

## THE CADMIUM INTAKE OF SELECTED LEGUMES IN MODEL CONDITIONS

*Ľuboš Harangozo, Radovan Stanovič, Július Árvay, Pavol Trebichalský*

### ABSTRACT

The work is to evaluate the extent of risk transfer of heavy metals from soil burdensome to their different levels of consumption of selected parts of the crop. The goal to be achieved in conditions of simulated vegetation pot experiments. To implement the experiment, we used the agricultural soil of land site Výčapy - Opatovce. The experiments use two types of leguminous plants: *Faba beans (Faba vulgaris M.)*, a variety MERLIN lentil dishes (*Lens esculentum*) variety NELKA. In one experimental tank was weighed 5 kg of soil mixed with 1 kg of silica sand, and the bottom of the container we put a small drainage layer of gravel. Within each container, we applied the calculated dose of the basic fertilizer, as well as various amounts of soluble salts of cadmium observed. Crops are harvested when fully ripe and the wet mineralization of plant samples was determined by heavy metals AAS method for device VARIAN 240FS. Significant ratio of cadmium is in the aboveground biomass of the legumes. Lentils take into aboveground biomass much more cadmium than faba beans. The cadmium content in the first two variants is significantly lower than in the next two in both crops. We may conclude that the faba beans, and lentils to accumulate an increased amount of cadmium in soil in a relatively large amount of seeds. Although it is clear that *Faba bean* received cadmium content was compared with more lentils.

Due to the significant accumulation of Cd by plants lentils and excessive production of the aboveground biomass is potentially usable lens as phytoremediation crop recovery for metallic polluted soils.

**Keywords:** *Faba beans*, lentils, heavy metals, cadmium, plants

### ÚVOD

Kontaminácia nášho životného prostredia sa v poslednej dobe stala jedným z hlavných spoločenských problémov. Zhoršený stav životného prostredia s rozličným stupňom devastácie v jednotlivých regiónoch sa podieľa na strednej dĺžke života, zdravotnom stave obyvateľstva, genofonde hospodársky významných i voľne žijúcich druhov rastlín a živočíchov.

Medzi cudzorodé látky, ktorých je veľké množstvo, patria aj ťažké kovy. Pomerne široké použitie ťažkých kovov v rôznych oblastiach ľudských aktivít vedie k ich akumulácii v pôde, v prachových časticách, v pevných odpadoch ako i v odpadovej vode.

Potreba stanovenia obsahov rizikových stopových prvkov v pôdach vyplýva z ich toxicity pre rastliny a prostredníctvom následného vstupu do potravinového reťazca aj pre ďalšie živé organizmy. Tieto prvky sa v pôdach vyskytujú v rôznych koncentráciách a v rôznych formách. Rôzny je však aj pôvod a zdroj. Rovnako dôležitý je ich obsah v prirodzených geochemických anomáliách ako aj v oblastiach, v ktorých je zvýšený obsah ťažkých kovov spôsobený lokálnym, regionálnym alebo globálnym prenosom emisií z rôznych antropických aktivít (priemysel, energetika, doprava, poľnohospodárstvo).

#### Kadmium

Od objavu "Itai-Itai" choroby v Japonsku v roku 1950 si neziaduče účinky kadmia na ľudské zdravie prostredníctvom spotreby kadmium kontaminovanej ryže získali veľkú pozornosť. Boli vykonané rozsiahle výskumy ohľadom environmentálnej toxicity kadmia v kontaminovaných pôdach a vodách (Wu et al., 1992; Zhou, 1995; Ned et al., 2001; Ghosal a Kavirádž, 2002)

a (Evangelou et al., 2004). Značná časť výskumu sa zaoberala aj vplyvom kadmia na plodiny a iné poľnohospodárske rastliny (Zhou a Gao, 1994; Zhou a Gao, 1994b; Cheng a Zhou, 2002; Kukier a Chaney, 2002; Selvi et al., 2003 a Wang a Zhou, 2005).

