíz brambor v roce 1997 a 2006 ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )

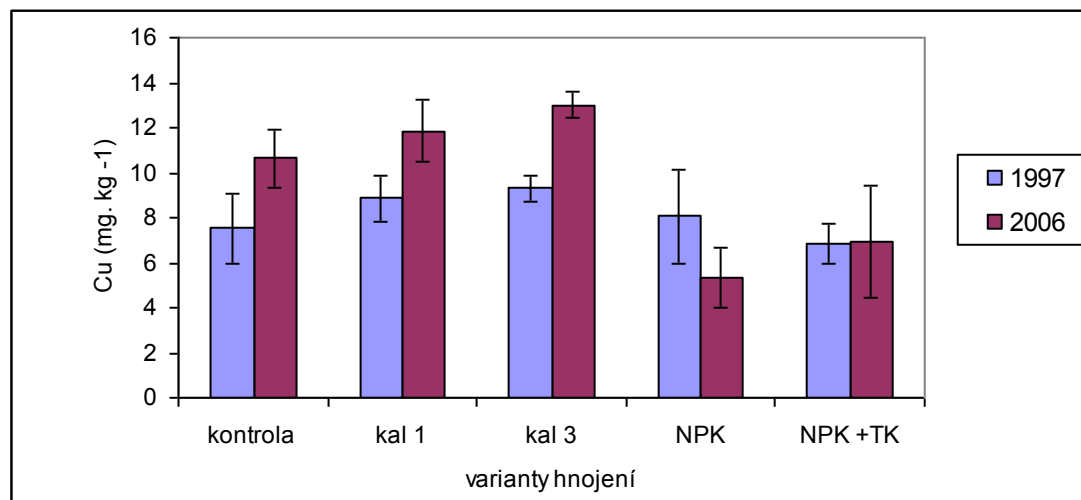
**Hněvčeves**



Graf č. 5

Obsah Cu ve vzorcích hlíz brambor v roce 1997 a 2006 ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )

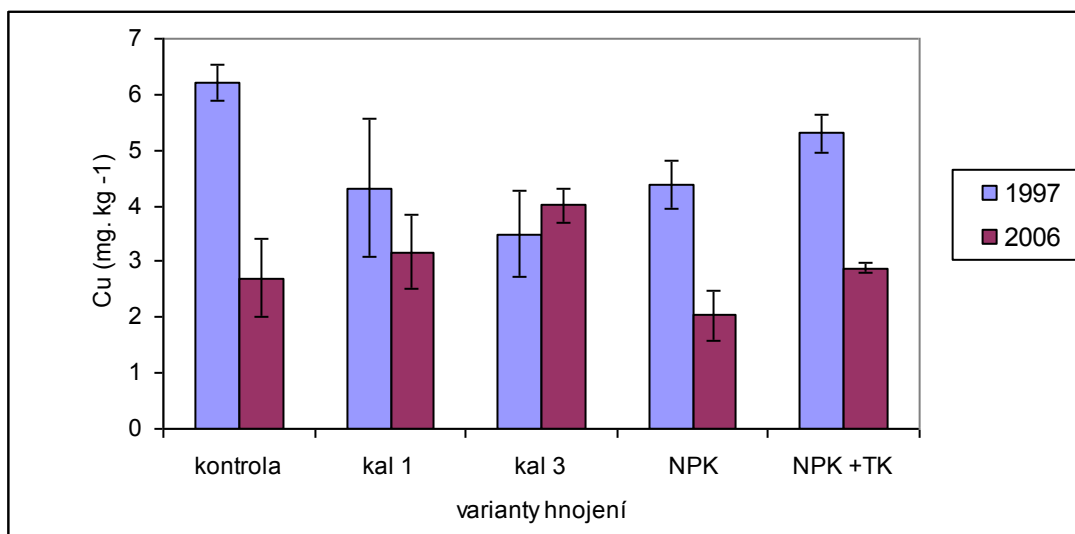
**Humpolec**



Graf č. 6

Obsah Cu ve vzorcích hlíz brambor v roce 1997 a 2006 ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )

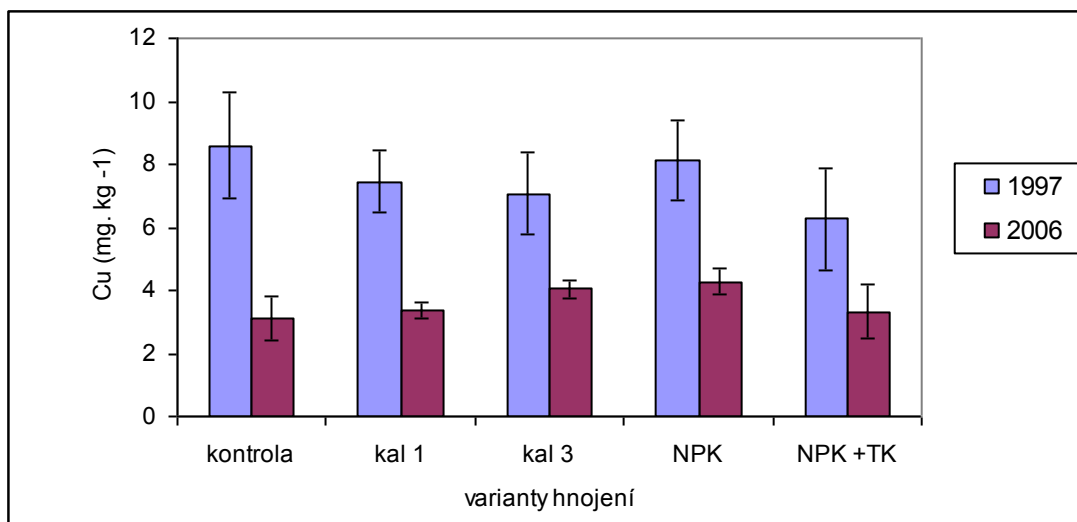
**Lukavec**



Graf č. 7

Obsah Cu ve vzorcích hlíz brambor v roce 1997 a 2006 ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )

**Suchdol**



Průměrné obsahy mědi v hlízách brambor (ze všech variant hnojení) se lišily dle stanoviště. Pohybovaly se v průměru v rozmezí hodnot od 3 do  $9,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . To odpovídalo obsahu mědi v půdě. Nejvyšší obsahy Cu v hlízách brambor byly stanoveny na lokalitách Hněvčeves a Humpolec. Zde byly také zjištěny vyšší obsahy Cu v půdě, které překročily i

vyhláškou stanovený limit ( $60 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) (viz. tabulka č. 6). Na těchto lokalitách je také nižší pH půdy a menší množství organické hmoty. Nejnižší obsahy Cu byly na stanovišti Lukavec, a to v obou sledovaných letech. Na této lokalitě byl nalezen nejnižší obsah mědi v půdě před aplikací kalu. Půdním typem je kambizem.

Maximální limit v hlízách brambor ( $3 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) byl, dle vyhlášky Ministerstva zdravotnictví č. 53/2002 Sb., překročen na lokalitě Humpolec v roce 2006. Hlízy na ploše hnojené kalem v trojnásobné dávce obsahovaly  $3,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Na ploše hnojené kalem v základní dávce s obsahem  $2,8 \text{ mg.kg}^{-1}$  se hlízy blížily limitní hodnotě.

U grafu č. 7 (Suchdol) je vidět klesající akumulaci mědi, mezi oběma obdobími, než u předchozích stanovišť viz.(graf č.4 Hněvčeves a graf č. 5 Humpolec). U grafu č. 6 (Lukavec) jsou výsledky obdobné lokalitě Suchdol, až na výjimku u hnojení kalem v trojnásobné dávce. To pravděpodobně také souvisí s odlišnými charakteristikami půd na jednotlivých lokalitách.

U brambor se na žádné lokalitě neprojevil významný rozdíl mezi variantami kalu v základní dávce a kalu v trojnásobné dávce.

Při hodnocení variant hnojení NPK se směsí těžkých kovů, ve srovnání s kalem v trojnásobné dávce, nebylo potvrzeno očekávané vyšší množství akumulované mědi u varianty NPK s těžkými kovy. Naopak tato varianta vykazovala nižší hodnoty mědi oproti kalu 3.

U většiny variant byly obsahy Cu v hlízách vyšší u kontrolní varianty než ve variantách ošetřených. To mohlo být ovlivněno výnosem plodin a také obsahem mědi v půdě před aplikací kalů.

U grafů č. 4 a č. 5 bylo množství mědi u varianty NPK nižší než u kalu v základní dávce. U grafu č. 7 byly hodnoty mědi u NPK nepatrně vyšší v obou sledovaných letech oproti kalu 1. Graf č. 6 vykazoval v prvním roce stejný obsah a ve druhém roce sledování nižší obsah u varianty NPK.

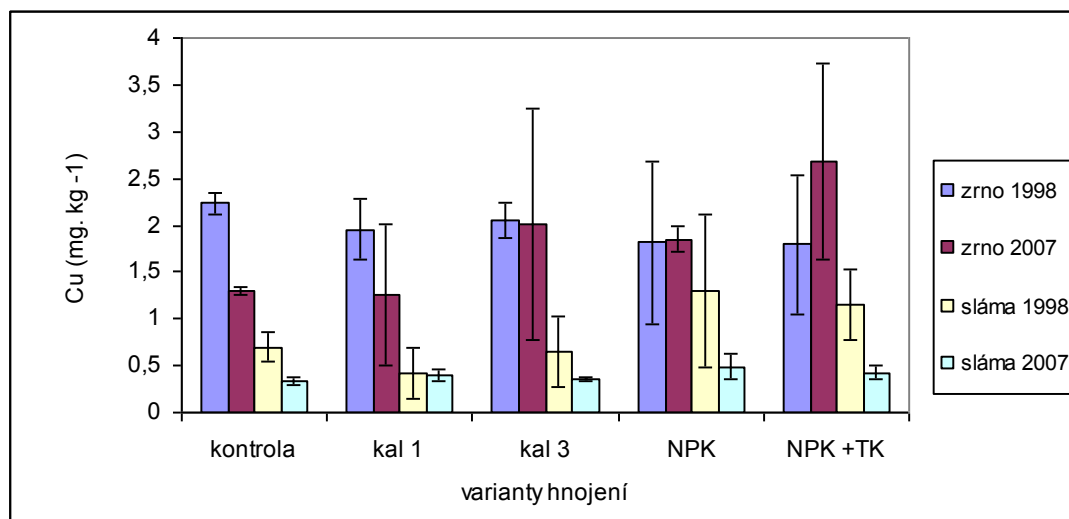
#### **4.1.2. Pšenice ozimá**

U pšenice ozimé byly sledovány obsahy mědi v zrně i ve slámě. Z následujících grafů (viz. grafy č. 8, 9, 10, 11) je vidět, že měď se více akumulovala v zrně než ve slámě.