Kadmium je rozšírené v pôde, vode a v atmosfére. Je uvoľnené do životného prostredia z vykurovacích systémov, hutí, zo spaľovní odpadov, z mestskej premávky, cementárni, a vyskytujú sa ako kontaminanty fosforečných hnojív (Di Toppi a Gabrielli, 1999; Benavides et al., 2005 a Gratão et al., 2005). Kadmium je známy inhibítor v biologických procesoch. Tento ión nemá pravdepodobne žiadnu biologickú funkciu (Nursita et al., 2009), ale jeho prítomnosť vo vode a pôde, a to aj pri nízkych koncentráciách, je závažný environmentálny problém a môže spôsobiť vážne zdravotné problémy, ako je odvápnenie, arteriálna hypertenzia a anémia (Ikeda et al., 1999 a Shiwen et al., 1990). Kadmium je nefrotoxické, môže ovplyvniť kosti, môže vyvolať rakovinu a má estrogénové účinky (Järup a Akesson, 2009).

Kadmium sa dostáva do pôdy atmosférickou depozíciou, aplikáciou kalov z čistiarní odpadových vôd, kompostov a priemyselných hnojív. Kadmium ako kation sa dobre sorbuje hlavne v ornícnom horizonte pôdy. Mobilita sa zvyšuje so stúpajúcou hodnotou pH, hnojením fyziologicky kyslými hnojivami a pri nízkom obsahu organickej hmoty v pôde (Kozák, Jehlička, 1992). Pohyblivosť sa zvyšuje aj tvorbou komplexov Cd s anorganickými a organickými ligandami, ktorých stabilita závisí najmä od hodnoty pH. Významná konkurencia iónov, napríklad kadmium môže zastúpiť

zinok v niektorých enzymatických systémoch, ktoré sa takto aktivujú (Cibuľka, 1991).

Bolo potvrdené, že nárast obsahu Pb v koreňoch rastlín sa prejavuje zvyšovaním príjmu Cd (Zaujec, 1999).

Rastliny podľa akumulácie kadmia možno rozdeliť do troch skupín (Cibuľka, 1991): 1.s nízkou akumuláciou kadmia, napr. Leguminosea 2.so strednou akumuláciou kadmia, napr. Graminae, Cucurbitaceae 3.s vysokou akumuláciou kadmia, napr. Solanaceae, Cruciferae. Podľa Beneša (1994) väčšina rastlín dobre toleruje zvýšené obsahy kadmia v pôde (paradajky, zemiaky). Citlivé plodiny reagujú negatívne na koncentráciu Cd v pôde 4 – 13 mg.kg<sup>-1</sup> (špenát, sója, tabak), ktorá je však z hygienického hľadiska veľmi vysoká. Vyššie koncentrácie kadmia v pôde inhibujú príjem Ca<sup>2+</sup> a Mg<sup>2+</sup> rastlinami. Rastliny sa môžu vysporiadať s prebytkom kadmia zadržiavaním prebytočných iónov v koreňoch alebo na hraniciach metabolicky dôležitých orgánov, znížením aktivity prebytočných iónov a ich prevodom na fyziologicky inertné formy, prípadne vytváraním alternatívnej reakcie výmeny, menej citlivej na pôsobenie kadmia.

Okrem toho, že kadmium je intenzívne akumulované v koreňových tkanivách, podlieha ľahko transportu v rastline a dostáva sa do všetkých orgánov. Obzvlášť sa Cd v porovnaní a inými ťažkými kovmi akumuluje v zrne (Zaujec, 1999).

Ukladanie kadmia a jeho rozdelenie v orgánoch rastlín má jasne akropetálny charakter: korene > stebľa > listy > plody (semená). Najviac kadmia koreňová a skleníková zelenina. Koncentrácia kadmia vzrastá takto: ovos < pšenica < bôb < hrach < slnečnica < kukurica < reďkovka < rajčiaky < mrkva < šalát (Kočík, 1995).

## MATERIÁL A METODIKA

Cieľom práce je zhodnotenie miery transferu kadmia z pôdy zaťažujúcej jeho rôznymi hladinami do konzumných častí vybraných plodín. Stanovený cieľ sme dosiahli v simulovaných podmienkach vegetačných nádobových pokusov, ktoré sme realizovali v areáli našej univerzity vo vegetačnej kletke. Na realizáciu experimentu sme použili poľnohospodársky využívanú pôdu z lokality Výčapy – Opatovce. V pokusoch sme použili dva druhy strukovín: bôb obyčajný (*Faba vulgaris M.*), odroda MERLIN a šošovica jedlá (*Lens esculentum*), odroda NELKA.

### Pôda

Pred založením vegetačného nádobového pokusu sme v pôde uskutočnili všetky potrebné analýzy. Stanovili sme pôdnu reakciu, obsah dusíka podľa Kjeldahla, obsah fosforu, draslíka a horčíka podľa Mehlich II. Následne sme stanovili aj obsah ťažkých kovov vo výluhu zmesi

**Tabuľka 4** Obsah ťažkých kovov v pôde (Výčapy-Opatovce) stanovených vo výluhu zmesi kyselín HCl a HNO<sub>3</sub> (rozklad lúčavkou kráľovskou) (mg.kg<sup>-1</sup>)

	Fe	Mn	Zn	Cu	Co	Ni	Cr	Pb	Cd
<b>pôda</b>	25500	621,2	52,4	45,8	15,0	31,6	31,8	22,2	0,9
<b>220/2004 lim. hodnota</b>	---	---	150	60	15	50	70	70	0,7

kyselín HCl a HNO<sub>3</sub> (rozklad lúčavkou kráľovskou) a vo výluhu v HNO<sub>3</sub> o c = 2 mol.dm<sup>-3</sup>.

Na základe hodnôt sme následne vypočítali dávku základného hnojenia (NPK), a to dusíka vo forme močoviny, fosforu vo forme superfosfátu a draslíka vo forme draselnej soli, ako aj množstvo vodorozpustnej soli kadmia potrebnej na simulovanie rôznej metallickej záťaže pôdy.

Do jednej pokusnej nádoby sme navázili 5 kg záujmovej pôdy premiešanej s 1 kg kremičitého piesku, pričom na dno nádoby dávame malú drenážnu vrstvu štrku. Do každej nádoby sme aplikovali vypočítané dávky základného hnojenia, ako aj rôzne množstvá Cd(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>.

**Tabuľka 1** Varianty experimentov

Varianty	Hnojenie
<b>A</b>	NPK
<b>B</b>	NPK + 5 násobok hygien. limitu kovu
<b>C</b>	NPK + 10 násobok hygien. limitu kovu
<b>D</b>	NPK + 15 násobok hygien. limitu kovu

Plodiny sme zberali v čase plnej zrelosti a po mineralizácii rastlinných vzoriek mokrou cestou sme stanovili obsah kadmia metódou AAS na prístroji VARIAN 240FS.

## VÝSLEDKY A DISKUSIA

### Pôda

Charakteristiku v pokuse použitej pôdy udáva tabuľka 2 a 3.

**Tabuľka 2** Charakteristika použitej pôdy

Humus %	C <sub>ox</sub> %	pH (H <sub>2</sub> O)	pH (KCl)	N mg.kg <sup>-1</sup>
2,633	1,527	5,98	4,36	2975

Pôda z lokality Výčapy - Opatovce mala extrémne kyslú pôdnu reakciu a bola stredne humózna.

**Tabuľka 3** Charakteristika použitej pôdy

P mg.kg <sup>-1</sup>	K mg.kg <sup>-1</sup>	Ca mg.kg <sup>-1</sup>	Mg mg.kg <sup>-1</sup>
19,86	212,5	1459	265

Vyznačovala sa veľmi malým obsahom fosforu, dobrým obsahom draslíka a vysokým obsahom horčíka.

Obsah ťažkých kovov v danej pôde udávajú tabuľky 4 a 5. Všetky obsahy ťažkých kovov boli pod maximálnymi prípustnými množstvami podľa zákona 220/2004 okrem kadmia, ktoré prekračovalo limitnú hodnotu o 22,3 %.