Graf č. 8

Obsah Cu ve vzorcích zrna a slámy pšenice ozimé v roce 1998 a 2007 ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )

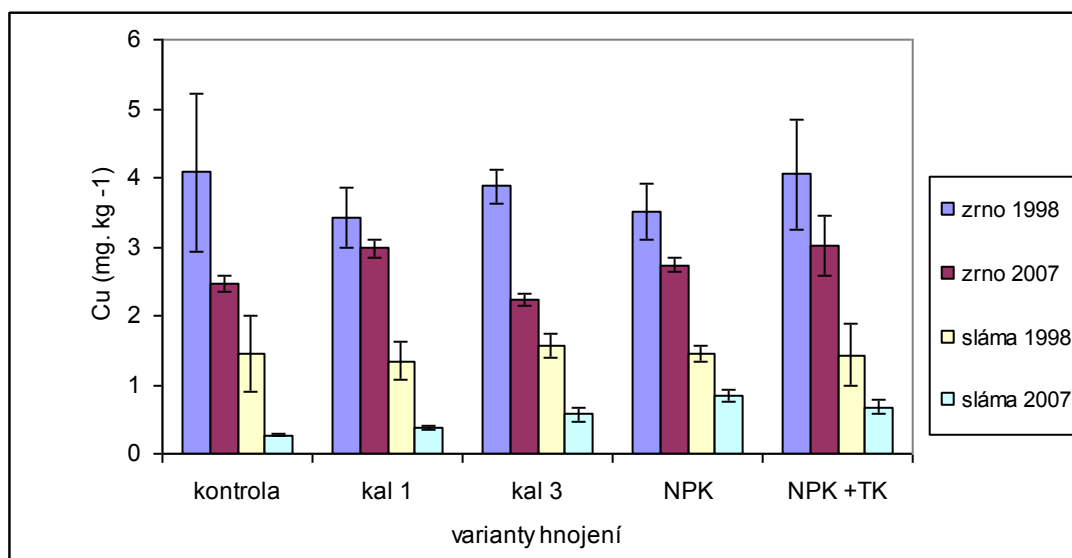
**Hněvčeves**



Graf č. 9

Obsah Cu ve vzorcích zrna a slámy pšenice ozimé v roce 1998 a 2007 ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )

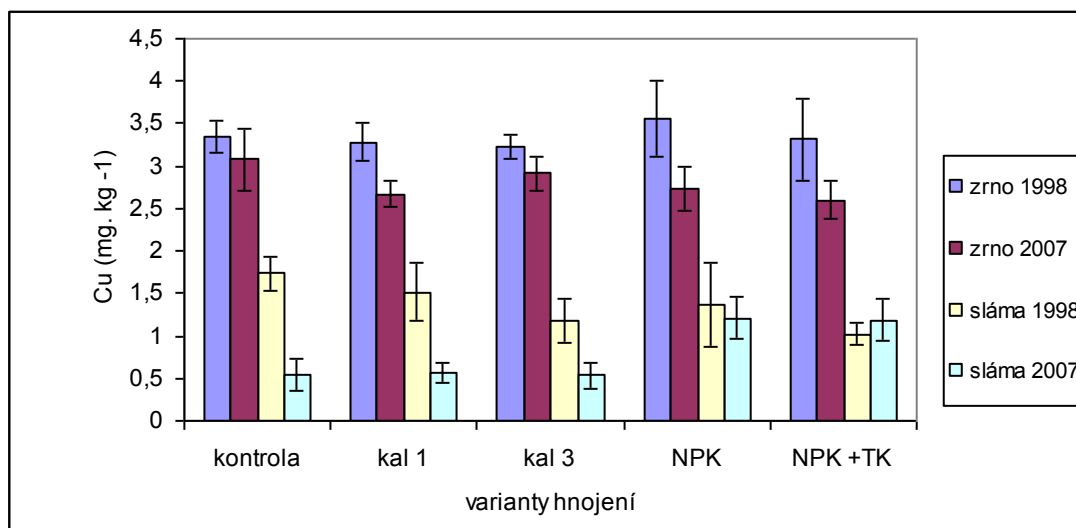
**Humpolec**



Graf č. 10

Obsah Cu ve vzorcích zrna a slámy pšenice ozimé v roce 1998 a 2007 ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )

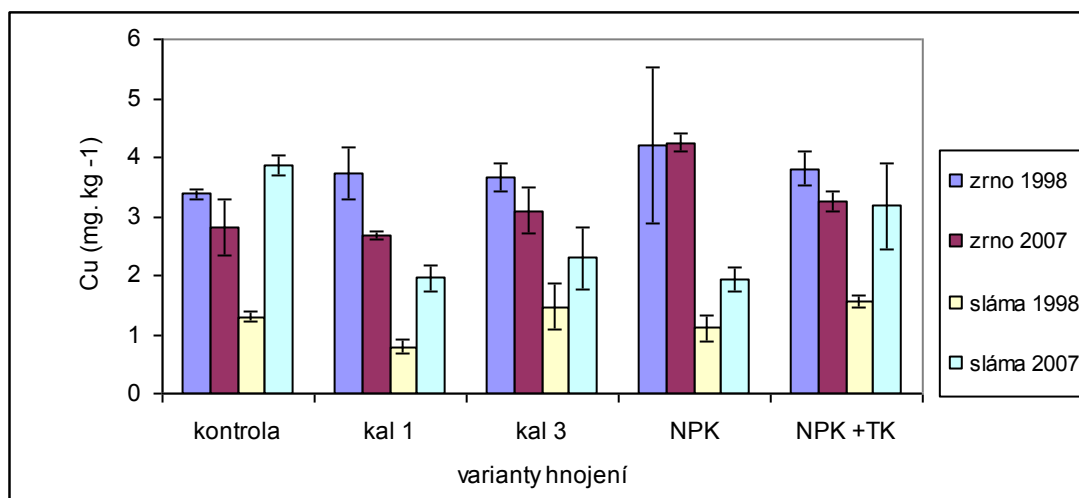
**Lukavec**



Graf č. 11

Obsah Cu ve vzorcích zrna a slámy pšenice ozimé v roce 1998 a 2007 ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )

**Suchdol**



Když srovnáme průměrné obsahy akumulované mědi zrnem pšenice ze všech variant hnojení je vidět, že tyto obsahy se pohybovaly okolo  $3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  Cu. Nejméně mědi akumulovala pšenice na lokalitě Hněvčeves, a to v průměru  $2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  Cu v zrně. I u slámy pšenice ozimé byly obsahy Cu na této lokalitě nejnižší, v roce 1998  $0,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  Cu a v roce 2007  $0,4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  Cu (v průměru za všechny varianty).

U ostatních lokalit byly průměrné obsahy Cu ve slámě v roce 1998 od 1,2 - 1,4 mg.kg<sup>-1</sup> a v roce 2007 od 0,5 - 2,6 mg.kg<sup>-1</sup>. Z grafu č. 11 je vidět, že na lokalitě Suchdol bylo množství akumulované mědi nejvyšší jak v zrna, tak ve slámě ve srovnání s ostatními stanovišti.

Zrno pšenice ozimé svými obsahy mědi vyhovovalo vyhlášce Ministerstva zdravotnictví č. 53/2002 Sb.

U grafů č. 9 a č. 10 je vidět, že obsahy mědi byly vždy vyšší v prvním období sledování oproti druhému, a to u slámy i zrna pšenice ozimé. Graf č.8 toto neprokázal u variant NPK a NPK s těžkými kovy. U grafu č. 11 toto platilo pouze u zrna, naopak u slámy se objevily obsahy mědi vyšší, u všech variant ve druhém roce sledování, oproti roku prvnímu.

Na všech lokalitách se projevilo téměř stejné množství akumulované mědi u kalu v trojnásobné dávce a hnojivu NPK se směsí těžkých kovů, a to u zrna i u slámy.

Nikde se neprokázal významný vliv vyšší dávky kalu na množství akumulované mědi. Ani při srovnání variant NPK a kalu v základní dávce nejsou vidět rozdíly jak u zrna, tak ani u slámy pšenice ozimé.

Kontrolní varianta také nevykazovala velkých změn oproti ostatním variantám hnojení.

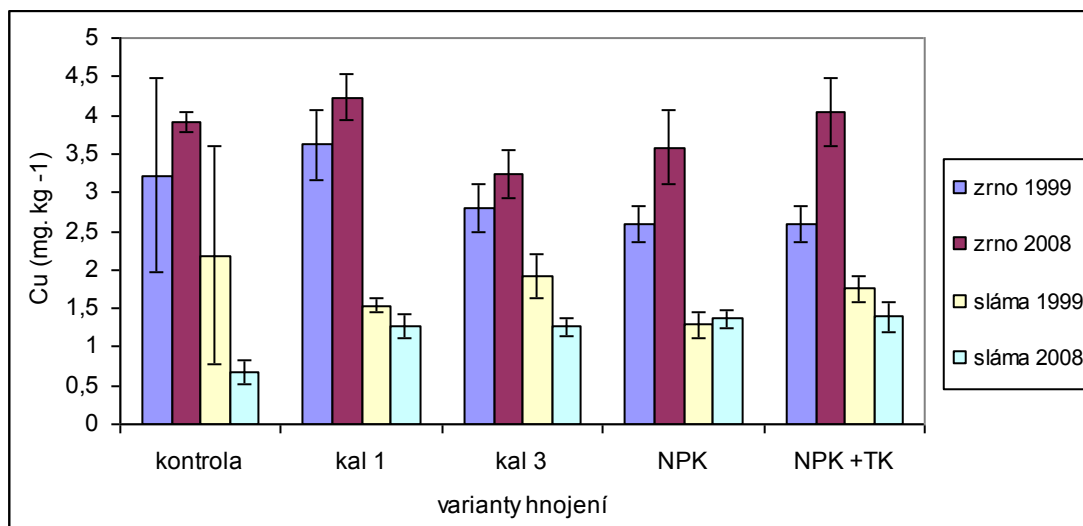
#### 4.1.3. Ječmen jarní

Následující grafy (č. 12, 13, 14, 15) znázorňují obsahy Cu v zrna a ve slámě ječmene jarního. Stejně jako u pšenice ozimé se více mědi akumulovalo v zrna ječmene jarního než ve slámě.