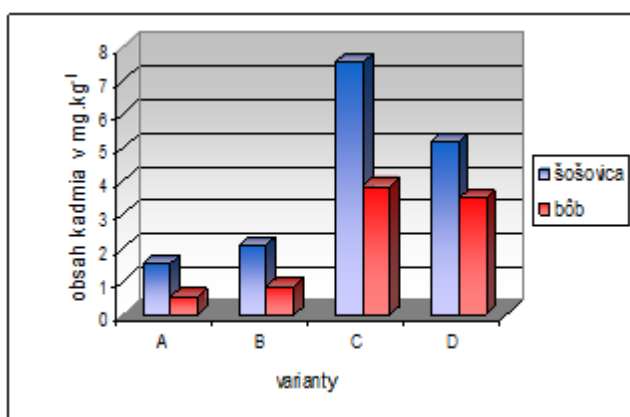
Obsah kobaltu bol na úrovni hygienického limitu. Pôdna obsah rizikového prvku stanovený v extrakte HNO<sub>3</sub>

Tabuľka 5: Obsah ťažkých kovov v pôde (Výčapy-Opatovce) stanovených vo výluhu HNO<sub>3</sub> o c= 2 mol.dm<sup>-3</sup> (mg.kg<sup>-1</sup>).

	Fe	Mn	Zn	Cu	Co	Ni	Cr	Pb	Cd
pôda	894	141	5,34	9,12	1,84	6,38	1,92	8,88	0,22
531/94 A <sub>1</sub>	--	--	40	20	--	10	10	30	0,3

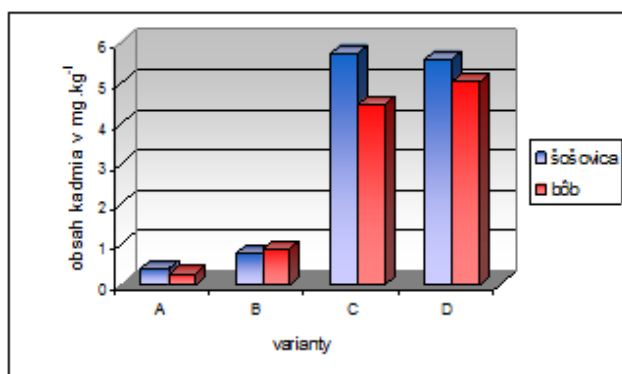
(c= 2 mol.dm<sup>-3</sup>) predstavuje obsah jeho potenciálne mobilných foriem v pôde. Referenčná hodnota A1 určená týmto legislatívnym nariadením zodpovedá požadovanej hodnote obsahu daného rizikového prvku v pôde.

V nasledujúcich obrázkoch udávame vzájomné porovnanie prijatého obsahu kadmia v sledovaných plodinách v ich nadzemnej biomase a konzumných častiach.



Obrázok 1 Obsah kadmia v nadzemnej biomase bôbu obyčajného a šošovice jedlej v mg.kg<sup>-1</sup>

Výraznejší pomer k príjmu kadmia je pri nadzemnej biomase daných strukovín. Šošovica prijala do nadzemnej biomase oveľa väčšie množstvo kadmia ako bôb. Najvyšší obsah kadmia bol stanovený vo variante C u oboch plodín, zvýšenie predstavovalo u šošovice 5-násobok a u bôbu 7-násobok v porovnaní s kontrolným variantom A. Pri ešte vyššom prídavku kadmia v nasledovnom variante nastal



Obrázok 2 Obsah kadmia v semenách bôbu obyčajného a šošovice jedlej v mg.kg<sup>-1</sup>

pokles jeho obsahu v nadzemnej biomase oboch plodín.

Obsah kadmia v prvých dvoch variantoch je podstatne nižší ako v dvoch nasledujúcich u oboch plodín. Možno teda konštatovať, že bôb, aj šošovica kumulujú pri

zvýšenom množstve kadmia v pôde pomerne značné množstvo do semena. Aj keď je zrejme, že prijatý obsah kadmia bôbom bol v porovnaní so šošovicou väčší; nárast obsahu kadmia v semene bol u šošovice 14-násobne vyšší ako v kontrolnom variante. Zvýšenie obsahu kadmia v semenách bôbu bolo 17-násobné v porovnaní s kontrolným variantom.