Graf č. 12

Obsah Cu ve vzorcích zrna a slámy ječmene jarního v roce 1999 a 2008 (mg.kg<sup>-1</sup>)

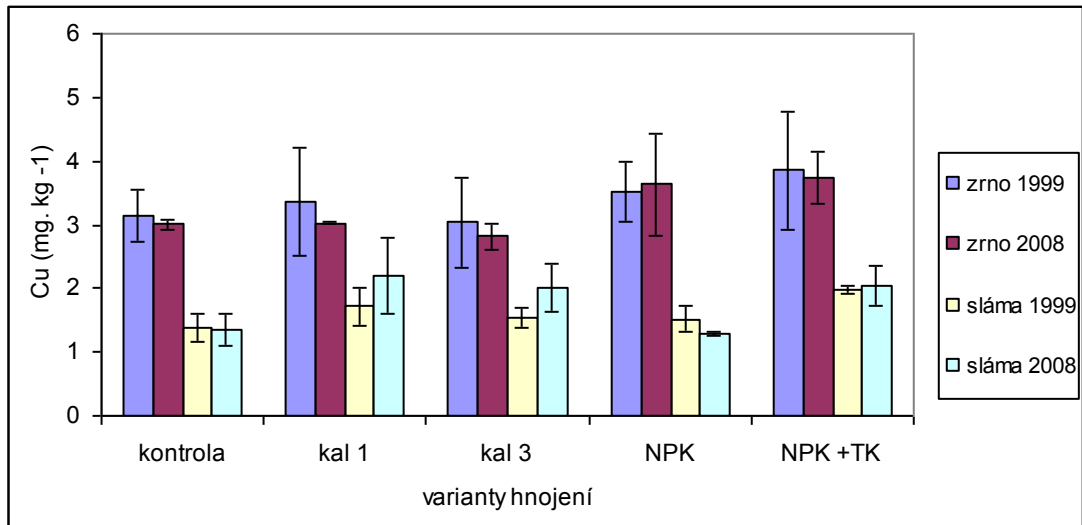
#### Hněvěves



Graf č. 13

Obsah Cu ve vzorcích zrna a slámy ječmene jarního v roce 1999 a 2008 ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )

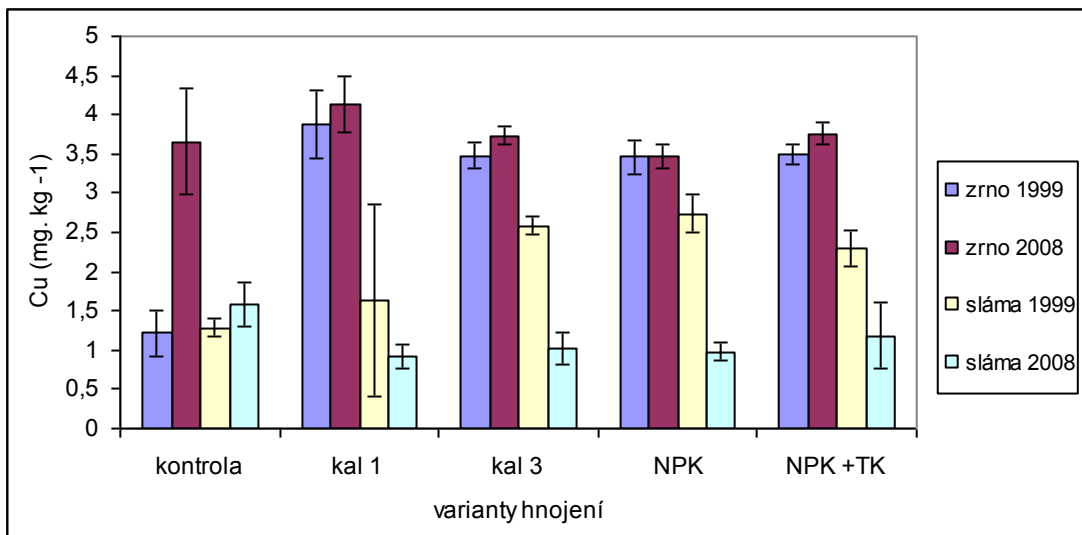
**Humpolec**



Graf č. 14

Obsah Cu ve vzorcích zrna a slámy ječmene jarního v roce 1999 a 2008 ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )

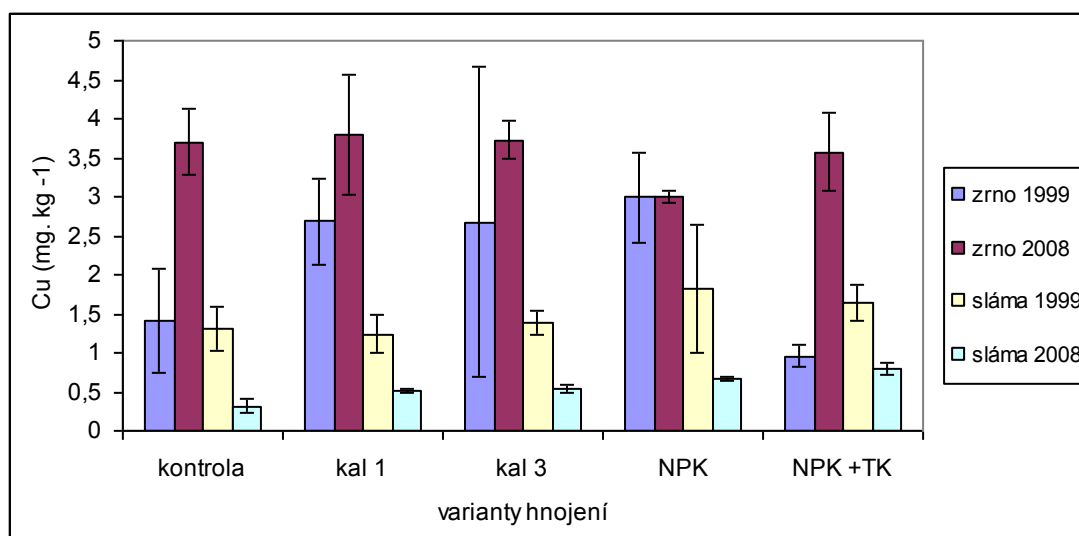
**Lukavec**



Graf č. 15

Obsah Cu ve vzorcích zrna a slámy ječmene jarního v roce 1999 a 2008 ( $\text{mg.kg}^{-1}$ )

**Suchdol**



Průměrné obsahy mědi v zrna ječmene jarního se pohybovaly v rozmezí hodnot  $2,1 - 3,8 \text{ mg.kg}^{-1}$  za všechny varianty. Nejnižší obsah byl nalezen na lokalitě Suchdol, ale pouze v prvním roce sledování. V roce 2008 byl tento obsah téměř shodný s ostatními lokalitami. Při sledování obsahů Cu ve slámě se průměrné hodnoty pohybovaly od  $0,6 - 2,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Nejméně mědi akumulovala sláma na lokalitě Suchdol v roce 1999 i 2008. Což mohlo být způsobeno vyšším pH půdy a vyšším množstvím organické hmoty. Naproti tomu na lokalitě Lukavec bylo množství akumulované mědi ve slámě nejvyšší, ale pouze v prvním roce sledování.

Obsahy mědi v zrna ječmene splňovaly limity vyhlášky Ministerstva zdravotnictví č. 53/2002 Sb.

Při porovnání variant obou kalů se u grafů č. 13 a č. 15 neprojevil rozdíl v dávce kalu na obsah akumulované mědi ječmenem jarním. Grafy č. 12 a č. 14 vykazují u trojnásobné dávky kalu menší množství mědi v obou sledovaných letech u zrna ječmene. Naopak u slámy byly obsahy mědi vyšší u trojnásobné dávky kalu oproti kalu 1.

Při hodnocení varianty hnojení NPK s těžkými kovy s trojnásobnou dávkou kalu bylo množství akumulované mědi ve slámě téměř stejné u všech lokalit.

Při pohledu na obsahy Cu v zrna je vidět, že dosahovalo (ve většině případů) vyšších hodnot hnojivo NPK s kovy.



## 4.2. Vliv aplikace čistírenských kalů na výnosy plodin

Výnos plodin je ovlivněn řadou faktorů, jako jsou klimatické podmínky, úrodnost půdy, vliv škůdců a další faktory, které se mohou lišit v jednotlivých letech i oblastech. Obecně má aplikace čistírenských kalů dobrý vliv na výnos plodin. V tabulkách č. 8, 9, 10 a 11 jsou znázorněny průměrné výnosy sušiny jednotlivých plodin v tunách na hektar.

U brambor se hodnotily pouze výnosy hlíz. U pšenice ozimé a jarního ječmene se hodnotil výnos jak pro zrno, tak také pro slámu.

Tabulka č.8

Průměrné výnosy plodin (t sušiny .ha<sup>-1</sup>) na lokalitě Hněvčeves

Hněvčeves							
Brambory		kontrola	kal 1	kal 3	NPK	NPK + TK	x
hlízy	1997	2,75	5,21	5,01	3	3,77	3,95
hlízy	2006	4,18	6,46	7,66	9,79	9,49	7,52
Pšenice ozimá							
zrno	1998	4,63	5,58	6,58	7,42	7,63	6,37
sláma	1998	4,67	6,05	5,03	10,37	8,86	7,00
Σ		9,3	11,63	11,61	17,79	16,49	13,36
zrno	2007	5,75	8,88	8,84	7,18	9,47	8,02
sláma	2007	6,79	10,87	11,90	8,94	10,66	9,83
Σ		12,54	19,75	20,74	16,12	20,13	17,86
Ječmen jarní							
zrno	1999	3,16	3,33	3,57	4,58	5,36	4,00
sláma	1999	1,81	2,67	3,39	3,32	3,39	2,92
Σ		4,97	6	6,96	7,9	8,75	6,92
zrno	2008	3,19	4,88	4,33	6,09	5,95	4,89
sláma	2008	3,38	5,57	5,13	6,09	5,67	5,17
Σ		6,57	10,45	9,46	12,18	11,62	10,06

Tabulka č. 9

Průměrné výnosy plodin (t sušiny .ha<sup>-1</sup>) na lokalitě Humpolec

Humpolec							
Brambory		kontrola	kal 1	kal 3	NPK	NPK + TK	x
hlízy	1997	9,48	10,58	12,21	11,09	12,76	11,22
hlízy	2006	7,21	8,01	8,74	8,49	8,32	8,15
Pšenice ozimá							
zrno	1998	5,56	6,67	3,7	4,95	4,69	5,11
sláma	1998	4,25	5,86	3,78	4,91	4,49	4,66
Σ		9,81	12,53	7,48	9,86	9,18	9,77
zrno	2007	5,55	7,85	8,08	9,06	9,22	7,95
sláma	2007	2,71	5,05	5,95	6,22	5,58	5,10
Σ		8,26	12,9	14,03	15,28	14,8	13,05
Ječmen jarní							
zrno	1999	3,45	3,98	4,61	5,18	5,01	4,45
sláma	1999	1,9	2,21	2,71	2,92	2,62	2,47
Σ		5,35	6,19	7,32	8,1	7,63	6,92
zrno	2008	2,64	3,78	3,72	4,83	4,7	3,93
sláma	2008	1,54	1,75	2,13	3,03	3,29	2,35
Σ		4,18	5,53	5,85	7,86	7,99	6,28

Tabulka č. 10

Průměrné výnosy plodin (t sušiny .ha<sup>-1</sup>) na lokalitě Lukavec

Lukavec							
Brambory		kontrola	kal 1	kal 3	NPK	NPK + TK	x
hlízy	1997	5,32	10,09	11,45	7,37	8,84	8,61
hlízy	2006	6,87	8,26	8,86	9,57	8,22	8,36
Pšenice ozimá							
zrno	1998	2,9	3,8	5,48	5,15	5,38	4,54
sláma	1998	2,7	4,49	4,57	6,74	5,78	4,86
Σ		5,6	8,29	10,05	11,89	11,16	9,40
zrno	2007	3,49	5,25	7,24	7,15	7,07	6,04
sláma	2007	4,89	3,77	4,7	5,49	5,98	4,97
Σ		8,38	9,02	11,94	12,64	13,05	11,01
Ječmen jarní							
zrno	1999	2,15	2,71	3,14	2,74	3,36	2,82
sláma	1999	1,52	1,84	2,05	1,76	2,37	1,91
Σ		3,67	4,55	5,19	4,5	5,73	4,73
zrno	2008	2,14	2,98	3,81	4,28	4,13	3,47
sláma	2008	2	2,78	3,63	4,05	4,14	3,32
Σ		4,14	5,76	7,44	8,33	8,27	6,79