Porovnaním obsahu kadmia v nadzemnej biomase bôbu vo variante D s obsahom kadmia v semenách bôbu vo variante D bola potvrdená štatistická významná negatívna korelácia (p <0,05). Pri variantoch šošovice nebola zistená žiadna štatisticky významná korelácia.

Prídavok kadmia do pôdy vo variante B a D mal štatisticky významný vplyv na obsah kadmia v danom variante v semenách šošovice pri hladine významnosti p <0,05. Čo sa týka bôbu, tak všetky prídavky kadmia v pôde mali štatisticky významný vplyv na obsah kadmia v jednotlivých variantoch pri hladine významnosti p <0,05.

## ZÁVER

Z doterajších výsledkov vyplýva, že zámerne pridávané kadmium v určených množstvách do pôdy sa priamoúmerne prejavilo aj v jeho obsahu v daných plodinách, aj keď sa u oboch plodín pri najvyšších dávkach kadmia do pôdy, neprejavil jeho zvýšený obsah v nadzemnej biomase v porovnaní s predchádzajúcim variantom C.

Hoci sa nadzemná biomasa už v dnešnom poľnohospodárstve nevyužíva až v takej miere ako v minulosti, z hľadiska kumulovania Cd sa javí jej krmovinárske využitie ako rizikové, pretože sa u nej preukázal značný príjem kadmia najmä u šošovice jedlej.

Z dôvodu výraznej akumulácie Cd rastlinami šošovice a nadmernej tvorby jej nadzemnej biomasy, je šošovica potenciálne využiteľná aj ako fytoimediačná plodina pre ozdravenie metalicky zaťažených pôd.

Získané výsledky by bolo možné využiť v praxi na fytoremediáciu metalicky zaťažených pôd, a to využitím vhodných plodín na týchto pôdach s cieľom zníženia pôdneho obsahu rizikových prvkov.

## LITERATÚRA

- BENAVIDES, M. P., GALLEGO, S. M., TOMARO M. L. 2005, Cadmium toxicity in plants, In *Brazilian Journal of Plant Physiology*, vol. 17, 2005, p. 21-34.
- BENEŠ, S. 1994. Obsahy a bilance prvků ve sférah živitního prostředí. I. II. Část. Praha, ministerstvo zemědělství ČR, 1994.
- CIBULKA, J., DOMAŽLICKÁ, E., KOZÁK, J. 1991. *Pohyb olova, kadmia, a rtuti v biosféře*. Praha. Academia, 1991, 247S. ISBN 80-200-0401-7.
- DI TOPPI, L. S., GABBRIELLI, R. 1999, Response to cadmium in higher plants, In *Environmental and Experimental Botany*, vol. 41, 1999, p. 105-130.