Tabulka č. 11

Průměrné výnosy plodin (t sušiny .ha<sup>-1</sup>) na lokalitě Suchdol

Suchdol							
Brambory		kontrola	kal 1	kal 3	NPK	NPK + TK	x
hlízy	1997	7,91	8,21	7,14	7,43	7,11	7,56
hlízy	2006	4,56	5,18	5,49	5,24	6,22	5,34
Pšenice ozimá							
zrno	1998	4,05	4,72	5,52	4,73	5,36	4,88
sláma	1998	2,98	3,64	4,03	3,58	3,1	3,47
Σ		7,03	8,36	9,55	8,31	8,46	8,34
zrno	2007	5,1	7,16	7,37	7,29	8,33	7,05
sláma	2007	6,03	8,77	9,91	9,07	9,38	8,63
Σ		11,13	15,93	17,28	16,36	17,71	15,68
Ječmen jarní							
zrno	1999	3,79	4,25	5,26	4,78	5,11	4,64
sláma	1999	2,14	2,19	2,88	2,48	2,93	2,52
Σ		5,93	6,44	8,14	7,26	8,04	7,16
zrno	2008	5,38	5,58	5,71	5,34	5,57	5,52
sláma	2008	3,98	4,56	4,36	4,54	4,91	4,47
Σ		9,36	10,14	10,07	9,88	10,48	9,99

Nejvyšších výnosů sušiny biomasy dosahovala pšenice ozimá (v průměru za všechny varianty), a to na všech lokalitách. Nejvíce biomasy pšenice bylo vyprodukováno na lokalitě Hněvčeves, nejméně na lokalitě Lukavec.

U pšenice a ječmene na lokalitách Humpolec a Lukavec byly výnosy biomasy nejvyšší u hnojení minerálními hnojivy, dále bylo v pořadí hnojení kalem 3, poté kalem v základní dávce a nejnižší výnos byl patrný na neošetřené kontrolní variantě. Na lokalitách Hněvčeves a Suchdol byly výnosy různé nezávisle na aplikaci kalů nebo minerálních hnojiv. Výnosy zde mohly být ovlivněny dalšími faktory.

V roce 1997 u hlíz brambor byly průměrné výnosy nižší na plochách hnojených NPK a NPK s těžkými kovy oproti hnojení s kaly. U hnojiva NPK byly výnosy nižší (ze všech lokalit) o 15,3 % a u hnojiva NPK s těžkými kovy o 4,7 % oproti hnojení kalem v základní dávce.

V roce 2006 byl průměrný výnos hlíz naopak vyšší z pozemků, které byly hnojeny minerálními hnojivy. Průměrný výnos narostl u hnojiva NPK o 15,7 % oproti kalu 1.

Z tabulek je vidět, že výnosy všech plodin, na všech lokalitách, hnojených kalem 1, byly vyšší než kontrolní varianta.

Když porovnáme hnojení čistírenským kalem v základní a trojnásobné dávce, není vidět velký rozdíl. Výnosy dosahovaly téměř stejných hodnot.

Avšak výnos sušiny biomasy byl zpravidla vyšší při hnojení kalem 3 zejména u hlíz brambor.

### 4.3. Odběr Cu rostlinami

#### 4.3.1. Průměrný odběr Cu rostlinami

Odběr mědi je dán jednak výnosem biomasy pěstovaných plodin a také akumulovaným množstvím prvku v dané plodině.

$$O = V \times S$$

O...Odběr (g/ha)

V...Výnos (t sušiny/ha)

S...Obsah prvku v dané plodině (mg/kg)

Průměrný odběr pěstovanými plodinami je znázorněn v tabulkách č. 12 - 15.

Nejvyšší odběr mezi pěstovanými plodinami byl nalezen u brambor. Vysoké odběry jsou také patrné u zrna pšenice a zrna ječmene. Sláma pšenice i ječmene měla odběr Cu nejnižší.

V případě srovnání variant mezi sebou, můžeme porovnat variantu kal 1 a variantu NPK. Z tabulek je vidět, že hlízy brambor odebraly více mědi po ošetření kalem, než po ošetření hnojivem NPK. Avšak v případě odběru Cu celou biomasou pšenice i ječmene tomu bylo (ve většině případů) naopak.

Dále můžeme porovnat varianty Kal 3 a NPK + TK, protože obsahují stejné množství těžkých kovů. V případě pšenice a ječmene bylo více odebrané mědi u hnojiva NPK + TK. U hlíz brambor toto naopak neplatilo, tedy byly vyšší odběry mědi po pohnojení kalem v trojnásobné dávce.

Oproti kontrolní variantě byly odběry celou biomasou plodin vyšší na plochách ošetřených kalem 1.

Většinou se také projevil nepatrně vyšší odběr mědi při hnojení kalem v trojnásobné dávce oproti hnojení kalem v základní dávce.

Tabulka č. 12

Průměrný odběr Cu pěstovanými plodinami (g/ha) na lokalitě Hněvčeves

Hněvčeves								
plodina		rok	kontrola	kal 1	kal 3	NPK	NPK + TK	x
Brambory	hlízy	1997	20,21	31,83	31,66	9,66	21,41	22,95
	hlízy	2006	42,81	66,22	68,63	61,10	75,45	62,84
Pšenice	zrno	1998	10,37	10,88	13,49	13,50	13,73	12,39
	sláma	1998	3,27	2,54	3,27	13,38	10,19	6,53
	$\Sigma$		13,64	13,42	16,76	26,88	23,92	
	zrno	2007	7,48	11,19	17,68	13,28	25,47	15,02
	sláma	2007	2,24	4,39	4,18	5,22	4,19	4,04
	$\Sigma$		9,72	15,58	21,86	18,5	29,66	
ječmen	zrno	1999	10,18	12,05	10,00	11,86	13,88	11,59
	sláma	1999	3,95	4,11	6,47	4,28	5,93	4,95
	$\Sigma$		14,13	16,16	16,47	16,14	19,81	
	zrno	2008	12,47	20,64	13,99	21,80	24,04	18,59
	sláma	2008	2,23	7,07	6,46	8,34	7,94	6,41
	$\Sigma$		14,70	27,71	20,45	30,14	31,98	

Tabulka č. 13

Průměrný odběr Cu pěstovanými plodinami (g/ha) na lokalitě Humpolec

Humpolec								
plodina		rok	kontrola	kal 1	kal 3	NPK	NPK + TK	x
Brambory	hlízy	1997	71,35	93,71	113,43	89,23	86,90	90,92
	hlízy	2006	76,56	95,00	113,79	45,34	57,74	77,69
Pšenice	zrno	1998	22,63	22,81	14,32	17,37	18,99	19,22
	sláma	1998	6,16	7,91	5,94	7,12	6,42	6,71
	$\Sigma$		28,79	30,72	20,26	24,49	25,41	
	zrno	2007	13,71	23,31	18,01	24,82	27,75	21,52
	sláma	2007	0,73	1,87	3,39	5,22	3,74	2,99
	$\Sigma$		14,44	25,18	21,40	30,04	31,49	
ječmen	zrno	1999	10,83	13,41	14,01	18,23	19,34	15,16
	sláma	1999	2,53	4,59	5,22	5,05	6,75	4,83
	$\Sigma$		13,36	18,00	19,23	23,28	26,09	
	zrno	2008	7,95	11,42	10,45	17,58	17,53	12,99
	sláma	2008	2,08	3,87	4,28	3,88	6,71	4,16
	$\Sigma$		10,03	15,29	14,73	21,46	24,24	

Tabulka č. 14

Průměrný odběr Cu pěstovanými plodinami (g/ha) na lokalitě Lukavec

Lukavec								
plodina		rok	kontrola	kal 1	kal 3	NPK	NPK + TK	x
Brambory	hlízy	1997	33,00	43,64	40,00	32,35	46,85	39,17
	hlízy	2006	18,62	26,21	35,53	19,52	23,67	24,71
Pšenice	zrno	1998	9,69	12,5	17,76	18,28	17,86	15,22
	sláma	1998	4,70	6,82	5,35	9,23	5,90	6,40
	Σ		14,39	19,32	23,11	27,51	23,76	
	zrno	2007	10,75	14,02	21,07	19,45	18,38	16,73
	sláma	2007	2,64	2,11	2,54	6,64	7,12	4,21
	Σ		13,39	16,13	23,61	26,09	25,50	
ječmen	zrno	1999	2,60	10,51	10,90	9,48	11,73	9,04
	sláma	1999	1,96	3,00	5,29	4,80	5,43	4,10
	Σ		4,56	13,51	16,19	14,28	17,16	
	zrno	2008	7,83	12,30	14,21	14,85	15,53	12,94
	sláma	2008	3,18	2,56	3,70	3,97	4,89	3,66
	Σ		11,01	14,86	17,91	18,82	20,42	

Tabulka č. 15

Průměrný odběr Cu pěstovanými plodinami (g/ha) na lokalitě Suchdol

Suchdol								
plodina		rok	kontrola	kal 1	kal 3	NPK	NPK + TK	x
Brambory	hlízy	1997	68,03	61,25	50,48	60,55	44,44	56,95
	hlízy	2006	14,09	17,35	22,23	22,42	20,71	19,36
Pšenice	zrno	1998	13,68	17,56	20,26	19,91	20,42	18,37
	sláma	1998	3,87	2,88	5,88	3,97	4,84	4,29
	Σ		17,55	20,44	26,14	23,88	25,26	
	zrno	2007	14,33	19,19	22,85	30,98	27,07	22,88
	sláma	2007	23,34	17,19	22,7	17,51	29,73	22,09
	Σ		37,67	36,38	45,55	48,49	56,80	
ječmen	zrno	1999	5,34	11,39	14,07	14,34	4,90	10,01
	sláma	1999	2,80	2,72	4,00	4,51	4,81	3,77
	Σ		8,14	14,11	18,07	18,85	9,71	
	zrno	2008	19,91	21,15	21,3	16,02	19,94	19,66
	sláma	2008	1,23	2,33	2,35	3,00	3,88	2,56
	Σ		21,14	23,48	23,65	19,02	23,82	