- EVANGELOU, M. W. H., DAGHAN, H., SCHAEFFER, A. 2004 The influence of humic acids on the phytoextraction of cadmium from soil. In *Chemosphere*, vol. 57, 2004, p. 207-213.
- GHOSAL, T. K., KAVIRAJ, A., 2002, Combined effects of cadmium and composted manure to aquatic organisms. In *Chemosphere*, vol. 46, 2002, p. 1099-1105.
- GRATÃO, P. L., POLLE, A., LEA, P. J., AZEVEDO, R. A., 2005, Making the life of heavy metal-stressed plants a little easier. In *Functional Plant Biology*, vol. 32, 2005, p. 481-494.
- CHENG, Y., ZHOU, Q. X. 2002. Ecological toxicity of reactive X-3B red dye and cadmium acting on wheat (*Triticum aestivum*). In *J. Environ. Sci.*, vol. 14, 2002, p. 136-140.
- IKEDA, M., ZHANG, Z. W., HIGASHIKAWA, K., WATANABE, T., SHIMBO, S., MOON, C. S., NAKATSUKA, H., MATSUDA-INOGUCHI, N. 1999. Background exposure of general women populations in Japan to cadmium in environment and possible health effects. In *Toxicology Letters*, vol. 108, 1999, p. 161-166.
- JÄRUP, L., AKESSON, A., 2009, Current status of cadmium as an environmental health problem. In *Toxicology and Pharmacology*, vol. 238, 2009, p. 201-208.
- KOČÍK, K., DUCSAY, L. 1995. *Aktívny biomonitoring rizikových prvkov v systéme pôda – rastlina*. In : *Cudzorodé látky v poľnohospodárstve*. Nitra : SPU, 1997, s. 29-31.
- KOZÁK, J., JEHLIČKA, J. 1992. Retence vybraných kovů púdami. In *Pedol. Melior.*, vol. 28, 1992, no. 1, p. 3-11.
- KUKIER, U., CHANEY, R. L., 2002, Growing rice grain with controlled cadmium concentrations, In *J. Plant Nutr.*, vol. 25, 2002, p. 1793-1820.
- NURSITA, A. I. NURSITA, B. SINGH, E. LEES, 2009, Cadmium bioaccumulation in *Proisotoma minuta* in relation to bioavailability in soil. In *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 72, 2009 , p. 1767-1773.
- SELVI, M., GÜL, A., YILMAZ, M., 2003, Investigation of acute toxicity of cadmium chloride ( $CdCl_2 \cdot H_2O$ ) metal salt and behavioral changes it causes on water frog (*Rana ridibunda* Pallas, 1771). In *Chemosphere*, vol. 52, 2003, p. 259-263.
- SHIWEN, C., LIN Y., ZHINENG, H., XIANZU, Z., ZHAOLU, Y., HUDONG, X., YUANRRONG, L., RONGDI, J., WENHUA, Z., FANGYUAN, Z. 1990. Cadmium exposure and health effects among residents in an irrigation area with ore dressing wastewater. In *The Science of the Total Environment*, vol. 90, 1990, p. 67-73.
- SUN, T. H., ZHOU, Q. X., LI, P. J., 2001. Pollution Ecology. In *Science Press*, Beijing 2001.
- WANG, M. E., ZHOU, Q. X. 2005. Single and joint toxicity of chlorimuron-ethyl, cadmium and copper acting on wheat In *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, vol. 60, 2005, p. 169-175.
- WU, Y. Y., TIAN, J. L., ZHOU, Q. X. 1992. Study on the proposed environmental guidelines for Cd, Hg, Pb, and As in soil of China. In *J. Environ. Sci.*, vol. 4, 1992, p. 66-73.
- ZAUJEC, A. 1999. *Cudzorodé látky a hygiena pôd*. Nitra. SPU, 1999, 103 p. 39-62, ISBN 80-7137-567-5.
- ZHOU, Q. X. 1995, Ecology of Combined Pollution. In *China Environmental Science Press*, Beijing 1995.
- ZHOU, Q. X., GAO, Z. M., 1994a, Compound contamination and secondary ecological effects of Cd and As in soil-alfalfa ecosystems. In *J. Environ. Sci.*, vol. 6, 1994, p. 330-336.
- ZHOU, Q. X., GAO, Z. M., 1994b, Interaction between Cd and Zn in seeds of crops and its mechanisms. In *Agro-Environ. Prot.*, vol. 13, 1994, p. 148-151.

### Contact address:

Ing. Ľuboš Harangozo, PhD. Slovak University of Agriculture, Faculty of Biotechnology and Food Sciences, Department Chemistry, Tr. A. Hlinku 2, 949 76 Nitra Slovakia, E-mail:harangozolubos@gmail.com

Ing. Radovan Stanovič, PhD. Slovak University of Agriculture, Faculty of Biotechnology and Food Sciences, Department Chemistry, Tr. A. Hlinku 2, 949 76 Nitra, Slovakia, E-mail: radovan.stanovic@uniag.sk

Ing. Július Árvay, PhD. Slovak University of Agriculture, Faculty of Biotechnology and Food Sciences, Department Chemistry, Tr. A. Hlinku 2, 949 76 Nitra, Slovakia, E-mail: julius.arvay@uniag.sk

Ing. Pavol Trebichalský, PhD. Slovak University of Agriculture, Faculty of Biotechnology and Food Sciences, Department Chemistry, Tr. A. Hlinku 2, 949 76 Nitra, Slovakia, E-mail: pavol.trebichalsky@uniag.sk