### 4.3.2. Procentický podíl odebrané mědi

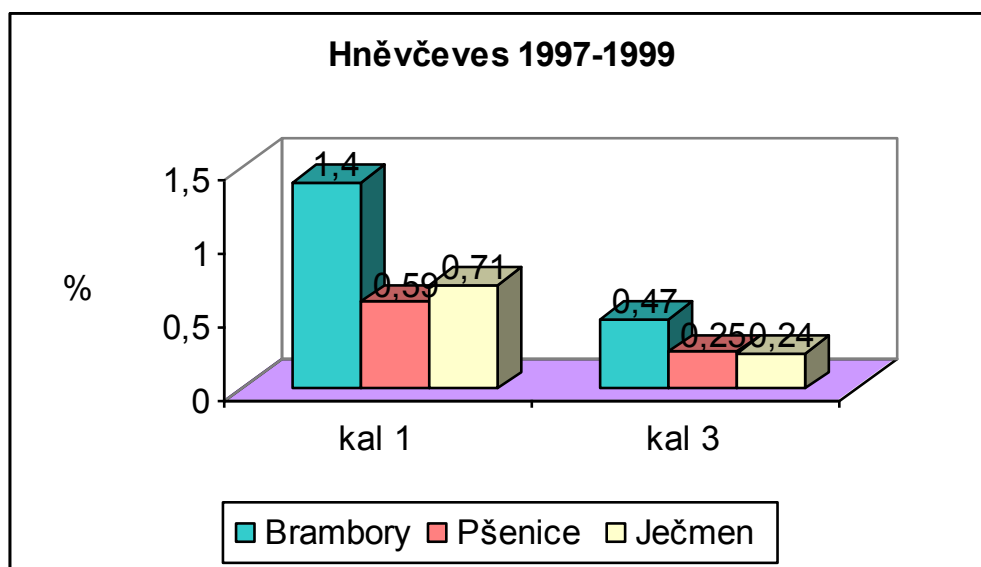
Procentický podíl odebrané mědi vybranými plodinami na různých lokalitách z mědi dodané aplikací čistírenského kalu znázorňují grafy č. 16 - 23. Grafy pro období let 1997 - 1999 vycházejí z jedné dávky kalu za první rotační cyklus, která činila 2262 g/ha Cu a z trojnásobné dávky kalu, která měla průměrný obsah mědi 6787 g/ha. Grafy pro období 2006 - 2008 vycházejí z množství kalu dodaného od začátku pokusu (tedy po 4. aplikaci čistírenských kalů). Dávky kalu pro jednotlivé roky jsou v tabulce č. 7 (viz. kapitola Metodika). Procentický podíl odebrané mědi tedy vychází z průměrných odběrů Cu pěstovanými plodinami (viz. tabulky výše) a z uvedených obsahů mědi v dávkách kalu.

Obě sledovaná období ukázala, že i když dodáváme u hnojiva kal 3 větší množství mědi, oproti kalu 1, podíl mědi odebrané rostlinami je nižší (až na výjimku u lokality Humpolec v letech 2006 - 2008).

V období po první aplikaci čistírenského kalu bylo celkové množství odebrané mědi vyšší než po čtvrté aplikaci čistírenského kalu.

Graf č. 16

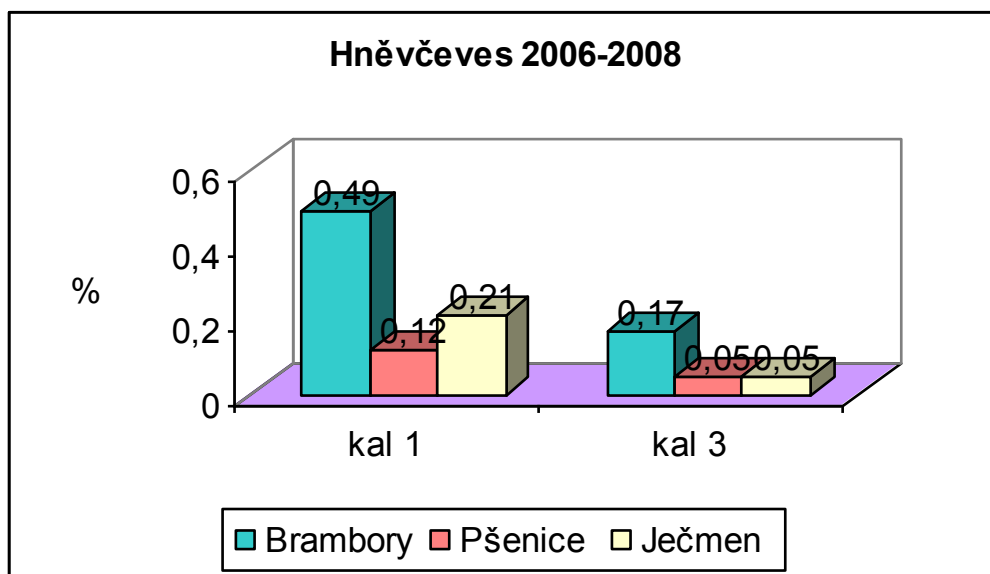
Podíl mědi odebrané rostlinami z mědi dodané aplikací čistírenského kalu za první rotační cyklus v letech 1997 - 1999



Na lokalitě Hněvčeves bylo v prvním období sledování rostlinami celkem odebráno 2,7 % mědi na ploše hnojené kalem 1 a 0,95 % na ploše hnojené kalem 3.

Graf č. 17

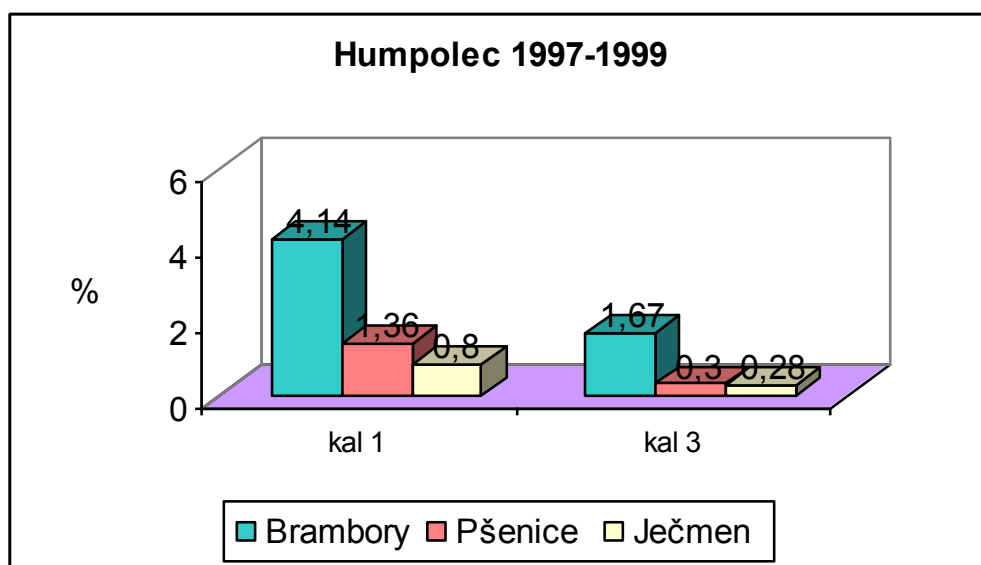
Podíl mědi odebrané rostlinami z mědi dodané aplikací čistírenských kalů za čtyři rotační cykly v letech 2006 - 2008



V druhém období sledování rostliny celkem odebraly 0,82 % Cu při hnojení kalem v základní dávce a 0,27 % kalem 3.

Graf č. 18

Podíl mědi odebrané rostlinami z mědi dodané aplikací čistírenského kalu za první rotační cyklus v letech 1997 - 1999

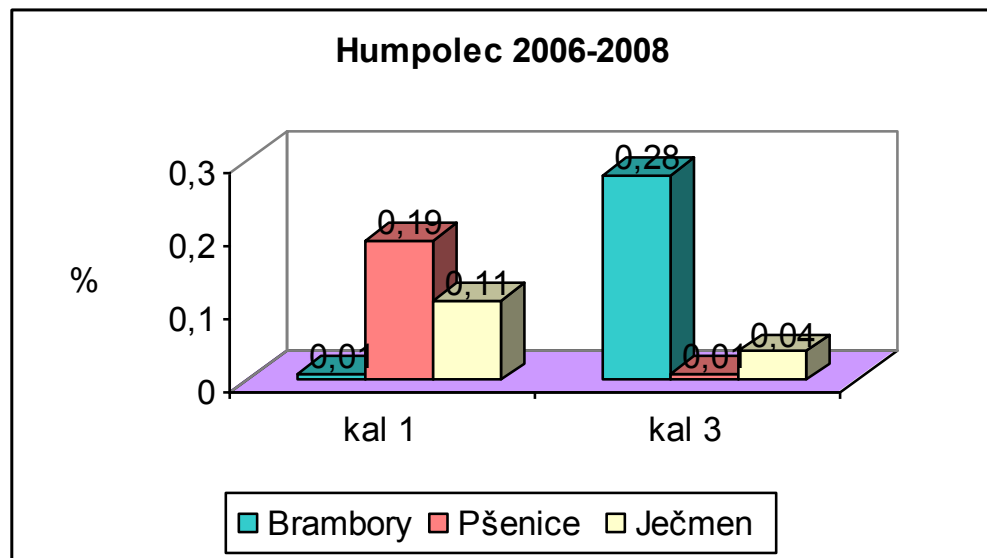


Na lokalitě Humpolec byl odběr rostlinami po základní dávce kalu nejvyšší ze všech lokalit, a to 6,3 % Cu. Při hnojení kalem v trojnásobné dávce v prvním období sledování byl odběr 2,25 % Cu.



Graf č. 19

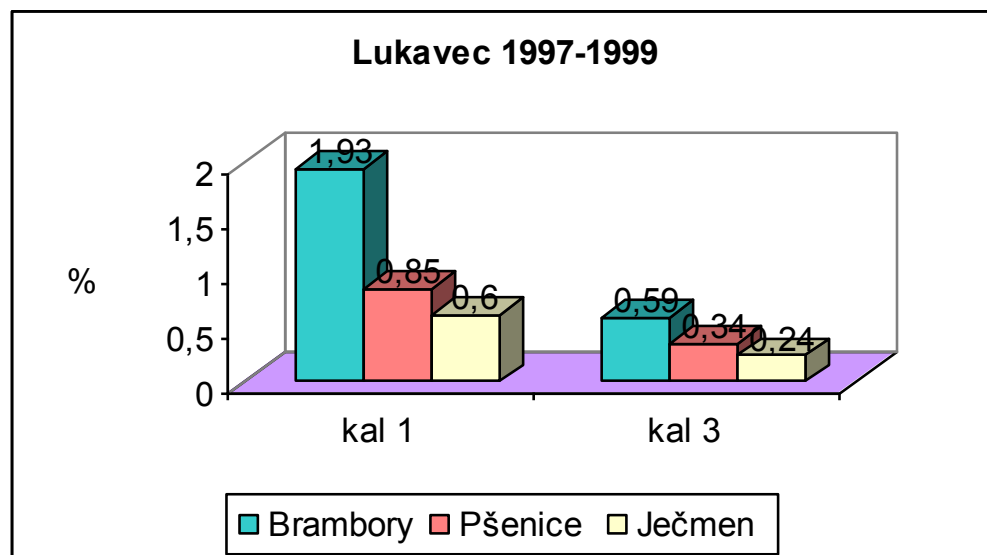
Podíl mědi odebrané rostlinami z mědi dodané aplikací čistírenských kalů za čtyři rotační cykly v letech 2006 - 2008



V druhém období sledování byl odběr rostlinami na lokalitě Humpolec 0,31 % u hnojiva kal 1 a 0,32 % u hnojiva kal 3.

Graf č. 20

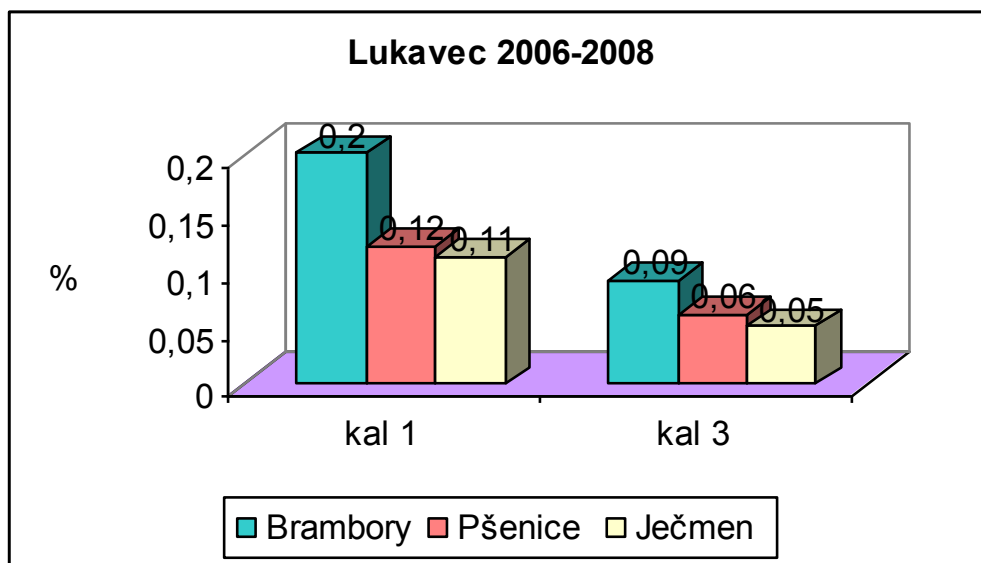
Podíl mědi odebrané rostlinami z mědi dodané aplikací čistírenského kalu za první rotační cyklus v letech 1997 - 1999



Na lokalitě Lukavec v letech 1997 - 1999 bylo rostlinami odebráno 3,38 % Cu na ploše hnojené kalem 1. Při hnojení kalem v trojnásobné dávce bylo rostlinami odebráno 1,17 % Cu.

Graf č. 21

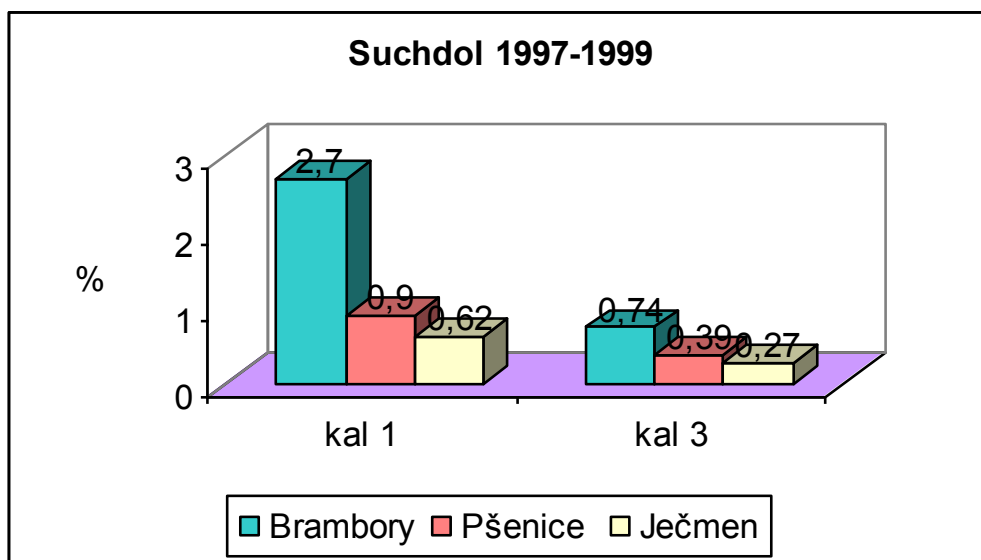
Podíl mědi odebrané rostlinami z mědi dodané aplikací čistírenských kalů za čtyři rotační cykly v letech 2006 - 2008



Ve druhém období sledování na lokalitě Lukavec bylo odebráno 0,43 % Cu při hnojení kalem v základní dávce a 0,19 % při hnojení v trojnásobné dávce kalu.

Graf č. 22

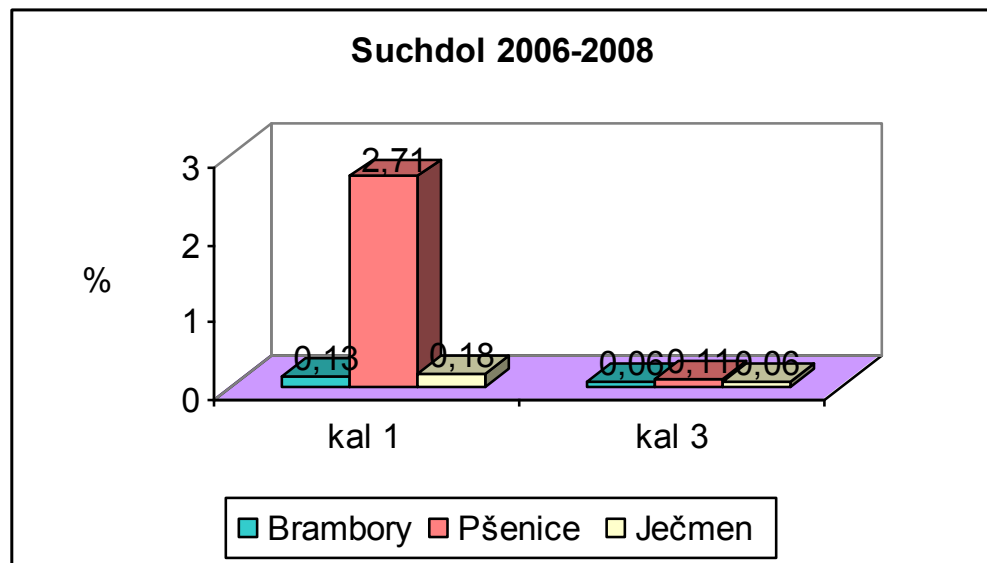
Podíl mědi odebrané rostlinami z mědi dodané aplikací čistírenského kalu za první rotační cyklus v letech 1997 - 1999



Rostlinami odebraný podíl na ploše hnojené čistírenským kalem v základní dávce na lokalitě Suchdol v období 1997 - 1999 činil 4,22 % mědi. Při hnojení kalem 3 tento podíl tvořil 1,4 % Cu.

Graf č. 23

Podíl mědi odebrané rostlinami z mědi dodané aplikací čistírenských kalů za čtyři rotační cykly v letech 2006 - 2008



Ve druhém období sledování bylo odebráno 3,02 % Cu na ploše ošetřené kalem 1 a 0,22 % na ploše ošetřené kalem 3.

## 5. Diskuze

Dle Sponara (2004) jsou čistírenské kaly vhodnou hnojivou látkou vzhledem k poklesu používání minerálních a statkových hnojiv. Jsou alternativními zdroji minerálních a organických látek vyrovnávajících deficit těchto látek v půdě.

Čistírenské kaly jsou bohatým zdrojem organické hmoty, základních živin i stopových prvků a mohou zlepšit fyzikálně - chemické a biologické vlastnosti půdy.

Čermák (2004) tvrdí, že odpadní kaly z ČOV se vyznačují velkou variabilitou fyzikálních, chemických a mikrobiologických vlastností, v závislosti na zdroji a na způsobu úpravy.

Kaly z ČOV mohou tedy obsahovat nežádoucí toxické prvky, persistentní organické látky a patogenní mikroorganismy. Jejich používání v zemědělství může vézt ke kontaminaci životního prostředí a potravního řetězce.

Pro přímou aplikaci kalů na zemědělskou půdu jsou dána jednoznačná pravidla vyhláškou MŽP č.382/2001 Sb., (novel. č. 504/2004 Sb.) O podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě.

Obsah mědi v suchém kalu při aplikaci v roce 2005 překročil limit, který je dle vyhlášky 500 mg Cu .kg<sup>-1</sup>. Limit obsahu mědi (60 mg.kg<sup>-1</sup>) v půdě byl mírně překročen na lokalitách Hněvčeves a Humpolec.

Měď je pro organismus v nízké koncentraci důležitá, ale v nadbytku působí toxicky.

Adriano (2001) zjistil, že optimální množství Cu v buňkách rostlin, které zajišťuje optimální růst je v množství 5 až 20 ppm. Pokud je obsah mědi nižší než 4 ppm, dochází k nedostatku a vyšší obsah než 20 ppm je toxický.

Průměrný obsah mědi v hlízách brambor je asi 6,80 mg.kg<sup>-1</sup> v sušině (Beneš 1994, Vaněk et al., 2002).

Při sledování obsahu mědi v hlízách brambor pokus potvrdil tvrzení Beneše (1994) a Vaňka et al. (2002) pouze na lokalitách Hněvčeves a Humpolec. Obsahy mědi dosahovaly hodnot kolem 7 mg.kg<sup>-1</sup>. Avšak v druhém roce sledování se na těchto stanovištích obsahy mědi v hlízách zvýšily. To mohlo být způsobeno nižším pH a menším obsahem organické hmoty na těchto lokalitách, které zapříčinily uvolňování Cu za delší časové období. Na těchto lokalitách bylo také zaznamenáno vyšší množství mědi v půdě před aplikací kalů a také kal v roce 2005 překročil limity obsahu mědi.

Naopak na lokalitách Lukavec a Suchdol došlo ve druhém sledování k poklesu obsahu mědi oproti prvnímu roku. Obsah mědi se pohyboval v rozsahu 2 - 4 mg.kg<sup>-1</sup> v druhém roce

sledování. To mohlo být způsobeno vyšším poutáním mědi v půdě v důsledku vyššího obsahu organické hmoty v půdě a vyšším pH.

U žádné z variant se neobjevily toxické koncentrace Cu pro pěstované rostliny.

Nejvyšší přípustný limit v hlízách brambor ( $3 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) čerstvé hmoty byl, dle vyhlášky Ministerstva zdravotnictví č. 53/2002 Sb., překročen na lokalitě Humpolec v roce 2006. Po přepočtu sušiny na čerstvou hmotnost obsahovaly hlízy brambor ošetřené kalem v trojnásobné dávce  $3,1 \text{ mg.kg}^{-1} \text{Cu}$ . Na ploše hnojené kalem v základní dávce se hlízy blížily obsahem  $2,8 \text{ mg.kg}^{-1} \text{Cu}$  limitní hodnotě. Je však nutné podotknout, že obsah Cu se stanovoval v neoloupaných hlízách. Je tedy možné, že tento obsah by byl nižší a tedy vyhlášce vyhovující, jelikož udávané množství je pro jedlý podíl, tedy hlízy bez slupek. Obsahy Cu v zrně obilovin limity vyhlášky splňovaly.

Obsahy mědi u pšenice ozimé v našem pokusu nepotvrdily tvrzení Beneše (1994), že průměrný obsah mědi v zrně je asi  $5,23 \text{ mg.kg}^{-1}$  a ve slámě asi  $3,08 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Všechny námi zjištěné hodnoty byly nižší. Průměrný obsah mědi akumulovaný v zrně pšenice ze všech variant a lokalit byl  $3 \text{ mg.kg}^{-1} \text{Cu}$ . Tento obsah potvrdil tvrzení Vaculové a Balounové (2008), že průměrné množství Cu v zrně pšenice ozimé je v rozmezí hodnot  $2,20 - 3,26 \text{ mg.kg}^{-1}$ .

Nejméně mědi akumulovala pšenice na lokalitě Hněvčeves.

Grafy ukázaly, že obsahy Cu byly vyšší v prvním roce sledování oproti druhému. Výjimkou byla sláma na lokalitě Suchdol.

Tvrzení Beneše (1994) při sledování Cu u ječmene jarního také nelze potvrdit. V našem pokusu byly obsahy Cu opět nižší ( $2,1 - 3,8 \text{ mg.kg}^{-1}$  v zrně), než jak uvádí Beneš (v zrně ječmene jarního je  $5,72 \text{ mg.kg}^{-1}$  a ve slámě  $3,04 \text{ mg.kg}^{-1}$ ). Naproti tomu se námi zjištěné obsahy shodují s výsledky Vaculové a Balounové (2008), které tvrdí, že v zrně ječmene jarního je cca  $2,7 - 4,75 \text{ mg.kg}^{-1}$  mědi v závislosti na typu odrůdy.

Singh and Agrawal (2008) dokázali, že vyšší množství mědi bylo přijato rostlinami pěstovanými na kalem hnojené půdě, než v rostlinách pěstovaných na kontrolní variantě. Vyšší dávky kalu (112, 225 a  $450 \text{ t/ha}$  suchého kalu) způsobily rostoucí koncentrace Cu v rostlinách fazolu.

V našem experimentu jsme došli k odlišným závěrům i při výrazně nižších dávkách kalu.

Obsah mědi v plodinách pěstovaných na kontrolní variantě a obsah mědi v rostlinách hnojených, se příliš nelišil. U pěstovaných plodin se neprojevil významný rozdíl mezi variantami kalu v základní dávce a kalu v trojnásobné dávce při hodnocení obsahu Cu. Na lokalitách Hněvčeves a Lukavec u ječmene jarního bylo méně akumulované mědi v zrně na

plochách hnojených kalem 3, a to v obou sledovaných letech. Naproti tomu sláma na těchto stanovištích měla vyšší obsahy Cu po ošetření trojnásobnou dávkou kalu.

Získání jiných výsledků, než jak tvrdí Singh and Agrawal (2008), mohlo být způsobeno tím, že dávky suchého kalu v našem experimentu nebyly tak vysoké (viz. tabulka č. 7), a také byly použity jiné plodiny. Jak tvrdí Tlustoš et al. (2000) množství akumulovaného prvku se liší i podle rostlinného druhu.

Vyšší obsahy mědi na kontrolní variantě mohou být dány množstvím mědi v půdě a jsou také ovlivněny výnosem biomasy.

Rozdílné výsledky v porovnání se studií, kterou vypracovali Singh and Agrawal (2008) mohou být také odůvodněny značnými rozdíly ve složení čistírenských kalů, jak tvrdí Gardiner et al. (1995).

Při hodnocení obsahů mědi u hlíz brambor nebyla potvrzena očekávaná vyšší akumulace Cu u minerálního hnojiva NPK se směsí těžkých kovů oproti organickému hnojení kalem v trojnásobné dávce. Naopak tato varianta vykazovala nižší hodnoty mědi (až na výjimku u stanoviště Lukavec) než kal 3. To mohlo být způsobeno půdními podmínkami. Při aplikaci obou typů hnojiv bylo dodáno stejné množství mědi, ale v jiné formě. Kovy dodané v roztoku jsou pro rostliny snadněji přijatelné. U brambor se toto nepotvrdilo.

Při sledování obsahu mědi u pšenice ozimé a ječmene jarního se prokázalo vyšší množství akumulované mědi v zrně, než ve slámě u obou plodin. U pšenice ozimé v průměru o 60 % a u ječmene jarního v průměru o 55 %.

To také potvrzují zjištění Kabaty - Pendias and Pendias (2001) a Chandry et al. (2009), že více mědi se akumuluje v semenech obilnin.

Na všech lokalitách se projevilo téměř stejné množství akumulované mědi u kalu v trojnásobné dávce ve srovnání s hnojivem NPK se směsí těžkých kovů, a to u zrna i u slámy pšenice ozimé. U ječmene jarního bylo množství akumulované mědi ve slámě téměř srovnatelné pro oba typy hnojiv u všech lokalit. Při hodnocení obsahů Cu v zrně bylo vidět, že dosahovaly (ve většině případů) vyšších hodnot hnojiva NPK s kovy.

Výnosová odezva na různé systémy hnojení byla odlišná v závislosti na pěstované plodině a půdně - klimatických podmínkách stanovišť. Nejvyšších průměrných výnosů sušiny biomasy bylo dosaženo u pšenice ozimé, zejména pak na lokalitě Hněvčeves.

U obilnin na lokalitách Humpolec a Lukavec se projevily nejvyšší výnosy u hnojení minerálními hnojivy, dále v pořadí bylo hnojení kalem v trojnásobné a následně v základní dávce.

Dále z pokusu vyplynulo, že hnojené plodiny čistírenským kalem dosahovaly vyšších výnosů než na neošetřené kontrolní variantě. To potvrzuje výsledky Tlustoše et al. (2000), že po přidavku kalů narostl výnos biomasy na většině testovaných půd.

Při zhodnocení průměrných výnosů u hlíz brambor ze všech variant hnojení byly v prvním roce sledování nejnižší výnosy na lokalitě Hněvčevě a v druhém roce sledování na lokalitě Suchdol. V tomto případě mohly mít nejvyšší vliv na výnos klimatické podmínky.

Po intenzivním hnojení kalem 3 (trojnásobnou dávkou) bylo dosaženo téměř stejných výnosů jako po aplikaci základní dávky kalu. U hlíz brambor byl výnos vyšší po aplikaci kalu 3.

Trojnásobná dávka čistírenského kalu nebyla z hlediska výnosů efektivní.

To je v rozporu se zjištěním Hýblerové (2005), že stupňované dávky kalů se podílely na nárůstu biomasy topolů. Zásobením živinami bylo dostatečné. Získání rozdílných výsledků mohlo být způsobeno odlišným druhem pěstovaných plodin, různým složením čistírenských kalů, či různými klimatickými a půdními podmínkami.

V prvním roce sledování u hlíz brambor byly průměrné výnosy nižší na plochách hnojených NPK a NPK s těžkými kovy oproti hnojení s kaly. Ve druhém období byl průměrný výnos hlíz naopak vyšší z pozemků, které byly hnojeny minerálními hnojivy. To mohlo být ovlivněno nadlimitním množstvím mědi v čistírenském kalu aplikovaném ve čtvrtém rotačním cyklu a také přímým pěstováním brambor po aplikaci kalu.

Zde se potvrdilo tvrzení Mantovi et al. (2005), že použití čistírenských kalů v běžných dávkách (cca 5 t sušiny. ha<sup>-1</sup> rok<sup>-1</sup>) může nahradit hnojení minerálními hnojivy, neboť dává obdobné výnosy plodin. Avšak vyšší dávky kalu způsobují nadměrnou zásobu dostupného dusíku, která může vést k poléhání pšenice a snížení kvality zrna.

Z hlediska odběru mědi rostlinami z půdy se nejvíce osvědčily brambory. Důvodem vyššího odběru oproti pšenici a ječmenu může být opět vliv přímé aplikace čistírenského kalu vždy před pěstováním brambor. Pšenice ozimá byla pěstována ve druhém roce a ječmen jarní až ve třetím roce po aplikaci kalu. Odběr mědi je tedy dán jednak výnosem biomasy pěstovaných plodin, ale také akumulovaným množstvím v dané plodině. U brambor se hodnotily pouze hlízy, kdežto u obilnin sláma i zrno. Lze tedy předpokládat, že odběr by se ještě zvýšil v případě brambor (uvažovali bychom i obsahy mědi v nati).

Při porovnání obilnin bylo dosaženo vyššího odběru zrnem oproti slámě, a to u pšenice i u ječmene.

Při hodnocení podílu odebrané mědi rostlinami jsem vycházela z množství mědi dodané aplikací kalů.

Obě sledovaná období ukázala, že i když dodáváme do půdy větší množství mědi (trojnásobnou dávkou kalu), podíl mědi odebrané rostlinami je nižší oproti kalu v základní dávce. Celkový podíl odebrané mědi rostlinami se lišil dle charakteristik stanoviště. V prvním sledovaném období byl podíl odebrané mědi nejvyšší na lokalitě Humpolec (při hodnocení hnojení kalem 1). To mohlo být ovlivněno hodnotou pH půdy. Jak tvrdí Adriano (2001), že měď je nejvíce dostupná rostlinám pod pH 6. Na této lokalitě bylo zjištěno pH 4,5 před první aplikací kalu. Ve druhém hodnoceném sledu už tato lokalita nevykazovala nejvyšší podíl odběru, ten byl naopak nalezen na lokalitě Suchdol. To mohlo být způsobeno jednak nárůstem aplikované mědi kalem v druhém roce sledování nebo také změnou půdních podmínek, jak uvádí Smith (1996), že může dojít ke zlepšení fyzikálních vlastností půd, jako výsledek aplikace organického materiálu do půdy, obsaženého v čistírenském kalu. A dále jak tvrdí Alloway and Jackson (1991) organická hmota je velmi důležitým adsorptivním médiem pro stopové prvky v půdě.



## 6. Závěr

Čistírenské kaly můžeme považovat za problematický odpad nebo je můžeme využít jako kvalitní a efektivní hnojivo, ovšem za předpokladu, že se vyhneme všem rizikům, která při aplikaci kalů na zemědělskou půdu mohou být způsobena. Jednak kontaminací půdy, vody a v důsledku toho ohrožení zdraví lidí a zvířat. Proto se vliv na prostředí neustále zkoumá. Na ČZU probíhá už několik let pokus, který se zabývá vlivem těžkých kovů obsažených v aplikovaném kalu na pěstované rostliny.

Z výsledků pokusu, kterým jsem se zabývala, lze říci, že čistírenský kal se osvědčil jako hnojivo.

Hnojené plodiny čistírenským kalem dosahovaly vyšších výnosů na všech sledovaných lokalitách, než na neošetřené kontrolní variantě.

Při srovnání obsahu mědi v plodinách pěstovaných na kontrolní variantě s ostatními variantami hnojení se neprojevil rozdíl.

Při intenzivním hnojení trojnásobnou dávkou kalu nebyl obsah mědi v rostlinách významně vyšší oproti kalu v základní dávce. Lze tedy předpokládat, že Cu kalem dodaná zůstala v půdě.

Trojnásobná dávka čistírenského kalu nebyla z hlediska výnosů ani obsahu Cu efektivní.

Pokus dále prokázal, že množství akumulovaného prvku závisí na druhu rostlin.

Při sledování obsahu mědi u obilnin se více mědi akumulovalo v zrně než ve slámě.

Z hlediska odběru mědi rostlinami z půdy se nejvíce osvědčily brambory.

U obilnin bylo dosaženo vyššího odběru zrnem oproti slámě.

Porovnáním hnojiva NPK s kalem 1 bylo více mědi odebráno hlízkami hnojenými organickým hnojivem. Obilniny reagovaly opačně.

Sledováním podílu odebrané mědi z množství dodaného aplikací kalů se ukázalo, že i když dodáváme u hnojiva kal 3 větší množství mědi, oproti kalu 1, podíl mědi odebrané rostlinami je nižší.

Na závěr bych chtěla citovat autory Kafku a Punčochářovou (2002): „Kovy jsou v životním prostředí doslova všudypřítomné. Člověk kovy ani nestvořil, ani je nemůže chemicky destruovat. Může však významně přispět jak k jejich zvýšené mobilitě v životním prostředí, tak k jejich lokální akumulaci v určitých částech zemského ekosystému“.

Ačkoliv se tedy zdá být aplikace čistírenských kalů na zemědělskou půdu velmi výhodná, je třeba dbát vysoké opatrnosti. Je třeba si uvědomit, že čistírenské kaly jsou velmi rozličné ve složení. Mohou být vhodným zdrojem živin a mohou nahradit minerální hnojiva,

ale mohou také obsahovat velké množství kontaminantů. Proto je třeba dodržovat stanovené limity a podmínky jejich použití. Je třeba zvážit vlastnosti půdy, které budou vhodné pro jejich aplikaci a vhodné plodiny, které se na ní budou pěstovat.

## 7. Seznam literatury

Adriano, D., C., (2001): Trace elements in terrestrial environments, Springer-Verl. New York Inc. USA, 867 s.

Alloway, B. J., Jackson, A. P., (1991): The behaviour of heavy metals in sewage sludge-amended soils, The Science of the Total Environment, 100, 151-176.

Balík, J., Pavlíková, D., Hlušek, J., Provazník, K., (2004): Zdroje rizikových prvků v životním prostředí, Sborník přednášek z odborného semináře Racionální použití hnojiv, Praha, 22-29.

Balík, J., Tlustoš, P., Pavlíková, P., (2000): Efektivnost a rizikovost použití čistírenských kalů při hnojení rostlin, Sborník přednášek z odborného semináře Půdní úrodnost, Brno, 34-37.

Bencko, V., Cikrt, M., Lener, J., (1995): Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka, Grada Publishing, Praha, 282 s.

Beneš, S., (1994): Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí, 2. část, Praha, 159 s.

Cibulka, J. et al. (1991): Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře, 1. vydání, Nakladatelství Academia, 432 s.

Časová, K., Černý, J., Niňaj, M., Tlustoš, P., Balík, J., (2006): Vliv různých systémů hnojení na výnos plodiny, Sborník z 12. konference Racionální použití hnojiv, Praha, 84-88.

Čermák, P., (2004): Perspektivy a rizika použití kalů ČOV z pohledu ÚKZUZ, Sborník semináře Kaly z čistíren odpadních vod, Pardubice-Semtín, 21-25.

Dohányos, M., (2004): Kaly z ČOV-Strategie nakládání s čistírenskými kaly. Odpadové fórum 5, 8-11.

Dohányos, M., (2006): Konference Kaly a odpady, VUT v Brně, 10-19.

Gao, S., Walker, J. W., Dahlgren, R. A., Bold, J., (1997): Simultaneous sorption of Cd, Cu, Ni, Zn, Pb, and Cr on soils treated with sewage sludge supernatant, *Water, Air and Soil Pollution*, 93, 331- 345.

Gardiner, D. T., Miller, R. W., Badamchian, B., Azzari, A. S., Sisson, D. R., (1995): Effects of repeated sewage sludge applications on plant accumulation of heavy metals, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 55, 1-6.

Hartman, M., Pohořelý, M., Trnka, O., (2006): Chemická a palivová charakteristika anaerobně stabilizovaného čistírenského kalu a jeho popela, *Chem. Listy* 100, 813-820.

Hýblerová, K., (2005): Hnojivé účinky čistírenských kalů pro topoly, ISSN: 1801-2655, [online], [cit.2009-02-09], Dostupné z <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/hnojive-ucinky-cistirenskych-kalu-pro-topoly>>.

Chaney, R. L., Malk, M., Li, Y.M., Brown, S. L., Angle, J. S., Baker, A. J. M., (1997): Phytoremediation of soil Metals, *Current Opinion in Biotechnology* 8, 279-284.

Chandra, R., Bharagava, R. N., Yadav, S., Mohan, D., (2009): Accumulation and distribution of toxic metals in wheat (*Triticum aestivum* L.) and Indian mustard (*Brassica campestris* L.) irrigated with distillery and tannery effluents, *Journal of Hazardous Materials*, 162, 1514-1521.

Jůzl, M., Zrůst, J., Hlušek, J., (2008): Rizikové látky v bramboru (*Solanum tuberosum* L.) a ve výrobcích z hlíz, 1. vydání, Brno, 139 s.

Kabata-Pendias, A., Pendias H. (2001): Trace elements in soils and plants, 3rd edition, CRC Press LLC, 413 s.

Kafka, Z., Punčochářová, J., (2002): Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita, *Chem. Listy*, 96, 611-617.

Luptáková, A., Kaduková, J., (2002): Možnosti biologického odstraňování medi z odpadných vŕd. *Chem. Listy* 96, 805-808.

Mader, P., Čurdová, E., (1997): Metody rozkladu biologických materiálů pro stanovení stopových prvků. Chem. Listy 91, 227-236.

Makovníková, J., (2000): Distribúcia kadmia, olova, medi a zinku v póde a jej hodnotenie so zreteľom na potenciály a bariéry transportu kovov do rastlín, Bratislava, 126 s.

Mantovi, P., Baldoni, G., Toderi, G., (2005): Reuse of liquid, dewatered, and composed sewage sludge on agricultural land: effects of long-term application on soil and crop, Water Research, 39, 289-296.

Matějů, L., Šounová, M., Balík, J., (2003): Mikrobiologické parametry kalů, Sborník semináře Kaly z čistíren odpadních vod, Pardubice-Semtín, 26-30.

Mathur, S.P., and Levesque, M. P., (1983): Soil Sci 135, 166-176.

Michalová, M., (2005): Možnosti a způsoby využití kalů a sedimentů z ČOV-Kaly z komunálních ČOV-výstupy z řešení projektu VaV/720/4/02, sborník z konference Komunální odpady a kaly z čistíren odpadních vod, Praha, 50-56, [online], [cit. 2009-03-18], Dostupné z <<http://www.ireas.cz/download/publikace/pub028.pdf>>.

Michalová, M., (2008): Možnosti využití kalu z komunálních ČOV v zemědělství v ČR z hlediska novely směrnice Rady č. 86/278/EC, konference Kaly a odpady, Bratislava, 137-144, [online], [cit.2009-03-18], Dostupné z <<http://kchbi.chtf.stuba.sk/cevoze/doc/Postre%20KaO%202008.pdf>>.

Nagar, R., Sarkar, D., Datta, R., (2006): Effect of Sewage Sludge Addition on Soil Quality in Terms of Metal Concentrations. Environmental Contamination and Toxikology, 76, 823-830.

Palazzo, A. J., Reynolds, C. M., (1991): Long-term changes in soil and plant metal concentrations in an acidic dredge disposal site receiving sewage sludge, Water, Air and Soil Pollution, 57-58, 839-848.

Richter, R., (2004): Biogenní prvky, poslední aktualizace 27.01.2004, [on-line], [cit. 2008-10-14], dostupné z <<http://www.af.mendelu.cz>>.

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

Sirotková, D., (2004): Právní předpisy pro nakládání s čistírenskými kaly a jejich působení v praxi, *Sborník semináře Kaly z čistíren odpadních vod, Pardubice- Semtín*, 5-8.

Singh, R.P., Agrawal, M., (2008): Potencial benefits and risks of land application of sewage sludge, *Waste Management*, 28 (2), 347- 358.

Smith, S. R., (1996): *Agricultural Recycling of Sewage Sludge and the Environment*, CAB International, Wallington, UK, 382 s.

Sponar, J., (2004): Praktické poznatky k nakládání s kaly na Jižní Moravě, *Sborník semináře Kaly z čistíren odpadních vod, Pardubice-Semtín*, 9-15.

Stadelmann, F.X., Külling, D., Berger, U., (2002): Sewage sludge: Fertilizer or waste?, *EWAG news*, 53, s. 9-11, [on-line], [cit.2008-10-14], dostupné z [http://www.eawag.ch/publications/eawagnews/www\\_en53/en53e\\_screen/en53e\\_stadelm\\_s.pdf](http://www.eawag.ch/publications/eawagnews/www_en53/en53e_screen/en53e_stadelm_s.pdf).

Száková, J., Mader, P., (2004): Základní metody rozkladu nadzemních částí vyšších rostlin pro stanovení obsahu vybraných esenciálních prvků (Ca, K, Mg, P, B, Co, Cu, Fe, Mn, Mo a Zn), *Chem. Listy* 98, 388-395.

Száková, J., Tlustoš, P., Koliňová, D. (2005): Použití instrumentálních analytických technik pro stanovení rizikových prvků v zemědělských materiálech, *ČZU Praha*, 48 s.

Tlustoš, P., Balík, J., Pavlíková, D., Száková, J., Kaewrahun, S., (2000): The accumulation of potentially toxic elements in spinach biomass grown on nine soils treated with sewage sludge, *Rostlinná výroba*, 46, 9-16.

Tlustoš, P., Sánka, M., Balík, J., Pavlíková, D., (1999): Kvalita zemědělských produktů po aplikaci čistírenských kalů, *Sborník z konference Racionální použití hnojiv, Praha*, 54-61.

Trebichavský, J., Havrdová, D., Blohberger, M., (1998): Toxické kovy, 1.vydání, Kutná Hora, 509 s.

Vaculová, K., Balounová, M., (2008): Obsah minerálních látek v zrně obilovin, Obilnářské listy, Kroměříž, 16(2), 41-49.

Vácha, R., (2004): Organické polutanty v půdách ČR, Sborník přednášek z odborného semináře Racionální použití hnojiv, Praha, 48-54.

Vaněk, V., Balík, J., Pavlíková, D., Tlustoš, P., (2002): Výživa a hnojení polních a zahradních plodin, 3. vydání, Praha, 132 s.

Vaněk, V., Pavlíková, D., Kolář, L., Hlušek, J., (2004): Stopové prvky ve výživě rostlin a jejich vliv na rostlinnou produkci, Sborník přednášek z odborného semináře Racionální použití hnojiv, Praha, 12-21.

Vyhláška Ministerstva zdravotnictví č.53/2002 Sb., kterou se stanoví chemické požadavky na zdravotní nezávadnost jednotlivých druhů potravin a potravinových surovin, podmínky použití látek přídatných, pomocných a potravních doplňků.

Vyhláška MŽP ČR č.382/2001 Sb., novel. č. 504/2004 Sb., o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě.

Zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech.