

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



**Dlouhodobý vliv hnojení na celkové a mobilní obsahy
rizikových prvků v půdě**

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Martin Hůlka

Vedoucí práce: prof. Ing. Jiřina Száková. CSc.

Konzultant: prof. RNDr. Michal Hejčman Ph.D et. Ph.D.

© 2015 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci „Dlouhodobý vliv hnojení na celkové a mobilní obsahy rizikových prvků“ jsem vypracoval samostatně pod vedením vedoucí diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 10.4.2015

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval vedoucí práce prof. Ing. Jiríně Szákové. CSc. za odborné vedení, cenné připomínky, ochotu a neuvěřitelnou trpělivost. Dále Ing. Evě Kunzové. CSc. za zajištění a dodání vzorků. Ing. Janě Najmanové a Ing. Filipovi Vašákovi za asistenci a vedení při laboratorní činnosti.

Dlouhodobý vliv hnojení na celkové a mobilní obsahy rizikových prvků v půdě

The long-term effect of fertilization on total and mobile portions of risk elements in soil

Souhrn

Rizikové prvky jsou v půdě schopny přetrvávat tisíce let, a proto je dobré vyvarovat se jejich zbytečné aplikace. Tyto prvky se do půdy dostávají především díky antropogenní činnosti a právě kontaminace půd rizikovými prvky je proces, který nepříznivě ovlivňuje produkční a ekologické funkce půdy. Biogeochemické koloběhy látek jsou základní atributy ekosystému, kterým je třeba porozumět a k tomu nám vhodně slouží dlouhodobé polní pokusy. V našem případě jsme se zaměřili na potenciální dopad různých typů hnojení na mobilitu vybraných prvků (arsen, měď, olovo, kadmium, zinek) v půdě a jejich potenciální dostupnost rostlinám ozimé pšenice.

Sledování bylo provedeno ve spolupráci s Výzkumným ústavem rostlinné výroby v Praze-Ruzyni. Byly vybrány tři pokusné pozemky, na nichž probíhají dlouhodobé polní experimenty již od roku 1955. Námi sledované pokusné pozemky se nachází v Čáslavi, Lukavci u Pacova a Ivanovicích, kterých probíhá i náš pokus již 60 let. Z každé lokality bylo odebráno 12 půdních vzorků, vždy 4 vzorky kontrolní, 4 vzorky hnojené pouze hnojem a 4 vzorky hnojené kombinací hnoje + NPK. Současně byly také odebrány vzorky slámy a zrna pšenice ve stejných počtech. Na všech vzorcích půdy byly provedeny analýzy : byla stanovena kationová výměná kapacita a série extrakcí pro komplexní posouzení potenciální mobility zmíněných rizikových prvků, extrakce 0,01 M CaCl₂, 2 M HNO₃, 0,05 M EDTA, extrakce Mehlich III, pseudocelkový obsah prvků. U vzorků zrna a slámy pak byl stanoven celkový obsah prvků.

Výsledky všech měření pak poukazují na změnu mobility rizikových prvků v půdě i rostlinné biomase vlivem dlouhodobého hnojení, avšak ani v jenom případě nepřekračují normu stanovenou vyhláškou MŽP 13/1994 Sb., MZ 52/2002 a EC 32/2002.

Klíčová slova: dlouhodobý experiment, rizikové prvky, hnůj, mobilita

Summary

Trace elements are able to survive in the soil for thousands of years and therefore it is better to avoid their unnecessary application. These elements are infiltrating the soil primarily thanks to anthropogenic activity and this very contamination of soils by the trace elements is the process affecting adversely the ecological and production function of the soil. Biogeochemical cycles of matters are the basic attributes of the ecosystem necessary to be understood. The long-term field experiments are the appropriate tool for such purpose. In our case we aimed at potential impact of different types of fertilization on chosen element's (arsenic, copper, lead, cadmium, zinc) mobility in the soil and their potential accessibility to the winter wheat plants.

The monitoring was carried out in cooperation with Crop Research Institute in Praha-Ruzyně. Three experimental lands were chosen. The long-term field experiments on these lands are performed since 1955. Our monitored experimental lands are located in Čáslav, Lukavec u Pacova and in Ivanovice where the experiment is already running for 60 years. 12 original samples were taken from each area, always 4 control samples, 4 samples fertilized only with manure and 4 samples fertilized with combination of manure + NPK. Simultaneously the samples of wheat straw and grain were taken in same numbers. Analyses were executed on the all samples of the soils: cationic exchange capacity was determined and the series of extractions for complex examination of the mentioned risk elements' potential mobility were determined, extraction 0,01 M CaCl₂, 2 M HNO₃, 0,05 M EDTA, extraction Mehlich III, pseudo total concentration of the elements. In case of the grain and straw samples the total concentration of the elements was set.

The results of the all measurements are pointing at the change of the trace elements' mobility in the soil and vegetal biomass influenced by long-lasting fertilization, however they do not exceed the norm set by the regulation of MŽP 13/1994 Sb., MZ 52/2002 a EC 32/2002 in a single case.

Keywords: long-term experiment, trace elements, fertilization, mobility

Obsah

1 Úvod	8
2 Cíl práce	9
3 Rizikové prvky	10
3.1 Arsen	10
3.1.1 Vlastnosti	10
3.1.2 Výskyt	10
3.1.3 Přírodní a antropogenní zdroje arsenu	11
3.1.4 Vliv arsenu na životní prostředí	11
3.1.5 Mobilita	12
3.1.6 Vliv arsenu v půdě na vegetaci	12
3.2 Kadmium	12
3.2.1 Vlastnosti	12
3.2.2 Výskyt	12
3.2.3 Přírodní a antropogenní zdroje kadmia	12
3.2.4 Vliv kadmia na životní prostředí	13
3.2.5 Mobilita	13
3.2.6 Vliv kadmia v půdě na vegetaci.....	14
3.3 Olovo	14
3.3.1 Vlastnosti	14
3.3.2 Výskyt	14
3.3.3 Přírodní a antropogenní zdroje olova	15
3.3.4 Vliv olova na životní prostředí	15
3.3.5 Mobilita	15
3.3.6 Vliv olova v půdě na vegetaci	16
3.4 Měď	16
3.4.1 Vlastnosti	16
3.4.2 Výskyt	16
3.4.3 Přírodní a antropogenní zdroje mědi	16
3.4.4 Vliv mědi na životní prostředí	17
3.4.5 Mobilita	17
3.4.6 Vliv mědi v půdě na vegetaci	18
3.5 Zinek	18
3.5.1 Vlastnosti	18
3.5.2 Výskyt	19
3.5.3 Přírodní a antropogenní zdroje zinku.....	19

3.5.4	Vliv zinku na životní prostředí.....	19
3.5.5	Mobilita	20
3.5.6	Vliv zinku v půdě na vegetaci.....	20
4	Využití dlouhodobých pokusů pro sledování mobility rizikových prvků	22
5	Metodika.....	24
5.1	Charakteristika studijního území	24
5.1.1	Pokusná stanice Čáslav.....	24
5.1.2	Pokusná stanice Ivanovice	24
5.1.3	Pokusná stanice Lukavec u Pacova	25
5.1.4	Pokusný materiál.....	25
5.2	Metody chemických analýz použitých pro jednotlivá stanovení	25
5.2.1	Stanovení KVK	25
5.2.2	Rozklad vzorků pro pseudocelkové obsahy prvků v půdách a celkové obsahy prvků v rostlinách	25
5.2.3	Extrakce 2M HNO ₃	26
5.2.4	Extrakce CaCl ₂	26
5.2.5	Extrakce kyselinou etylendiamin tetraoctovou (EDTA)	26
5.2.6	Extrakce Mehlich III	26
5.2.7	Měření obsahu prvků	27
6	Výsledky a diskuze.....	28
6.1	extrakce CaCl₂.....	28
6.2	Extrakce EDTA.....	32
6.3	Extrakce 2M HNO₃	36
6.4	KVK	40
6.5	Pseudocelkový obsah prvků	42
6.6	Extrakce Mehlich	46
6.7	Celkový obsah prvků ve vzorcích slámy a zrn	50
6.7.1	Čáslav.....	50
6.7.2	Ivanovice.....	53
6.7.3	Lukavec	56
7	Závěr	59
8	Seznam použité literatury	60

1 Úvod

Kontaminace půd se spolu s vodní a větrnou erozí, záborem půd, degradací půdy, úbytkem organické hmoty a acidifikací řadí k procesům, které nepříznivě ovlivňují produkční a ekologické funkce půdy. Na kontaminaci půd se podílí spousta organických a anorganických látek, které mohou být původu přírodního ale stejně tak i antropogenního. Rizikové prvky, které pocházejí z antropogenní činnosti, patří mezi nejčastější a nejdéle působící kontaminanty životního prostředí. Rizikové prvky, které se do půdy dostanou, jsou schopny v půdě přetrvat tisíce let a je velice obtížné eliminovat jejich účinky na rostliny a půdní úrodnost (Alloway, 1990).

Biogeochemické koloběhy látek (mikroprvky, makroprvky i rizikové prvky) a energie jsou základní atributy fungování stabilních terestrických ekosystémů (Kulhavý et al., 2012). Správné chápání koloběhů látek je důležité pro porozumění historie daného prostředí a pro optimalizaci současných hospodářských postupů ve vztahu k nastupující klimatické změně v daných přírodních podmínkách České republiky.

2 Cíl práce

Máme-li hodnotit trvalou udržitelnost zemědělských kultur, pak zde mají nezastupitelné místo dlouhodobé experimenty, které sledují vliv konkrétních opatření po několik desítek let. Nejznámější z nich je dlouhodobý pokus založený již v roce 1856 ve výzkumné stanici v Rothamstedu v Anglii. Tento experiment je využíván zejména pro sledování přeměny organické hmoty v půdě, ale může sloužit i k hodnocení dopadu kontaminace ovzduší na obsah rizikových prvků v půdě, popřípadě změnu jejich mobility v důsledku následných změn fyzikálně-chemických vlastností půdy. V podmínkách České republiky můžeme jako příklad podobného pokusu uvést dlouhodobý pokus na orné půdě, který byl založen v roce 1955 ve Výzkumném ústavu rostlinné výroby v Praze-Ruzyni (VÚRV). V tomto pokusu je porovnáván vliv dlouhodobé aplikace NPK ve srovnání s různými formami organického hnojení (hnůj, drůbeží kejda). Cílem této práce je porovnat dostupnost rizikových prvků a následně jejich příjem vybranými plodinami v závislosti na způsobu hnojení a na konkrétních půdních vlastnostech na vybraných stanovištích VÚRV. Hypotéza: 1) změna fyzikálně-chemických vlastností půdy v důsledku dlouhodobého hnojení statkovými hnojivy vede ke změně mobility rizikových prvků v půdě, 2) zvýšený mobilní podíl prvku v půdě se pak odrazí na příjmu těchto prvků rostlinami.

3 Rizikové prvky

3.1 Arsen

3.1.1 Vlastnosti

Arsen je popsán jako krystalický, stříbrošedý, křehký polokov, který na vzduchu tmavne. Jeho teplota varu (614°C) je nižší než jeho teplota tání (817°C) (Krebs, 1992). Při zahřátí dochází k jeho oxidaci na oxid arsenitý, který je toxický a je jemně cítit po česneku (Adriano, 2001).

Již od starověku se využíval jako spolehlivý jed k vraždám a sebevraždám (Baird, 2005). Našel uplatnění i v medicíně, používal se dokonce jako lék v chemoterapii do roku 1945, ale neměl velký úspěch při léčbě. Chronická otrava arsenem zapříčiňuje poruchy ledvin, mozku, srdce a jater (Eisler, 2007)

3.1.2 Výskyt

Veškerý arsen vyskytující se v biosféře, atmosféře a hydrosféře pochází původně z litosféry (Pertold, 1998). Vyskytuje se v několika oxidačních stavech: +V, +III, 0, -III (Bissen, Frimmel, 2003). Dle poznatků, které shrnuli Mahimairaja et al. (2005) se arsen vyskytuje v kontinentální kůře v průměrných koncentracích 1,5 – 2 mg.kg⁻¹, u vyvřelin 1,5 – 3 mg.kg⁻¹ a největší koncentrace pak v sedimentech, kde může arsen dosahovat koncentrace až 400 mg.kg⁻¹. V některých redukovaných sedimentech mořského dna může být koncentrace dokonce 3000 mg.kg⁻¹.

Přirozeně se arsen vyskytuje ve více než 200 různých minerálních formách. Více než polovina (cca 60%) jsou arseničnany, zbytek je zastoupen sulfidy, sulfidickými minerály, arsenidy, arsenitany, oxidy, silikáty a elementárním arsenem (Mandal a Suzuki, 2002).

Arsen zřídka nalezneme samostatně, častěji se vyskytuje ve formě minerálních sloučenin: arzenopyrit (FeAsS), lölingit (FeAs₂), pyrit (FeS₂) s obsahem arsenu (Száková, 2007). Tyto nerosty jsou zřídka k nalezení bez znečišťujících prvků. Nejčastěji je tak nalezneme ve spojení s přechodnými kovy, jako jsou kadmium (Cd), olovo (Pb), stříbro (Ag), zlato (Au), antimon (Sb), fosfor (P), wolfram (W), molybden (Mo) (Smedley a Kinniburgh,

2002). Vysoké koncentrace arsenu jsou také k nalezení v ložiscích hnědého uhlí, kdy například hnědé uhlí z oblasti Sokolova průměrně obsahuje $300 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

3.1.3 Přírodní a antropogenní zdroje arsenu

Přírodními zdroji arsenu do atmosféry je vulkanická činnost a v menší míře jeho vytěkávání. Takzvaný bílý arsenik, tedy oxid arsenitý (As_2O_3), který vzniká při tavení sirných rud, je základem pro další následná průmyslová zpracování. Hlavní využití arsenu je jako součást pesticidů, herbicidů, jejichž používání je již v mnoha zemích včetně EU zakázáno. Dále je využíván k ošetřování dřeva před plísněmi. Přidává se také do krmiv některých hospodářských zvířat jako kokcidiostatikum (World bank publications, 1999). Největšími antropogenními zdroji arsenu jsou stacionární zdroje a to především tavení mědi a spalování uhlí, především hnědého, málo kvalitního.

3.1.4 Vliv arsenu na životní prostředí

Jak již bylo zmíněno v předchozí kapitole, arsen se dostává do atmosféry převážně při vysokoteplotních procesech jako je spalování uhlí, spalování biomasy a vulkanická činnost. Do atmosféry je pak primárně uvolňován jako oxid arsenitý (As_2O_3), který se následně redukuje na elementární arsen. Tato sloučenina ulpívá na jemných prachových částicích, které jsou transportovány větrem a na zemský povrch se dostávají zpět ať již mokrou nebo suchou cestou. (jenom tahle věta má zdroj. Např. ve srážkách ve venkovních oblastech je koncentrace arsenu nižší než $0,03 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$, zatímco v průmyslových oblastech se hodnoty pohybují v rozmezí $0,5 - 16 \text{ } \mu\text{g/l}$ (Smedley, Kinniburgh, 2002).)

Obecně jsou anorganické sloučeniny arsenu více toxické než jeho sloučeniny organické. Organické sloučeniny arsenu, jako jsou arsenocholin, arsenobetain, nejvíce nacházíme v mořských organismech, ale můžeme je najít i v suchozemských organismech, jako v některých houbách nebo rostlinách (Francesconi a Kuehnelt 2004, Kuehnelt et al. 2000).

3.1.5 Mobilita

Oproti jiným prvkům (kadmium, zinek) je mobilita arsenu v půdě nízká. V půdě je arsen přítomen převážně ve formě arseničnanu, který se ovšem v redukčních podmínkách snadno přeměňuje na arsenitan.

3.1.6 Vliv arsenu v půdě na vegetaci

Kontaminace rostlin arsenem může zapříčinit: snížení odnožování, redukci růstu kořenů rostlin, snížení výšky rostlin, inhibici klíčení rostlin, nižší výnos biomasy, redukci růstu výhonků, plazmolýza pletiv kořenů, žloutnutí listů, nekróza špiček a okrajů listů a případný úhyn rostliny. Nejcitlivější rostliny na vliv arsenu jsou luštěniny (Sheppard, 1992) (Azizur Rahman a kol., 2007).

3.2 Kadmium

3.2.1 Vlastnosti

Kadmium je průměrně měkký kov, který se v přírodě vyskytuje převážně v rudách zinku, mědi a olova (Krebs, 1992, Friberg a kol., 1986). Je to relativně vzácný kov, který má ale široké využití. Čistý kadmium je stříbřitě bílé barvy s namodralým odstínem. Je tak měkký že ho můžeme rozříznout ocelovým nožem. Kadmium je také ale velmi ohebný kov, jehož tvar lze velmi snadno upravovat (Cobb, 2007).

3.2.2 Výskyt

Kadmium nalezneme v různých druzích anorganických solí. Nejdůležitější z nich je stearan kademnatý, který je využíván jako tepelný stabilizátor u polyvinylchloridových plastů (PVC). Dále sulfid kademnatý a sulfoselenid kademnatý, které se využívají jako žluté a červené pigmenty při výrobě plastů a barev. Další solí je pak chlorid kademnatý, který se chová jako fungicid a mimo jiné je také přidáván do zábavní pyrotechniky pro barevné efekty (Stellman, 1998).

3.2.3 Přírodní a antropogenní zdroje kadmia

Přírodním zdrojem kadmia je především sopečná činnost, ať už sopek na souši nebo sopek podmořských. Mezi antropogenní zdroje řadíme: spalování tuhých komunálních

odpadů, výrobu zemědělských hnojiv, spalování uhlí, korozi galvanických kovů, emise z dopravy, emise z urbánních oblastí, hutní průmysl a aplikaci čistírenských kalů na zemědělskou půdu. (Singh, McLaughlin, 1999). Lokálními zdroji kontaminace pak mohou být tuhé i tekuté odpady zvířat a lidí a odpady po těžbě, průmyslové a zemědělské činnosti.

Emise kadmia do ovzduší antropogenní činností jsou až 8krát větší než ze zdrojů přírodních (IRZ).

3.2.4 Vliv kadmia na životní prostředí

Při uvolňování kadmia do atmosféry dochází k jeho silné vazbě na emitované částice popílků. Kadmium takto navázané na popílek je schopno vydržet v atmosféře týden i déle, než je skrze atmosférickou depozici „navráceno“ do vodního a půdního prostředí. Díky dlouhému setrvání v atmosféře mohou být tyto částice transportovány na velké vzdálenosti.

Na zemi se kadmium váže silně na prachové a silně na jílové částice. V této formě se za pomoci dešťové vody může snadno vymýt do vodního prostředí a být snadno přijímáno organismy. Protože akumulace kadmia organismy je velmi vysoká, dochází tak ke hromadění tohoto prvku v potravinovém řetězci. Důsledkem zvýšené koncentrace kadmia v půdním roztoku je inhibice půdních saprofytických organismů, které pak nejsou schopny efektivně rozkládat organickou hmotu a polutanty již tak efektivně. Snižuje se také diverzita půdních mikroorganismů.

Kadmium je pro člověka velmi toxickým prvkem, který poškozuje ledviny, játra, kosti, plíce, gastrointestinální trakt a způsobuje rakovinu plic a prostaty. Vzhledem k jeho vysokému akumulačnímu koeficientu je jeho detoxikace pomalá a je velké riziko chronických otrav. Podle klasifikace EPA je karcinogenní a teratogenní. Je také schopno zesilovat toxický účinek jiných kovů, jako jsou měď a zinek (IRZ).

3.2.5 Mobilita

Mobilita a rozpustnost kadmia v půdě stoupá s klesající hodnotou pH. Nejmobilnější je při rozpětí hodnot pH 4,4 – 5,5. Sorbuje se zejména na jílovité minerály a na humínové kyseliny (Kabata – Pendias a Pendias, 2001).

Ve vodním prostředí mobilita kadmia závisí na rozpustnosti jeho sloučenin. Oxidy a sulfidy kadmia jsou ve vodě nerozpustné, jeho chloridy a sírany již jsou. V sedimentech vodního dna je tak koncentrace kadmia až desetkrát vyšší než ve vodě. Díky kyselým deštům a díky tomu okyselení prostředí může docházet k uvolňování kadmia ze sedimentů a k znatelnému zvýšení koncentrace kadmia ve vodě a jeho toxickému působení na vodní organismy (IRZ).

3.2.6 Vliv kadmia v půdě na vegetaci

Zvýšený obsah kadmia u rostlin může mít hned několik následků, jako je: redukce růstu rostlin, inhibice schopnosti fotosyntézy, zhnědnutí okrajů listů a listové žilnatin, narušení transpirace a fixace CO₂ a změny propustnosti buněčných membrán (Kabata – Pendias a Pendias, 2001).

3.3 Olovo

3.3.1 Vlastnosti

Olovo je šedý, měkký, ale velice těžký kov a to díky jeho velké hustotě. Jeho hustota je více než 11krát vyšší než hustota voda a cca 1.5krát vyšší než hustota běžných kovů (např. železo). Odolává dobře vůči korozi a je schopna vést elektrický proud (Watt, 2001).

3.3.2 Výskyt

V přírodě se olovo vyskytuje nejčastěji ve formě Pb²⁺ a jeho sloučeniny jsou ve většině případů nerozpustné ve vodě. Nejdůležitější rudou olova je galenit PbS. Dalšími běžnými minerály pak jsou: anglesit PbSO₄, cerusit PbCO₃, minium nebo suřík Pb₃CO₄, pyromorfit Pb₅(PO₄)₃Cl, mimetesit Pb₅(AsO₄)₃Cl. Jak již bylo zmíněno nejběžnější rudou je ale galenit a z něj se také olovo nejčastěji získává. Ovšem např. v USA se cca 92% olovo získává ze sekundárních zdrojů, jako jsou například olověné akumulátory.

Největší využití pro olovo je právě výroba těchto akumulátorů, dále pak: využití do různých slitin, při pájení, kabeláž, olověná závaží, v Čechách výroba křišťálového skla a mnoho dalších. Hodnota olova v půdě je podle (Kabata–Pendias, 2001) v průměru 25 mg/kg.

3.3.3 Přírodní a antropogenní zdroje olova

Mezi přírodní zdroje řadíme: erozní činnost, sopečnou činnost, lesní požáry, uvolňování z vegetace.

Ze zdrojů antropogenních byla v minulosti nejvíce zastoupena doprava, přičemž se používaly pohonné hmoty, do kterých se přidávalo tetraethylolovo pro zvýšení oktanového čísla benzínu. Dále výroba neželezných kovů, jako zinek, měď a právě olovo je také značným příspěvkem znečištění. Poté důlní průmysl, hutnický průmysl, spalování uhlí a spalování odpadu (Needleman, 1992).

3.3.4 Vliv olova na životní prostředí

Ukládání olova v ekosystému lesů bylo pozorováno v letech 1983 – 1985 v severním Německu, kdy výsledkem pozorování byla zvýšená koncentrace olova ve vyšších částech stromů. Více než 50 % atmosférického olova bylo zachyceno jehličnatými stromy (Shutt, 1987). Hagner (1999) zjistil že v průmyslových zónách v Německu značně klesla koncentrace olova ve vybraných dřevinách, jako jsou smrk ztepilý (*Picea abies*) a topol černý (*Populus nigra*), v letech 1985 – 1994, což koresponduje se zákazem používání olovnatých pohonných hmot ve střední Evropě.

Jiné měření zaznamenal Toro a kol. (1995), kdy množství olova v listech, jehličí a klíčcích rostlin koreluje s množstvím atmosférického olova. Například koncentrace olova v listech topolu černého (*Populus nigra*) ve Španělsku koreluje přesně s místní dopravou.

3.3.5 Mobilita

Olovo se akumuluje v mělkých vrstvách zemského povrchu díky sorpci na organický materiál. S přibývajícím hloubkou je sorbováno na oxidy železa a fosfátové minerály (Stille et al 2011). Mobilita olova je v půdě obvykle nízká, například zvýšení kyselosti půdy může vést k urychlení rozkladu organické hmoty v půdě a tím jeho mobilitu zvýšit. Olovo, které není zachyceno organickým materiálem nebo vysráženo v sekundární minerály snadno proniká do hlubších vrstev půdy a následně do podzemní vody.

3.3.6 Vliv olova v půdě na vegetaci

Rostliny přijímají olovo jak z půdy, tak z atmosféry. Olovo se v rostlinách nachází přirozeně, zatím se ovšem neprokázala žádná jeho esenciální role v metabolických procesech rostlin. Příjem olova kořeny je pasivní, a tak množství přijímané z půdy je poměrně nízké. Téměř veškeré olovo, které je přijímáno z půdy, je akumulováno v kořenech. Olovo, které se pohybuje v atmosféře, je zachycováno listovou plochou rostlin. Jeho koncentrace je tedy vyšší ve starších částech rostlin, než jsou například výhonky nebo květy (Bunzl a Kracke, 1984).

3.4 Měď

3.4.1 Vlastnosti

Měď je měkký hnědo-oranžový kov, který lidé využívají již více než 7000 let. Dříve se používal k výrobě různých nástrojů a zbraní ve slitině s cínem dobře známé jako bronz. Měď je výborným vodičem elektřiny a tepla a tak nachází mnoho využití. Nejčastěji se s ním setkáme v elektrických kabelech, které jsou díky struktuře mědi dobře ohebné a u tepelných vodičů (Beatty, 2001).

3.4.2 Výskyt

Naleziště mědi se vyskytují na všech obydlených kontinentech. Její největší naleziště se nacházejí v pohoří Jižní Ameriky (Peru, Čile), západě Severní Ameriky (USA, Kanada, Mexiko) a střední Africe (Demokratická republika Kongo, Zambie). Společně Amerika s Afrikou tvoří více než polovinu světových zásob mědi (Günter, 1998).

3.4.3 Přírodní a antropogenní zdroje mědi

Z antropogenních zdrojů mědi je největší důraz kladen na emise ze stacionárních spaloven, výroby neželezných kovů, výroby surového železa, výroby slitin, výroby cementu, zpracování a likvidaci odpadů a v neposlední řadě tavení mědi (Pacyna a Pacyna. 2007, Nriagu. 1979).

Ke kontaminaci půdy dochází také díky používání materiálů obsahujících měď. Mohou to být konstrukční materiály, jako jsou elektrické dráty a trubky, jejichž korozí se měď

uvolňuje do životního prostředí. Mohou to ale také být například minerální hnojiva, různé postřiky anebo odpady, ať už zemědělské nebo komunální (Kabata – Pendias. 2001). Zvýšená koncentrace mědi v půdě byla zaznamenána ve vinicích a chmelnicích ve Francii, kdy se obsahy tohoto prvku pohybovaly v rozmezí 100 – 1500 mg/kg (Besnard et al. 1999).

Vysoké množství mědi lze také najít v půdách obhospodařovaných čistírenskými kaly. Crompton (1998) zjistil, že hodnota mědi v půdě ošetřené právě čistírenskými kaly, může být až 1170 mg/kg.

Měď je také zastoupena ve statkových hnojivech. Podle MAFF (1998), lze nalézt v kejďe z výkrmů prasat 300 – 2000 mg Cu mg.kg⁻¹ sušiny. V průměru je to pak 87 mg.kg⁻¹ Cu v sušině.

3.4.4 Vliv mědi na životní prostředí

Měď je v životním prostředí široce rozšířena, a to zejména díky antropogenním zdrojům, které byly vyjmenovány v předchozí kapitole. Mezi dalšími cestami mědi do životního prostředí může být také její distribuce skrze vodovodní řád. Při nízkém pH vody, zvláště vody, která je v potrubí stojatá, se měď uvolňuje do pitné vody. Měď poté skrze tenké střevo proniká do krevního oběhu vázána na albumin, histidin a některé peptidy. Tato absorbovaná měď je transportována do jater, ze kterých je následně vylučována žlučí. Tento proces ovšem nefunguje, pokud je jedinec vystavován chronickému působení mědi, kdy příjem mědi překračuje více než třikrát denní doporučenou dávku. To poté vyvolává onemocnění jater.

Toxicita mědi je založena na tvorbě radikálů peroxidu vodíku a interakci s buněčnými membránami (Bibudhendra, 2002).

3.4.5 Mobilita

Díky tomu že má měď možnost snadno chemicky reagovat s organickými a minerálními složkami, její mobilita je tak poměrně nízká. Měďnaté ionty se také snadno sráží s různými anionty jako jsou sulfany, uhličitany a hydroxidy. Nejvíce pohyblivou specií mědi, zvláště ve svrchních horizontech půdy, je Cu²⁺. Můžeme jí však najít v mnoha dalších formách (Cu⁺, CuOH⁺, Cu(OH)₂²⁺, Cu(OH)₂, CuO, Cu(OH)₂CO₃, CuCO₃, Cu(CO₃)₂²⁻, Cu(OH)₄²⁻, Cu(OH)₃⁻,

CuO_2^{2-} , HCuO_2^- , Cu-O-Fe , Cu-OAl , Cu-O-Mn). Rozpustnost iontových forem mědi klesá při pH kolem hodnot 7 – 8 (Kabata – Pendias a Pendias 2001, Trebichavský 1998).

Podle Sanderse a Bloomfielda (1980) není ovšem hodnota pH závislá na rozpustnosti CuCO_3 , přičemž tato sloučenina se jeví jako nejdůležitější rozpustnou anorganickou formou mědi v alkalických a neutrálních půdách.

Kabata – Pendias a Pendias (2001) uvádějí, že 80% rozpustných forem mědi v půdním roztoku představují organické cheláty. Podle poznatků, které publikovali McBride a Blasiak (1979) velká afinita mědi k tvorbě organických komplexů způsobuje, že jsou rozpustné formy mědi v půdním roztoku v širokém spektru pH.

3.4.6 Vliv mědi v půdě na vegetaci

Měď patří u rostlin mezi esenciální prvky, je tak pro jejich vývoj nepostradatelnou, ovšem ve vyšších koncentraci se pro rostliny stává toxickou (Kabata a Pendias. 2001). Dle Adriana (2001) je měď rostlinami přijímána ve formě volného iontu Cu^{2+} nebo Cu^+ . Množství mědi potřebné pro správný vývoj rostliny je velmi malé, a to v rozmezí $5\text{-}20 \text{ mg.kg}^{-1}$ sušiny. Pokud je množství nižší, nedochází k plnohodnotnému vývoji, při množství vyšším dochází k toxickému účinku. Měď velmi dobře tvoří komplexy s řadou organických látek. Měď se váže pevněji než železo a tím znesnadňuje jeho příjem. Rostliny s přebytkem mědi mají tak některé projevy stejné jako v případech při nedostatku železa. Těmito projevy mohou být: prodlužování kořenových buněk a tím deformaci kořenů, narušení DNA a následná inhibice fotosyntetických procesů, peroxidace lipidů membrány chloroplastů (Kabata a Pendias. 2001).

3.5 Zinek

3.5.1 Vlastnosti

Zinek je tvrdý, křehký kov s modrobílou barvou, který spadá do kategorie přechodných kovů. Jeho teplota tání je 420°C a teplota varu 907°C . Po více než 2000 let lidé využívali zinek ve formě mosazi, jež je slitinou zinku a mědi. Sloučeniny zinku mají i v dnešní době mnoho využití. Nejvýznamnější z nich je galvanizace. Velice snadno dochází k jeho

oxidaci v kontaktu s kyslíkem a na povrchu kovu se tvoří povlak (ZnO), který brání korozi materiálu. (Gray, 2005).

3.5.2 Výskyt

Zinek je prvek esenciální a všechny živé organismy jej potřebují ke svému vývoji a životu. Můžeme ho nalézt ve více než 300 enzymech (Gray, 2005). Nejvyskytovanější rudy s obsahem zinku jsou sfalerit (ZnS) a uhličitán zinečnatý (ZnCO₃), které jsou často znečištěny sírou, železem, olovem, kadmíem, mědí, manganem (Milbauer, 1957). Zinek se přirozeně vyskytuje ve všech typech půdy (Alloway, 2013). V zemské kůře je zastoupen v koncentracích od 52 až 80 mg.kg⁻¹ (Kabata-Pendias, 2007), jeho průměrná hodnota je pak 70mg.kg⁻¹ (Kabata-Pendias, 2011). Nejnižší koncentrace zinku byla naměřena v lehkých písčítých půdách, nejvyšší ve vápenatých organických půdách (Kabata-Pendias, 2007)

3.5.3 Přírodní a antropogenní zdroje zinku

Do atmosféry se zinek dostává díky spalování fosilních paliv a při zpracování a těžbě zinkových rud a rud obsahujícím zinek. Zinek ulpívá na prachových částicích a skrze atmosférickou depozici se dostává do prostředí půdy a vody. Právě atmosférické depozici se přisuzuje největší podíl na znečištění přírodních vod. Hned dalším hlavním způsobem znečištění vod jsou splachy z půdy.

Mezi nejvýznamnější antropogenní zdroje zinku tak patří: spalování fosilních paliv, těžba a zpracování rud, průmyslové a odpadní vody, průmyslová hnojiva s obsahem zinku. Přírodním zdrojem zinku je pak zvětrávání hornin s jeho obsahem. Do půdy se zinek dostává používáním průmyslových hnojiv obsahujících zinek nebo zaoráváním čistírenských kalů.

3.5.4 Vliv zinku na životní prostředí

Zinek je vázán na prachové a půdní částice a atmosférickou depozicí se můžou tyto částice snadno dostávat do vod a půdy. V půdě se zinek dobře váže na půdní částice a ve vodě je nerozpustný, proto jsou ve většině případů koncentrace zinku ve vodách nižší než v půdě. Pokud se ale do vod dostane je pro vodní organismy velmi toxický, zejména pak pro ryby lososovité, které jsou na něj zvlášť citlivé. Zinek se běžně vyskytuje v horninách a

sedimentech a například jeho koncentrace v jílech je zhruba 100 mg.kg⁻¹, požadové koncentrace v půdě pak 80 mg.kg⁻¹(irz).

3.5.5 Mobilita

Textura půdy, půdní reakce, matečná hornina, podíl jílových a organických částic, to vše ovlivňuje chování zinku v půdě (Mulligan a kol. 2001, Adriano, 2001). V půdě zinek nalezneme ve formě volných inotů jako jsou: $ZnCl^{2+}$, $ZnOH^+$, $ZnHCO_3^+$, Zn_2^{2-} , $Zn(OH)_3^-$, $ZnCl_3^-$, a nejběžněji vyskytovaným kationtem Zn^{2+} (Kabata 2007, Kabata2011).

V kyselém prostředí je zinek obvykle dvojmocný (právě ve formě Zn^{2+}) a poměrně mobilní. Při vysokém pH je zinek biologicky dostupný díky rozpustnosti jeho organickým a minerálním koloidům. Zinek se stává více rozpustným při klesajících hodnotách pH, proto je více rozpustný a pro organismy dostupnější v tomto prostředí. Zvláště při pH nižším než 5 (CCME, 1999). Ačkoli je zinek velmi mobilní ve většině půd, jílové částice a organický materiál jsou schopny tento prvek zadržet velmi silnou vazbou. Zejména pak v regionech s neutrální a alkalickou půdou (Kabata-Pendias, 2007)

3.5.6 Vliv zinku v půdě na vegetaci

Zinek jakož esenciální prvek je pro rostliny nutný pro jejich růst a vývoj. Nicméně při vyšším příjmu rostlinou dochází k toxickým účinkům, které z velké většiny způsobují inhibici růstu rostlin.

Zinek je také součástí metabolismu rostlin a kofaktor několika enzymů, jako jsou anhydráza, dehydrogenáza, oxidáza a peroxidáza (Hewitt, 1983), a hraje významnou roli v regulaci metabolismu dusíku, při dělení buněk, fotosyntéze a syntéze auxinů (Shier, 1994).

V případě projevů toxicity zinku dochází ke kadeřavění, zvlnění a zkroucení mladých listů rostlin, zakrnutí nových výhonků, odumírání konečků listů a ke chloróze listové plochy. Toxicita zinku v kořenech byla popsána konkrétně v kořenových špičkách, u kterých dochází k jejich ztenčování a k inhibici dělení a prodlužování kořenových buněk (Barcelo a Poschenrieder, 1990, Wainwright a Woolhouse, 1976).

Ačkoli zvýšené množství zinku negativně ovlivňuje růst a vývoj rostliny, paradoxně na klíčení rostlin vliv nemá. Baker (1978) zjistil, že semena západoevropského druhu silenky (*Silene maritima*) klíčila lépe a rychleji v živném vápenato dusičném roztoku s přídatkem zinku.

4 Využití dlouhodobých pokusů pro sledování mobility rizikových prvků

Dlouhodobě polní pokusy, které probíhají již několik desítek let, jsou jedinečným zdrojem informací o vlivu agrotechnických opatření na půdní vlastnosti v nejrůznějších půdně klimatických podmínkách (Marschner et al., 2003 a Eprety et al. 2009). Díky těmto dlouhodobým pokusům máme k dispozici reálná dlouhodobá data, podle kterých můžeme hodnotit vliv agrotechnických opatření na trvalou udržitelnost zemědělských kultur. Vliv dlouhodobé aplikace hnojiv na kontaminaci půdy a rostlin rizikovými prvky byl sledován jen zřídka. Abaye et al. (2005) zjistil, že v dlouhodobém experimentu „Woburn Market“ aplikace organických hnojiv měly za následek vysoké koncentrace kadmia v půdě.

Uprety et al. hodnotil dlouhodobý vliv aplikace hnoje, drůbeží kejdy a močůvky s aplikací NPK na obsah rizikových prvků v půdě. Po více než 50 letech trvání pokusu bylo zjištěno u dlouhodobé aplikace drůbeží kejdy zvýšené celkové obsahy mědi, hořčíku, a zinku v půdě.

Aplikací hnoje a jeho následným vlivem na rizikové prvky v půdě se také zabýval Benke et al. (2008). V tomto dlouhodobém pokusu v Albertě (Kanada), se konkrétně jednalo o hnůj skotu, který byl aplikován do půdy každoročně po dobu 25 let. Tato studie šetřila celkový a mobilizovatelný obsah a bóru, kadmia, kobaltu, mědi a zinku. Výsledkem bylo zjištění, že aplikace hnoje skotu neměla žádný významný dopad na celkový obsah bóru, kobaltu a kadmia v půdě. Ale za to zvýšila koncentrace zinku a mědi. Zvýšila také podíl extrahovatelného zinku a kadmia v půdě.

Tyto dlouhodobé pokusy probíhají po celém světě, ovšem poměrně v malém počtu. Nejznámější dlouhodobý pokus se nachází v anglickém rothamstedu a byl založen již v roce 1843. Jeho zakladateli byli Sir John Bennet Lawes a Sir Joseph Henry Gilbert. Na polích tohoto experimentu není zaveden osevnický postup, pěstuje se vždy jedna plodina, aby bylo co nejlépe porozuměno jejím nutričním požadavkům. Spolupráce mezi oběma vědci trvale 57 let a spolu položili základy moderního zemědělství a stanovili principy výživy rostlin (Johnston, 1994).

V České republice je vznik nejstaršího dlouhodobého pokusu datován v roce 1955 v Praze-Ruzyni. Jedná se o pokus s aplikací hnojiv na ornou půdu, který stále probíhá. Důležitou součástí těchto pokusů je organické hnojení. Nejběžnějším hnojivem, které bylo používáno v průběhu staletí je chlévský hnůj. Jeho blahodárné účinky se významnou mírou podílejí na výnosech plodin, kvality produktů a také na vlastnostech půd (Körschens et al. 1998, 2004, 2010).

Největší expozice rizikovým kovům hrozí většině lidem díky obsahu těchto prvků v potravinách (IOVDIJOVÁ et al. 2010). Právě zrno obilnin může být významným zdrojem rizikových kovů v potravním řetězci, obzvláště u kovů mobilních a rostlině lehce dostupných jako například kadmium (KABATA - PENDIAS 2001).

5 Metodika

5.1 Charakteristika studijního území

5.1.1 Pokusná stanice Čáslav

Pokusná stanice se nachází v nadmořské výšce 263 metrů a na 49°85' severní šířky a 15°40' východní délky ve středočeském kraji se sídlem v areálu SZeŠ a RŠ Čáslav. Lokalita leží ve výrobní oblasti řepařské a podoblasti Ř1. Výměra obhospodařované půdy je 16,8 ha.

Půdním typem je zde šedozem hlinitá, na pokusných pozemcích potom hlinitopísčítá středně humózní. Hloubka ornice je 40 – 50 cm, v hlubších vrstvách okolo 80 cm je půda písčítá a níže už jen písek.

Pokusná stanice spadá do klimatického regionu T3 (oblast mírně teolá) klimatický region okrsek B2 (mírně teplý, mírně suchý, převážně s mírnou zimou). Agroklimatické členění: teplá, poměrně teplá, mírně suchá. Průměrná roční teplota vzduchu je 8,9 °C a průměrná teplota vzduchu za vegetační období je 13,6 °C. Průměrné roční srážky činí 555 MM, ve vegetačním období 427 mm (www.vurv.cz).

5.1.2 Pokusná stanice Ivanovice

Pokusná stanice Ivanovice se nachází v nadmořské výšce 225 metrů a na 49°19' severní šířky a 17°05' východní délky. Výrobní oblast je Ř1 (stejně jako u pokusné stanice Čáslav). Pozemky jsou vyčleněny po bývalém hospodářství stanice, kde pravidelně rotoval intenzivní řepařský osevní postup. Jedná se o rovinaté pozemky a výměře 36 ha.

Půdní typ je zde degradovaná černozem hlinitá. Půdy jsou zde hlinité a úrodné s přirozenou zásobou hlavních živin. Jsou to převážně aluviální a diluviální hlinité půdy na sprašových podložích. Ornice je hluboká cca 40 cm tmavohnědé barvy.

Stanice se nachází v klimatickém regionu T2 a klimatické oblasti M15 (oblast teplá), klimatickém okrsku A3, teplý mírně suchý s mírnou zimou. Průměrná teplota je zde 9,17 °C a roční úhrn srážek 548,1 mm (www.vurv.cz).

5.1.3 Pokusná stanice Lukavec u Pacova

Pokusná stanice v Lukavci u Pacova byla založena v roce 1956 Československou akademií zemědělských věd (ČSAZV), jako samostatné pracoviště tehdejšího Výzkumného ústavu rostlinné výroby v Praze-Ruzyni. V roce 2006 tomu již bylo 50 let, co se na jejím území provádí dlouhodobé stacionární výživářské pokusy (VOP).

Pokusná stanice v Lukavci u Pacova leží v nadmořské výšce 620 m, a průměrná roční teplota je zde 6,8 °C, suma ročních srážek činí 686 mm. Nachází se ve výrobní oblasti bramborářské, půda je zde písčitohlinitá kambizem. Klimatický region je zde mírně teplý vlhký. (Baier, J. 2000).

5.1.4 Pokusný materiál

Pro analýzy byly vybrány vzorky zrna a slámy ozimé pšenice a půdy z orniční vrstvy sklizené a odebrané v roce 2013: 1) na pozemcích kontrolních, tedy bez aplikace hnojiv, 2) na pozemcích ošetřených chlévským hnojem a 3) na pozemcích ošetřených kombinací chlévského hnoje a NPK. Pokusný materiál byl odebrán a připraven k analýze ve spolupráci s pracovníky Výzkumného ústavu rostlinné výroby v Praze-Ruzyni, analýzy probíhaly v laboratořích katedry agroenvironmentální chemie a výživy rostlin.

5.2 Metody chemických analýz použitých pro jednotlivá stanovení

5.2.1 Stanovení KVK

Kationtová výměnná kapacita byla stanovena jako součet obsahů Ca, Mg, K, Na, Fe, Mn a Al extrahovatelných 0,1 mol. l⁻¹ roztokem BaCl₂ (m/v) v poměru 1:20 (ISO, 1994).

5.2.2 Rozklad vzorků pro pseudocelkové obsahy prvků v půdách a celkové obsahy prvků v rostlinách

Navážíme 0,5 g půdního vzorku do teflonových nádob, přidáme 10 ml lučavky královské, a extrahujeme v uzavřeném systému. S mikrovlnným ohřevem Ethos 1 (MLS GmbH, Německo) po dobu 33 minut při teplotě 210 °C. Po vyjmutí z mikrovlnné pece a vychladnutí byly vzorky kvantitativně doplněny demineralizovanou vodou do 25 ml zkumavek a poté uchovány při laboratorní teplotě do doby měření.

U vzorků zrna a slámy pšenice bylo naváženo 0,5 g homogenizovaného vzorku, který byl zalit 8 ml 65 % kyseliny dusičné HNO₃ a 2 ml 30 % peroxidu vodíku H₂O₂. Takto připravený vzorek se extrahoval v teflonových reakčních nádobách v uzavřeném systému s mikrovlnným ohřevem v zařízení Ethos 1 (MLS GmbH, Německo) po dobu 30 minut a teplotě 220 °C. Po částečném zchlazení byla ze vzorku odpařena kyselina. Po úplném zchlazení byl vzorek kvantitativně převeden do zkumavky doplněn destilovanou vodou na 20 ml, poté se uskladnil v lednici o teplotě 6 °C do doby měření.

5.2.3 Extrakce 2M HNO₃

Navážíme 2 g zeminy do PE lahviček a přidáme 20 ml 2M kyseliny dusičné a necháme třepat na třepačce 6 hodin. Po 6 hodinách odstředíme a výsledný supernatant použijeme pro další analýzu (Borůvka et al., 1996).

5.2.4 Extrakce CaCl₂

Navážíme 2 g zeminy do PE lahviček a přidáme 20 ml 0,01M chloridu vápenatého. Poté necháme třepat na třepačce 2 hodiny a po dotřepání necháme odstředit. Po vyjmutí z třepačky přefiltrujeme přes filtrační papír a filtrát použijeme k další analýze (Novozamsky et al., 1993).

5.2.5 Extrakce kyselinou etylendiamin tetraoctovou (EDTA)

Navážíme 2 g zeminy do PE lahviček a přidáme 20 ml 0,05M EDTA a necháme třepat 1 hodinu. Po dotřepání necháme odstředit. Po vyjmutí z třepačky přefiltrujeme přes filtrační papír a filtrát použijeme k další analýze (Quevauviller, 1993).

5.2.6 Extrakce Mehlich III

Jako první se připraví 2 litry roztoku Mehlicha smícháním 40 g NH₄NO₃, 23 ml koncentrované CH₃COOH, 1,6 ml HNO₃, 80 ml zásobního roztoku (1 l: 13,9 g NH₄F, 7,34 g EDTA, deionizovaná voda) a doplněním deionizovanou vodou. Do 250ml umělohmotných lahviček navážíme 10 g vzorku a přidáme 100 ml roztoku Mehlich, poté necháme 10 minut třepat na třepačce. Po dotřepání obsah lahvičky přefiltrujeme. U každého vzorku provedeme extrakci dvakrát (Pierzynski, 2000).

5.2.7 Měření obsahu prvků

Pro stanovení obsahu prvků v mineralizátech a extraktech byla použita technika optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES) s axiálním uspořádáním plazmatu (Agilent 720, Agilent Technologies Inc., USA) s využitím dvoukanálové peristaltické pumpy, mlžné komory typu Struman Masters a pneumatického zmlžovače typu „V-groove“ vyrobeného z inertního materiálu. Podmínky měření byly následující: příkon do plazmatu 1.2 kW, průtok plazmového argonu 15.0 L min⁻¹, průtok pomocného argonu 0.75 L.min⁻¹, průtok argonu zmlžovačem 0.9 L.min⁻¹.

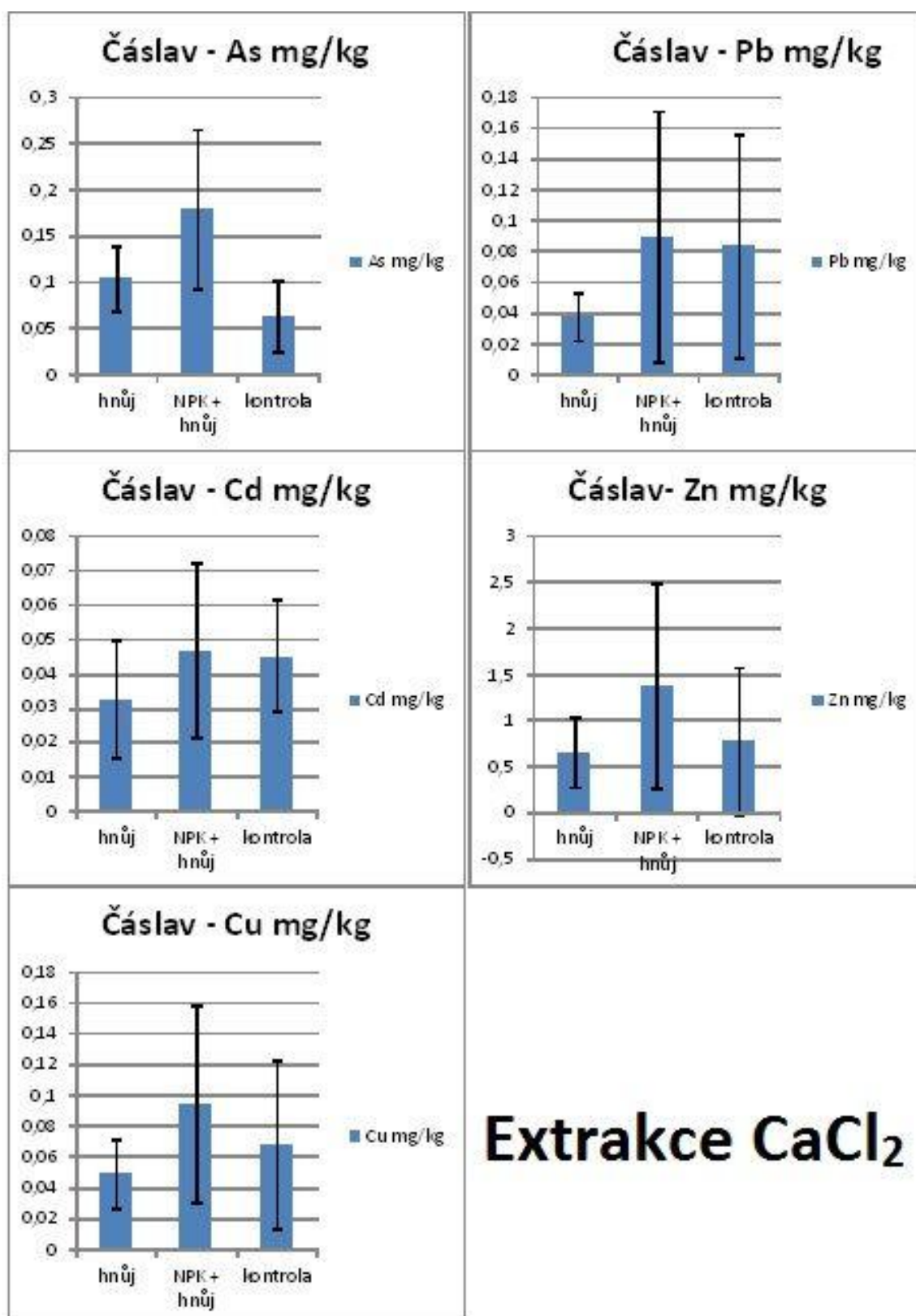
6 Výsledky a diskuze

6.1 extrakce CaCl₂

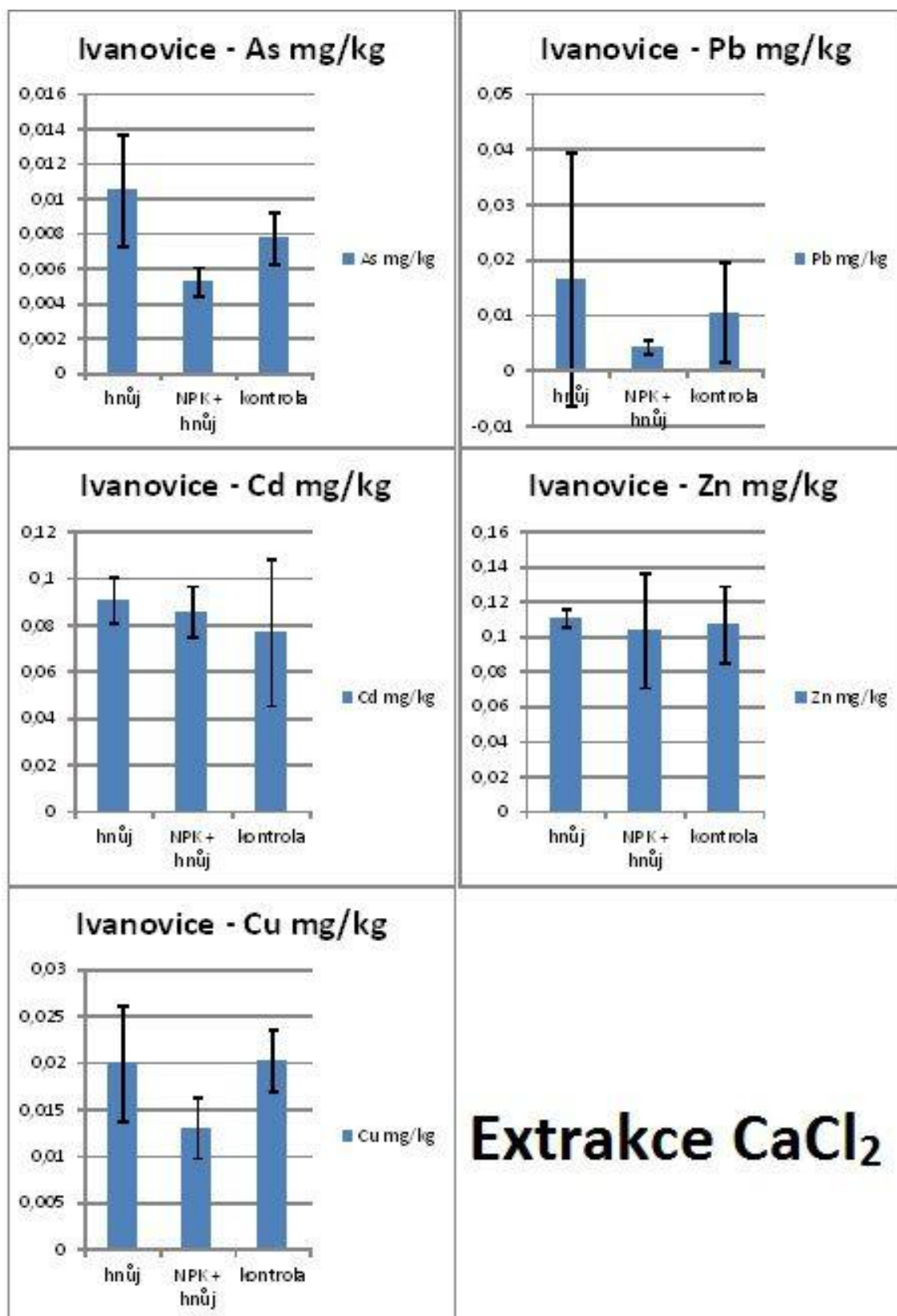
U extrakce CaCl₂ byl na pokusném pozemku v Čáslavi nejvyšší obsah všech námi sledovaných rizikových prvků vždy v případě aplikace organického hnojiva v kombinaci s NPK a to 0,179 mg.kg⁻¹, 0,047 mg.kg⁻¹, 0,094 mg.kg⁻¹, 0,09 mg.kg⁻¹, 1,375 mg.kg⁻¹ v pořadí arsen, kadmium, měď, olovo, zinek. Nutno ovšem dodat, že v případě olova a kadmia byla koncentrace téměř stejná jako v případě kontroly. Koncentrace všech rizikových prvků měly tendenci ke zvýšení, avšak nejsou nijak statisticky významné. Viz. Obrázek 1.

Na pokusném pozemku v Ivanovicích měly koncentrace opačnou tendenci než v případě Čáslavi. Téměř ve všech případech byla koncentrace rizikových prvků nejnižší právě u aplikace hnoje s NPK. Pouze v případě kadmia byla jeho koncentrace o 0,009 mg.kg⁻¹ vyšší než v případě kontroly, ovšem o 0,005 mg.kg⁻¹ nižší než při hnojení pouze hnojem. U všech prvků, s výjimkou mědi, byla jejich koncentrace u hnoje vyšší než jejich koncentrace u kontroly, statisticky významné ale hodnoty, zinku, olova a kadmia nebyly. V případě mědi je pak měření v rozporu s tím z čeho vychází (Benke, 2008), který vlivem hnojení hnojem pozoroval statisticky významný nárůst její koncentrace. Viz. Obrázek 2.

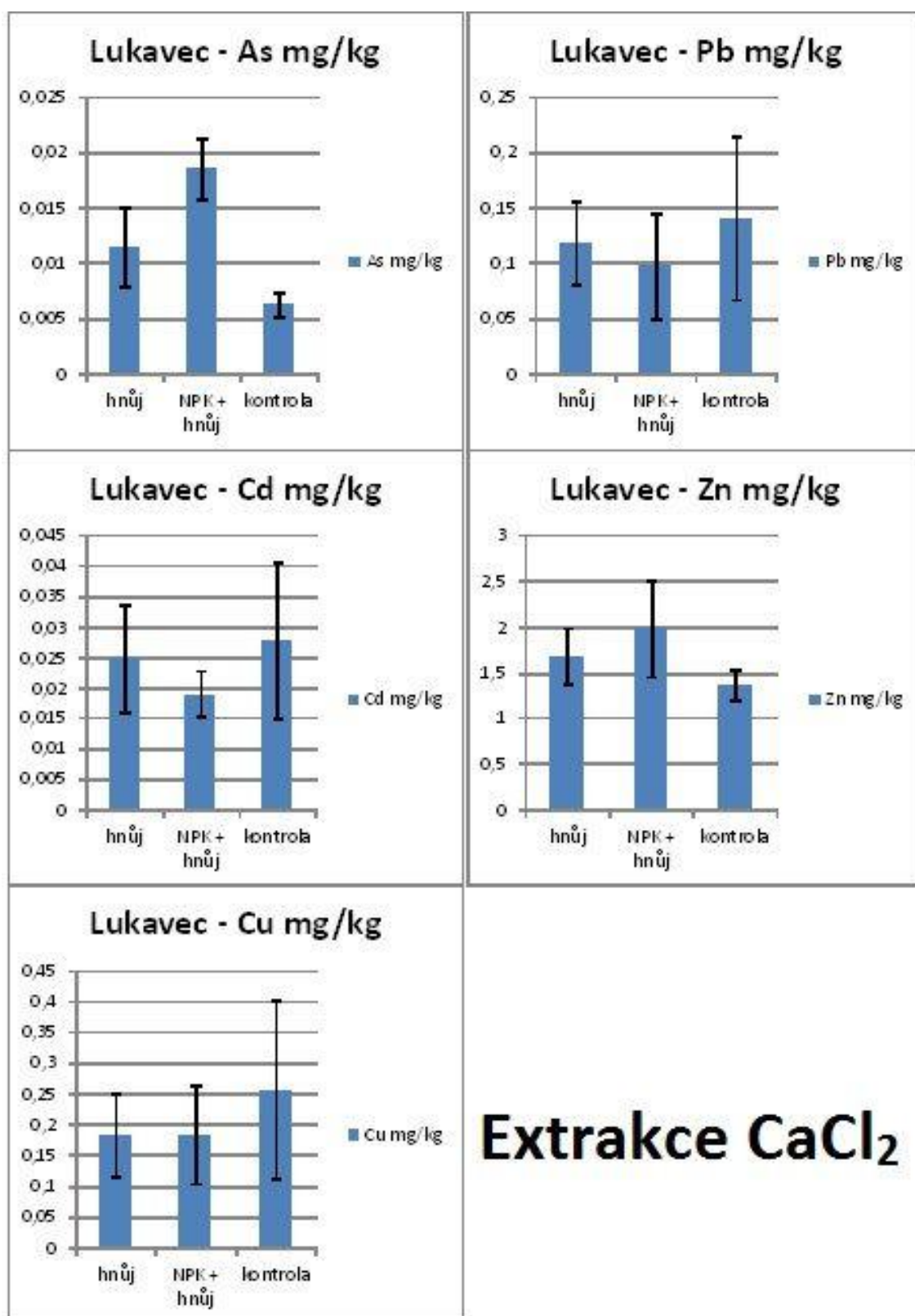
Na pokusném pozemku v Lukavci získané výsledky již nejsou tak jednoznačně jako u předchozích měření. Ve dvou případech, a to u arsenu, u kterého jsou hodnoty statisticky významné, a zinku, je nejvyšší koncentrace u kombinace hnoje + NPK, statisticky významná ale není. U prvků zbylých, tedy olova, mědi a kadmia, jsou nejvyšší koncentrace naměřeny u kontroly. U arsenu a zinku je pak koncentrace nižší u hnoje a nejnižší u kontroly. U olova a kadmia je pak druhá největší koncentrace naměřena v hnoji a nejnižší v hnoji v kombinaci s NPK. U mědi je druhá nejvyšší koncentrace shodná u hnoje i hnoje + NPK, a to 0,183 mg.kg⁻¹. Hodnoty u těchto tří prvků mají tendenci stoupat, ale statisticky významné nejsou. Viz. Obrázek 3.



Obrázek 1 – extrakce CaCl₂ Čáslav



Obrázek 2 extrakce CaCl₂ Ivanovice



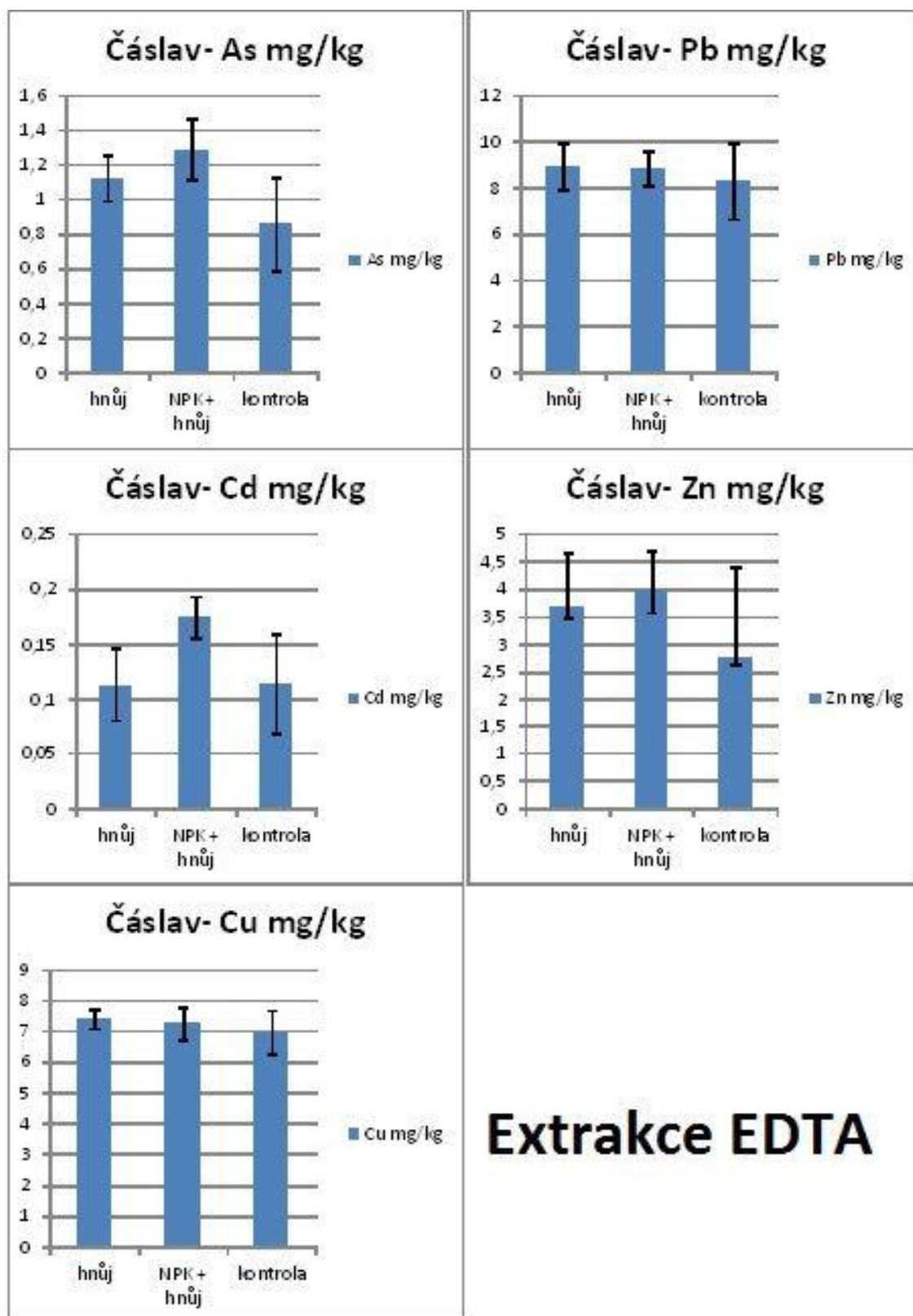
Obrázek 3 extrakce CaCl₂ Lukavec

6.2 Extrakce EDTA

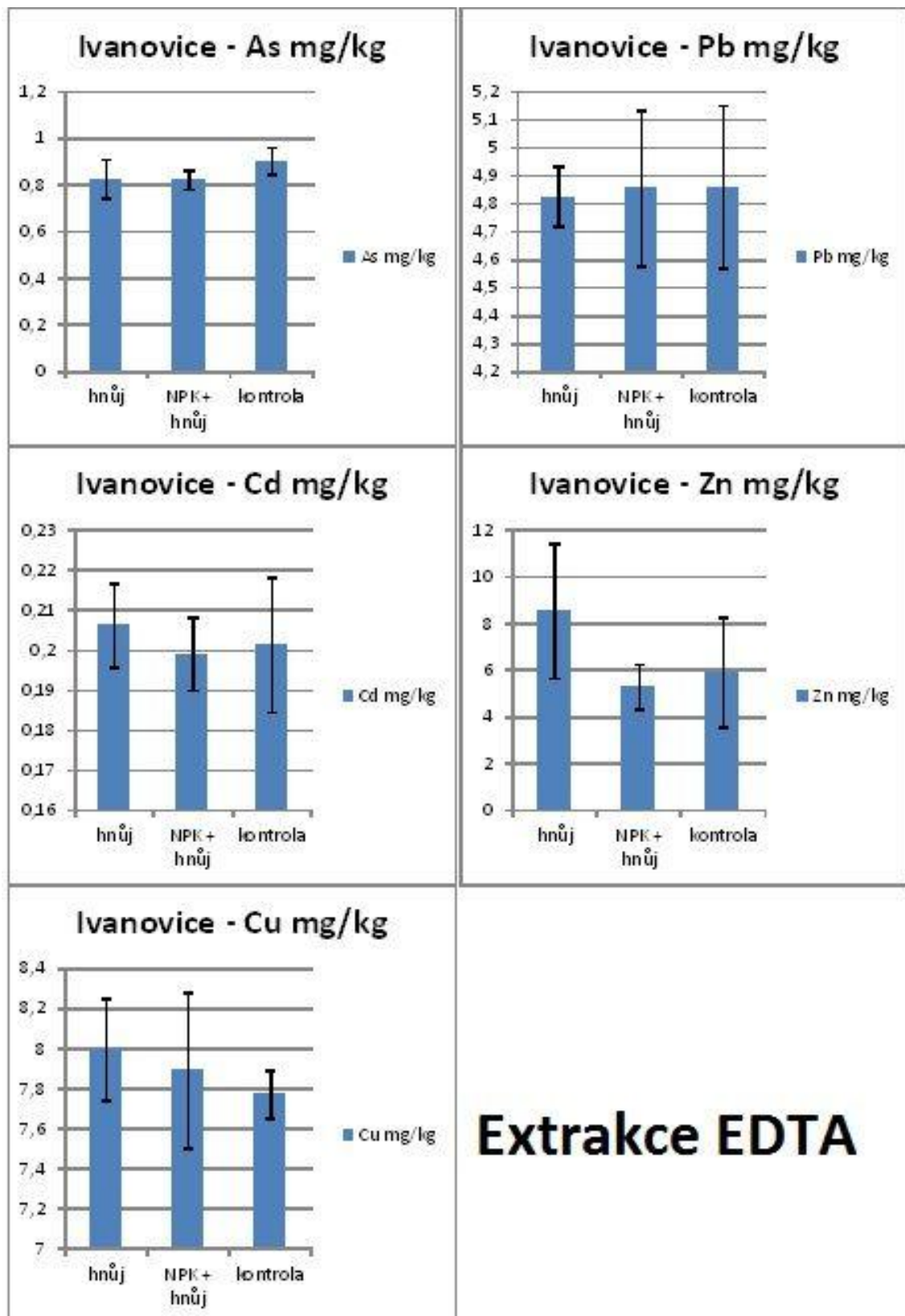
Na pokusném pozemku v Čáslavi mají měření pro všechny prvky nejnižší koncentrace u kontroly. U olova a mědi byly nejvyšší koncentrace neměřeny v případě hnojení hnojem, u olova $8,93 \text{ mg.kg}^{-1}$ a u mědi $7,39 \text{ mg.kg}^{-1}$. U arsenu, zinku a kadmia je pak největší koncentrace v případě hnoje + NPK, kdy u arsenu je to $1,29 \text{ mg.kg}^{-1}$ u zinku $3,96 \text{ mg.kg}^{-1}$ a u kadmia $0,17 \text{ mg.kg}^{-1}$. Vyšší koncentraci rizikových prvků u hnoje + NPK pozoroval i (Uprety, 2008) Jediné kadmium má však zde statisticky významné hodnoty. Viz. Obrázek 4.

Měření v Ivanovicích ukázala ve dvou případech, konkrétně u arsenu a olova, nejvyšší koncentrace u kontroly. V případě arsenu jsou dokonce koncentrace u hnoje a hnoje + NPK vyrovnané $0,82 \text{ mg.kg}^{-1}$, u kontroly je pak naměřená hodnota $0,9 \text{ mg.kg}^{-1}$. V případě kadmia, zinku a mědi je největší koncentrace prvku naměřena u aplikace samotného hnoje. U kadmia a zinku je koncentrace hnoje + NPK nižší než u kontroly. U zinku je vidět největší rozdíl mezi jednotlivými metodami hnojení, kdy je koncentrace u hnoje $8,53 \text{ mg.kg}^{-1}$, u hnoje + NPK $5,28 \text{ mg.kg}^{-1}$ a u kontroly $5,9 \text{ mg.kg}^{-1}$. U mědi, jako jediné, se koncentrace postupně snižuje od aplikace hnoje $7,99 \text{ mg.kg}^{-1}$, hnoje + NPK $7,89 \text{ mg.kg}^{-1}$ po kontrolu $7,77 \text{ mg.kg}^{-1}$. U všech prvků jsou ale naměřené hodnoty statisticky nevýznamné. Viz. Obrázek 5.

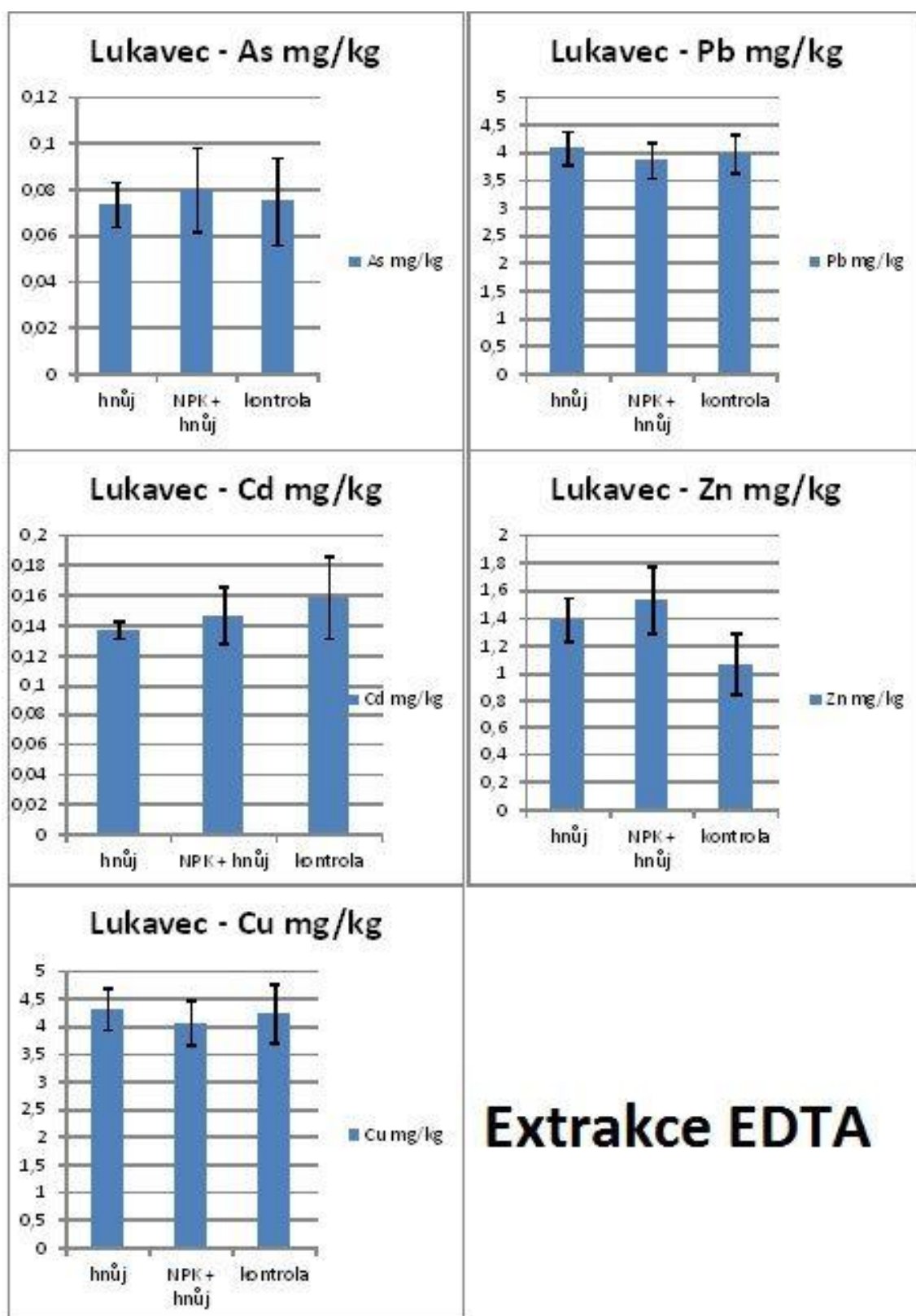
Stejně jako u měření extrakce CaCl_2 v Lukavci, je i zde u arsenu a zinku nejvyšší koncentrace těchto prvků u hnoje + NPK, u arsenu $0,08 \text{ mg.kg}^{-1}$ a $1,53 \text{ mg.kg}^{-1}$ u zinku. S tím rozdílem, že u arsenu je koncentrace nejnižší u hnoje $0,07 \text{ mg.kg}^{-1}$, u zinku u kontroly $1,07 \text{ mg.kg}^{-1}$. Měď a olovo mají největší koncentraci v případě hnojení pouze hnojem $4,08 \text{ mg.kg}^{-1}$ u olova $4,31 \text{ mg.kg}^{-1}$ u mědi. Nejnižší koncentraci pak mají u hnoje + NPK $3,86 \text{ mg.kg}^{-1}$ u olova a $4,06 \text{ mg.kg}^{-1}$ u mědi. Kadmium je pak nejvíce koncentrované u kontroly $0,16 \text{ mg.kg}^{-1}$ a nejnižší u hnoje $0,14 \text{ mg.kg}^{-1}$. Ačkoli všechny prvky, s výjimkou kadmia, mají tendenci stoupat u hnojených variant, jediným, který má statisticky významné hodnoty je však zinek. Nárůst koncentrace zinku potvrzuje také (Benke, 2008) Viz. Obrázek 6.



Obrázek 4 extrakce EDTA Čáslav



Obrázek 5 extrakce EDTA Ivanovice



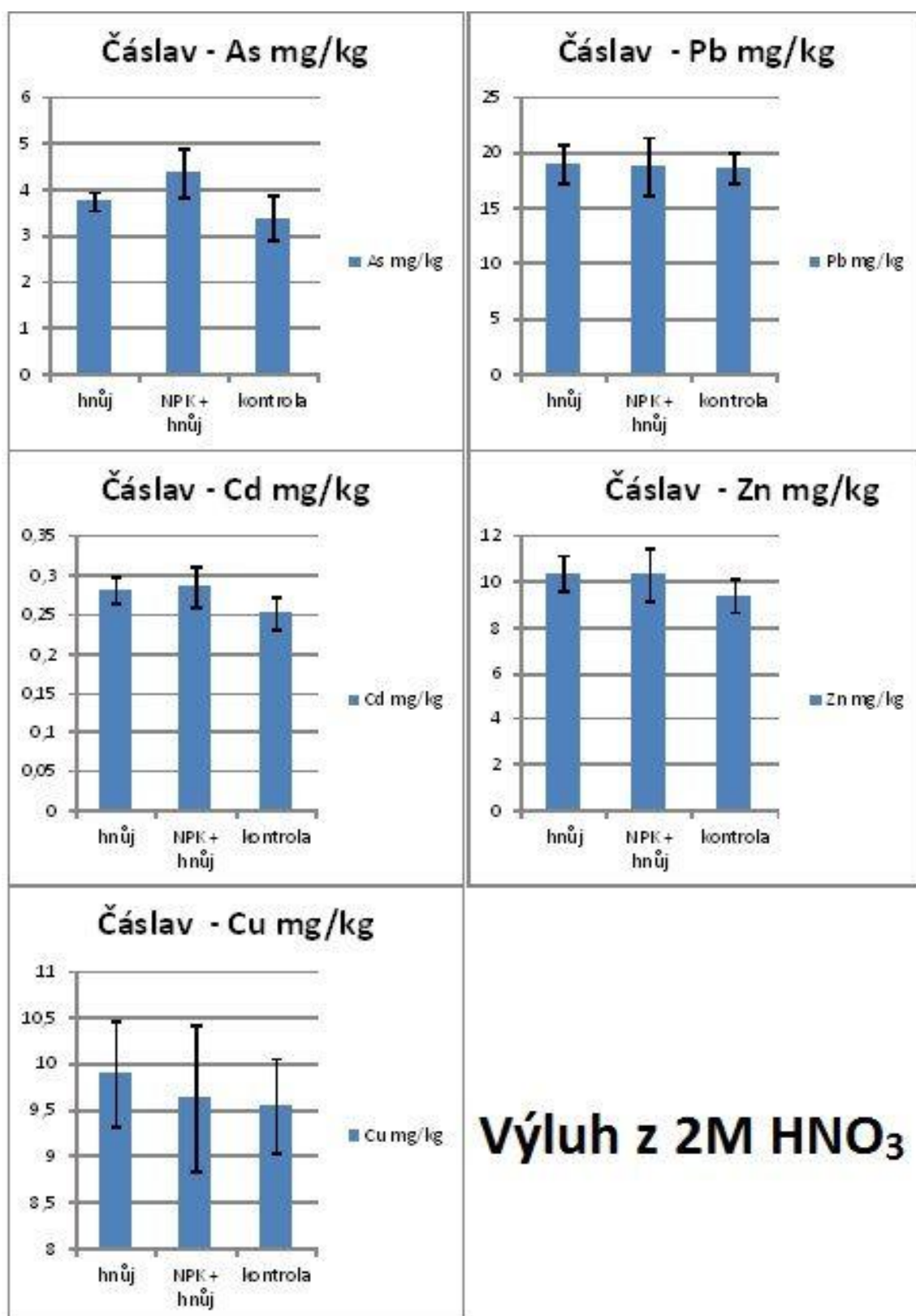
Obrázek 6 extrakce EDTA Lukavec

6.3 Extrakce 2M HNO₃

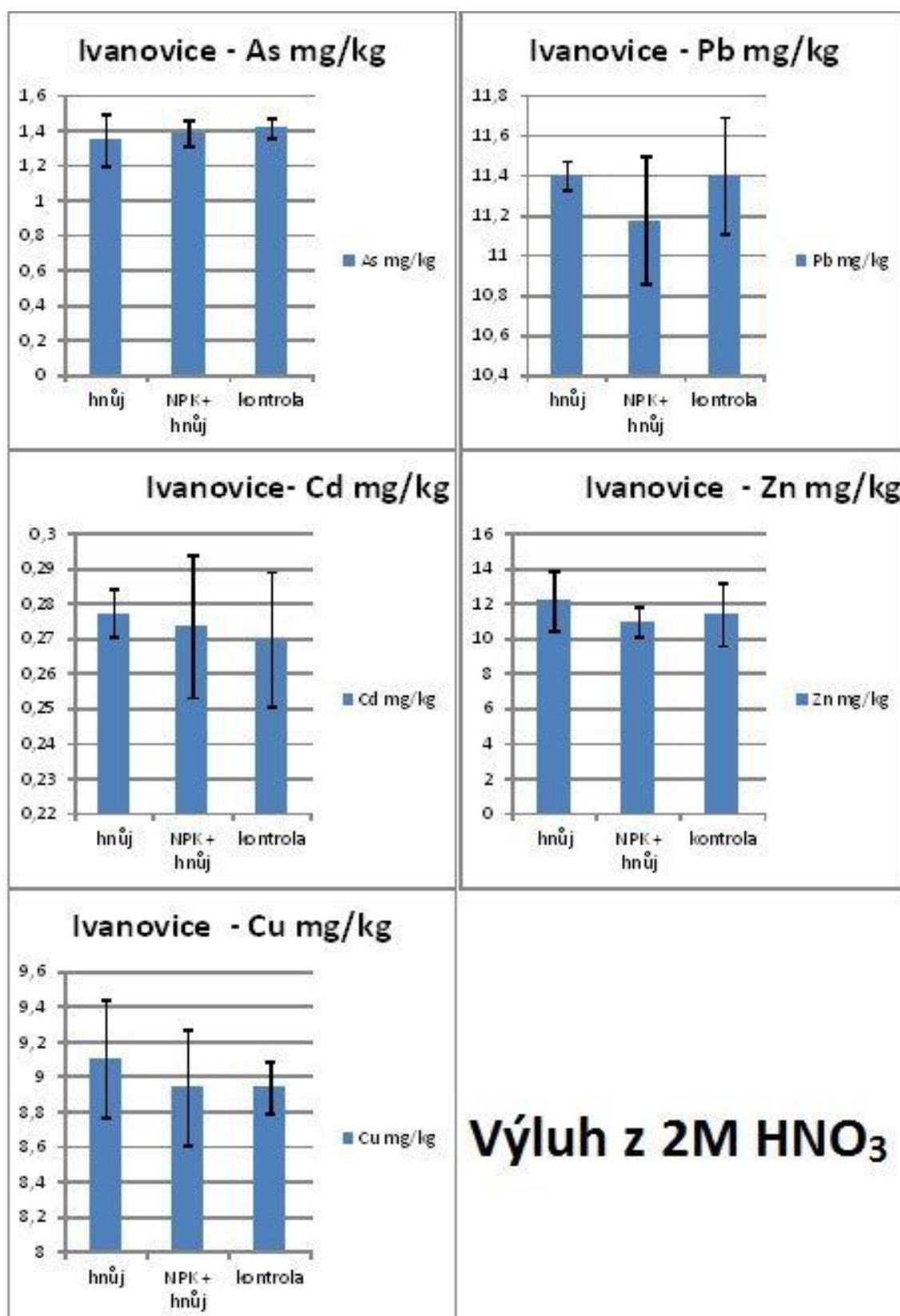
U extrakce 2M HNO₃ na pokusných pozemcích v Čáslavi byla největší koncentrace u arsenu a kadmia u hnoje + NPK, 4,36 mg.kg⁻¹ arsenu a 0,28 mg.kg⁻¹ kadmia a nejnižší pak v případě kontroly 3,36 mg.kg⁻¹ u arsenu a 0,25 mg.kg⁻¹ u kadmia. Pro olovo, zinek a měď je největší koncentrace u hnoje. 18,95 mg.kg⁻¹ olovo, 10,36 mg.kg⁻¹ zinek a 9,89 mg.kg⁻¹ měď. Ve všech případech je pak nejnižší koncentrace v kontrole 18,6 mg.kg⁻¹ olovo, 9,38 mg.kg⁻¹ zinek a 9,56 mg.kg⁻¹ měď. Nárůst koncentrace rizikových prvků v půdě důsledkem hnojení hnojem nebo hnoje + NPK potvrzuje (Uprety, 2008). Veškeré naměřené hodnoty splňovaly normu danou vyhláškou mžp 13/1994 Sb. a nebyly nijak statisticky významné. Viz. Obrázek 7.

Na pokusném stanovišti Ivanovice byly ve všech případech, až na arsen, nejvyšší koncentrace u hnoje. U olova 11,4 mg.kg⁻¹, kadmia 0,28 mg.kg⁻¹, zinku 12,15 mg.kg⁻¹, mědi 9,1 mg.kg⁻¹. Olovo má totožnou hodnotu jako u hnoje v případě kontroly, hnůj + NPK má pak koncentraci nejnižší 11,18 mg.kg⁻¹. Zinek má také nejnižší hodnotu koncentrace u hnoje + NPK a to 10,95 mg.kg⁻¹, hodnota kontroly je 11,39 mg.kg⁻¹. U mědi jsou potom koncentrace stejné u hnoje + NPK a u kontroly 8,94 mg.kg⁻¹. U kadmia pak koncentrace klesá přes hnůj + NPK 0,273 mg.kg⁻¹ ke kontrole 0,269 mg.kg⁻¹. U arsenu je tendence opačná, kdy koncentrace u hnoje je nejnižší 1,35 mg.kg⁻¹ a nejvyšší pak v kontrole 1,41 mg.kg⁻¹. Veškeré naměřené hodnoty i zde, jako v případě Čáslavi, splňovaly normu danou vyhláškou mžp 13/1994 Sb. a nebyly nijak statisticky významné. Viz. Obrázek 8.

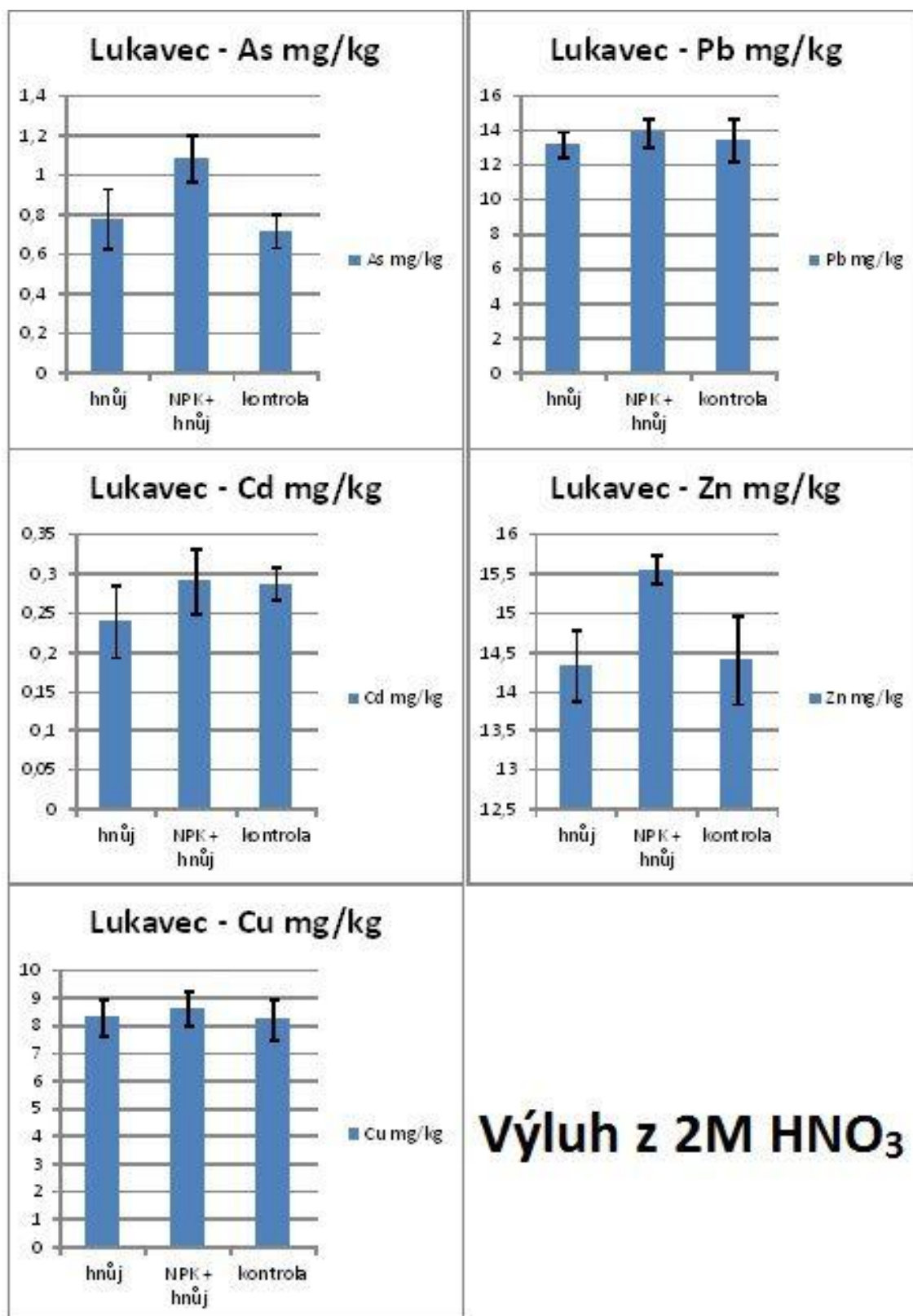
Na pokusné stanici Lukavec byla koncentrace ve všech případech nejvyšší u hnoje + NPK, což se shoduje s (Uprety, 2008). U arsenu a mědi byla nejnižší koncentrace u kontrolních vzorků, 0,71 mg.kg⁻¹ pro arsen a 8,2 mg.kg⁻¹ u mědi. Zinek, kadmium a olovo mělo nejnižší zastoupení ve hnoji 14,33 mg.kg⁻¹ zinku, 0,24 mg.kg⁻¹ kadmia, 13,15 mg.kg⁻¹ olova. Hodnoty měly tendenci stoupat u hnoje + NPK ve všech měření, statisticky významné byly ale pouze u arsenu a zinku, což potvrzuje (Benke, 2008). Veškeré naměřené hodnoty i zde, jako u obou předchozích měření, splňovaly normu danou vyhláškou mžp 13/1994 Sb. Viz. Obrázek 9.



Obrázek 7 výluh z 2M HNO₃ Čáslav



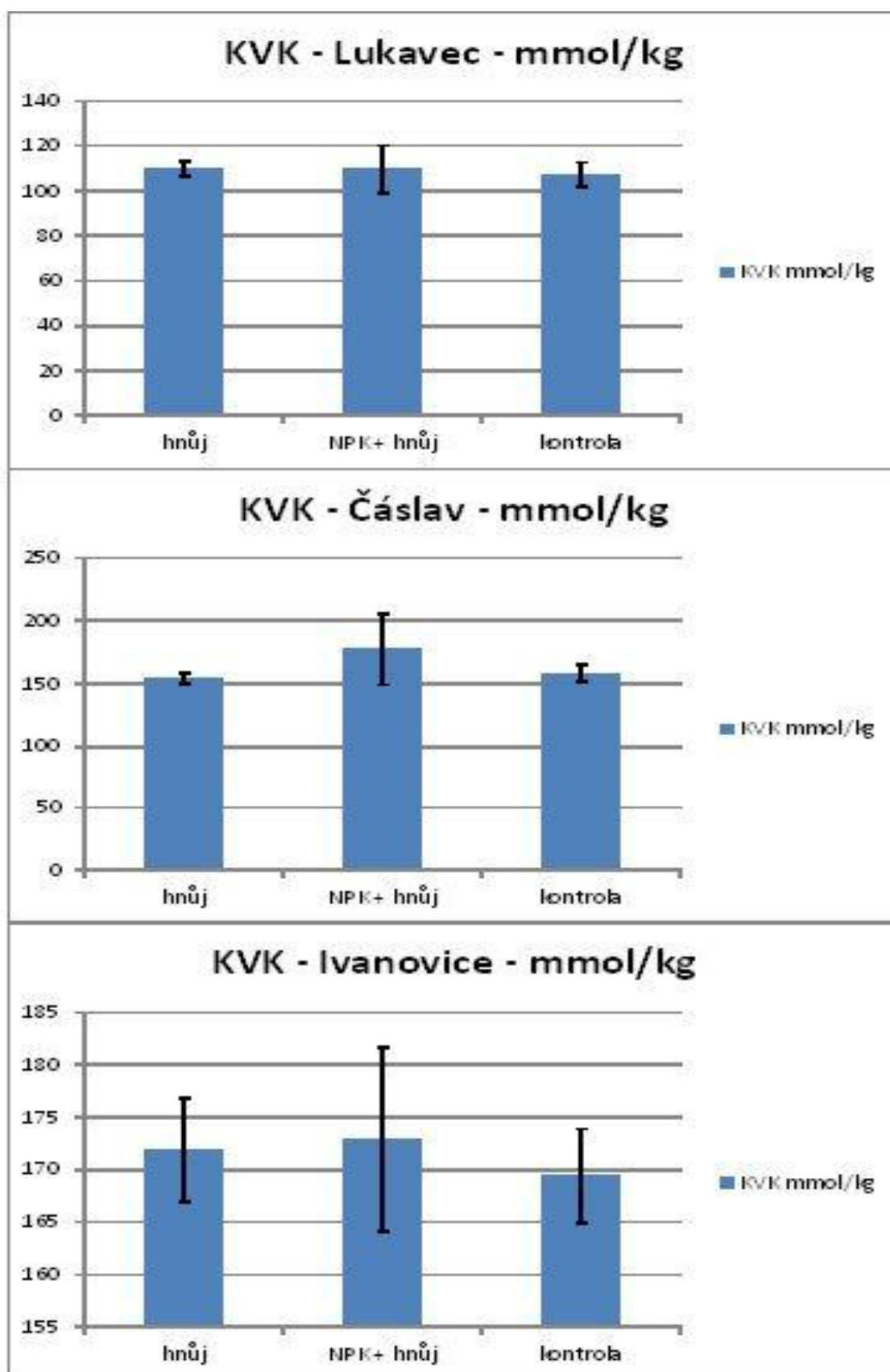
Obrázek 8 výluh z 2M HNO₃ Ivanovice



Obrázek 9 výluh z 2M HNO₃ Lukavec

6.4 KVK

Kationtová výměnná kapacita na stanovišti Lukavec byla ve všech případech vyhodnocena jako nízká. Na pokusném pozemku v Čáslavi se již výsledky lišily. V případě kontrolních pozemků a hnojených pouze hnojem byla kationtová výměnná kapacita nižší střední a u hnoje + NPK vyšší střední. V Ivanovicích pak byla na kontrole střední nižší a u hnoje a hnoje + NPK střední vyšší. KVK byla hodnocena podle Bowera. Hodnoty mají sice tendenci stoupat, ale statisticky významné nejsou. Viz. Obrázek 10.



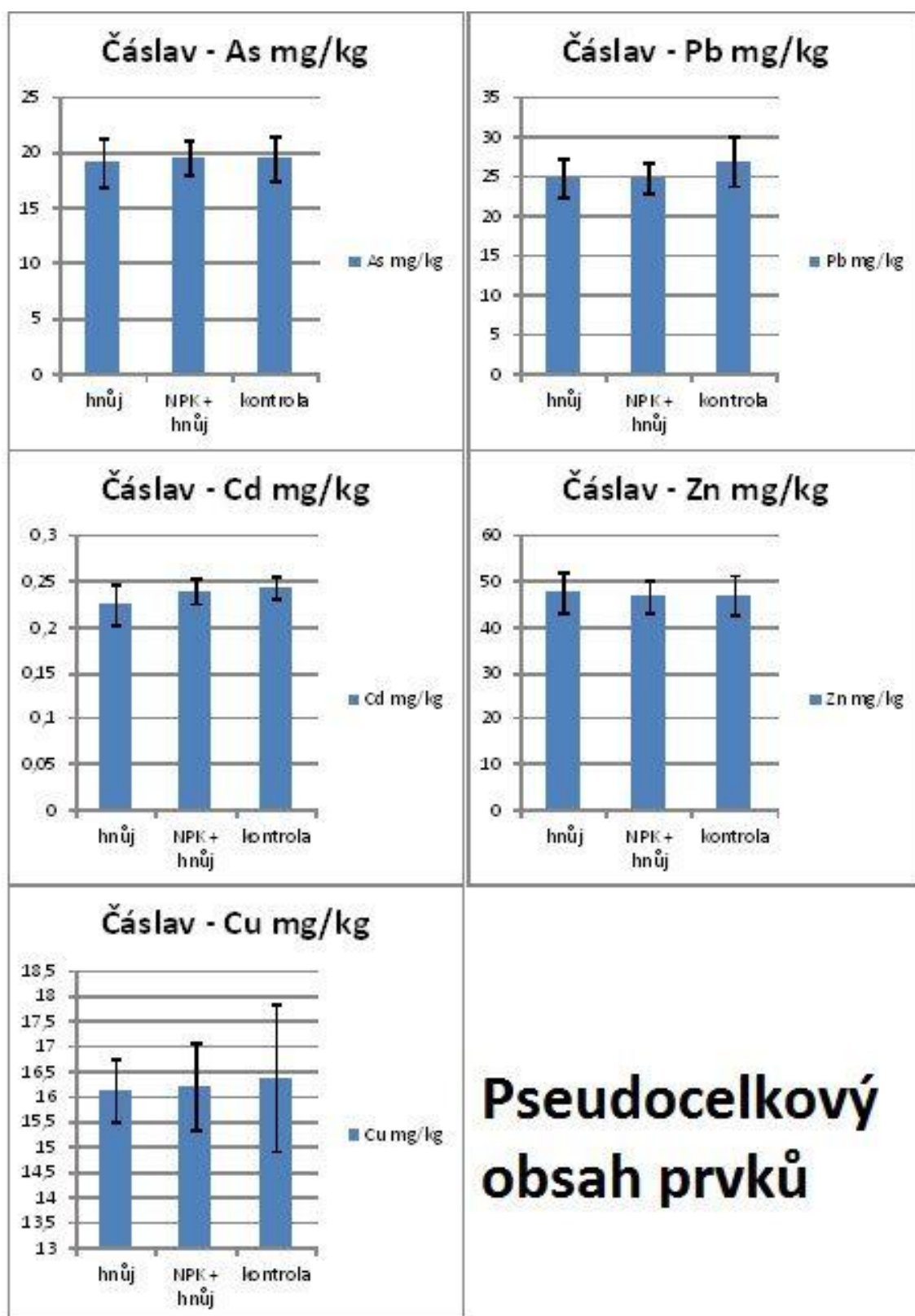
Obrázek 10 KVK

6.5 Pseudocelkový obsah prvků

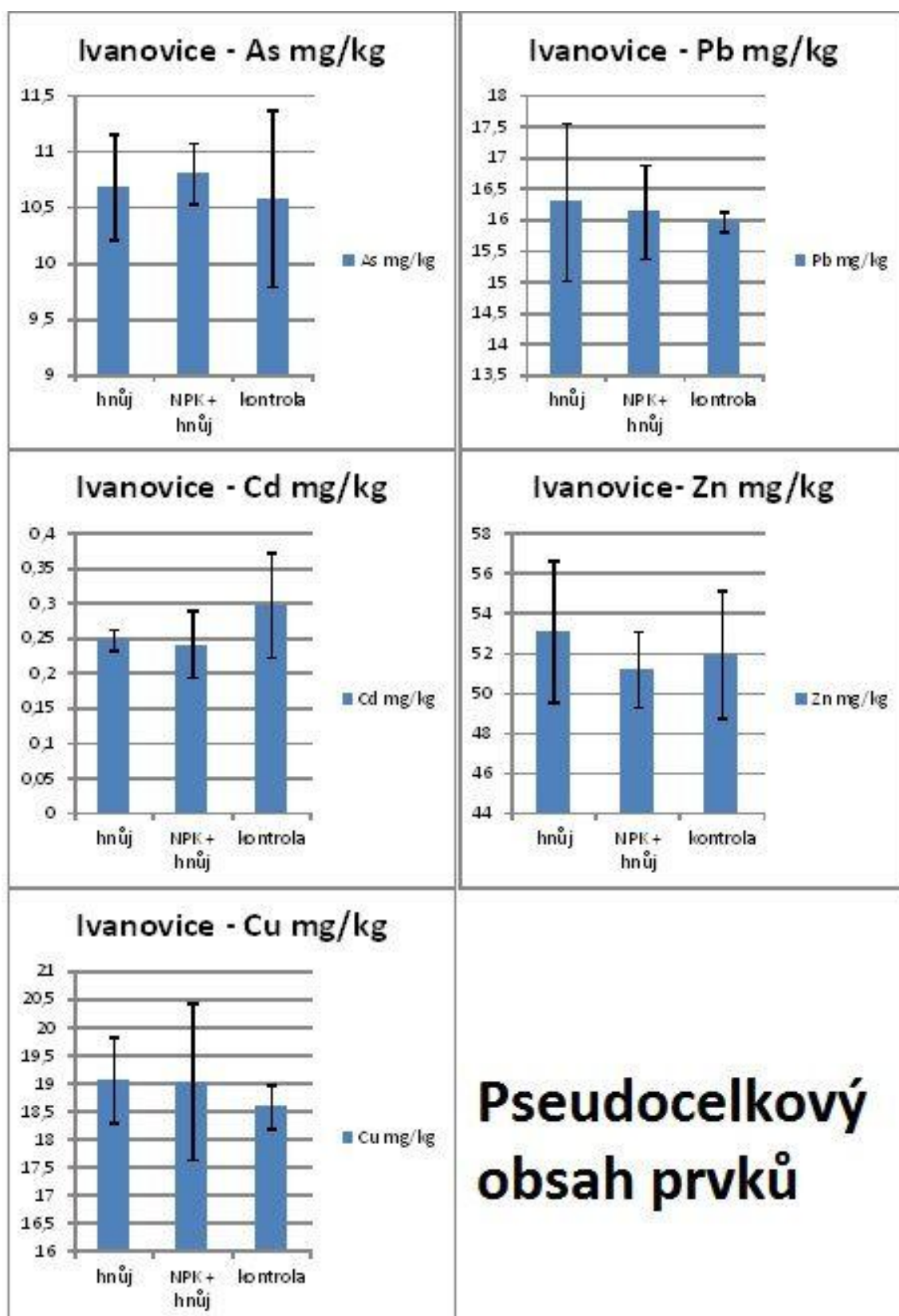
Ve vzorcích z Čáslavi byla nejvyšší koncentrace v případě arsenu u hnojení hnojem + NPK $19,5 \text{ mg.kg}^{-1}$. U zinku tomu tak bylo v případě hnoje samotného a to $47,53 \text{ mg.kg}^{-1}$. U ostatních prvků byla koncentrace největší u vzorků kontroly. U kontrolních vzorků pak hodnota olova dosahuje koncentrace $26,9 \text{ mg.kg}^{-1}$ a u hnoje a hnoje + NPK pak hodnot totožných a to $24,7 \text{ mg.kg}^{-1}$. U kadmia je rozdíl minimální, kdy nejvyšší koncentrace je u kontroly $0,243 \text{ mg.kg}^{-1}$ a nejnižší u samotného hnoje $0,224 \text{ mg.kg}^{-1}$. Naměřené hodnoty ani v jednom případě nepřekročili normu stanovenou mžp 13/1994 Sb. a nejsou ani statisticky významné. Viz. Obrázek 11.

Na pokusném pozemku v Ivanovicích byla nejvyšší koncentrace naměřena u samotného hnoje v případě olova $16,29 \text{ mg.kg}^{-1}$, zinku $53,07 \text{ mg.kg}^{-1}$ a mědi $19,05 \text{ mg.kg}^{-1}$, u hnoje + NPK pro arsen $10,8 \text{ mg.kg}^{-1}$ a u kontroly pro kadmium $0,3 \text{ mg.kg}^{-1}$. U kadmia pak hodnota nejnižší byla u hnoje + NPK, $0,241 \text{ mg.kg}^{-1}$ a u arsenu v případě kontroly $10,58 \text{ mg.kg}^{-1}$. Olovo i měď měly nejnižší koncentrace v kontrole, $15,96 \text{ mg.kg}^{-1}$ olova a $18,58 \text{ mg.kg}^{-1}$ mědi. U zinku pak byla nejnižší koncentrace u hnoje + NPK $51,19 \text{ mg.kg}^{-1}$. Jako na předchozím stanovišti v Čáslavi ani zde naměřené hodnoty nepřekročili normu 13/1994 SB. a ani zde nejsou statisticky významné. Viz. Obrázek 12.

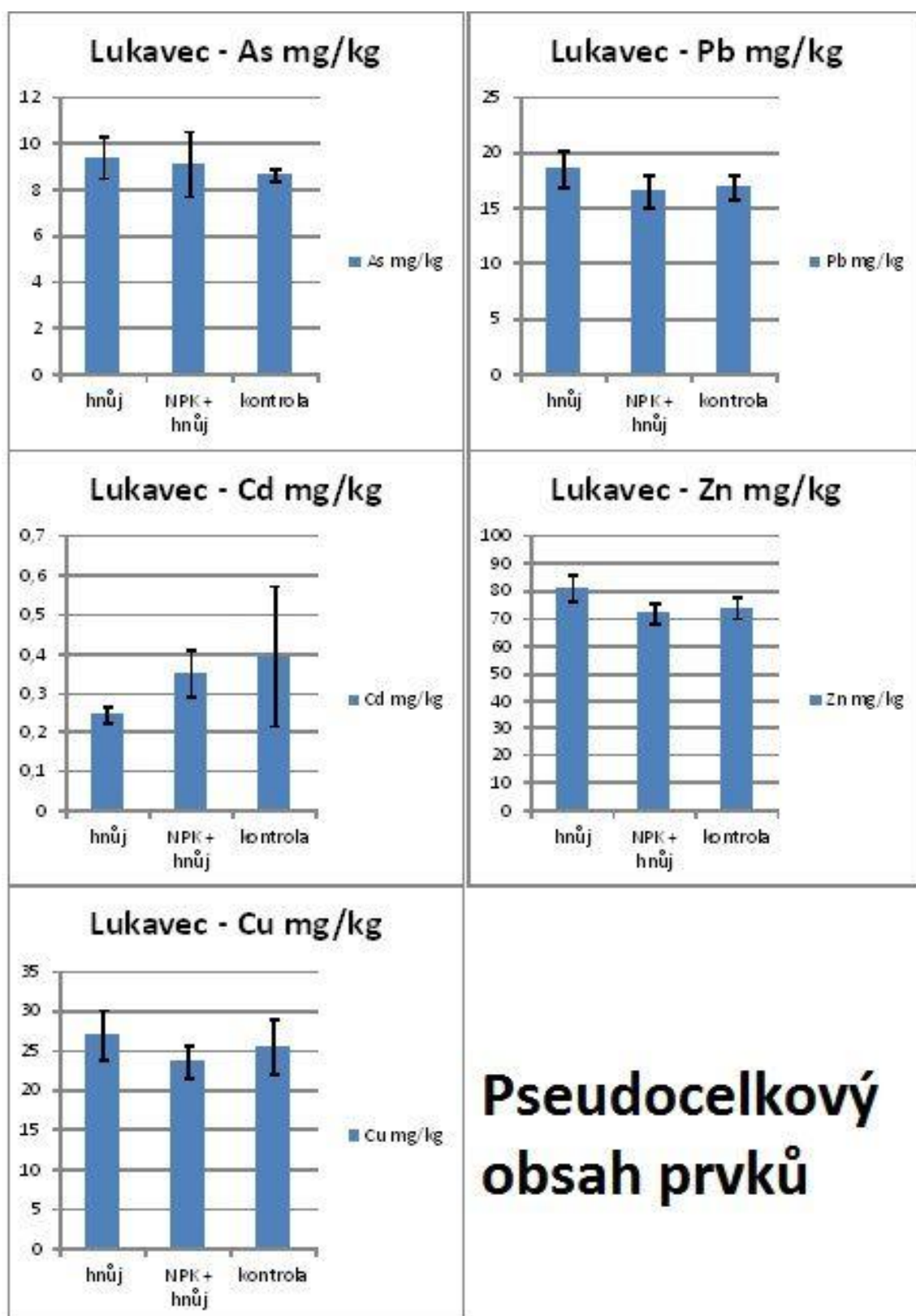
Na pokusném stanovišti Lukavec byly největší koncentrace naměřeny u hnojení pouze hnojem u všech prvků s výjimkou kadmia. Nejvyšší koncentrace u jednotlivých prvků pak byly: $9,38 \text{ mg.kg}^{-1}$ arsenu, $18,53 \text{ mg.kg}^{-1}$ olova, $81,07 \text{ mg.kg}^{-1}$ zinku, $26,98 \text{ mg.kg}^{-1}$ mědi. U arsenu u jediného byla nejnižší koncentrace v kontrole $8,63 \text{ mg.kg}^{-1}$. U olova $16,51 \text{ mg.kg}^{-1}$, zinku $71,82 \text{ mg.kg}^{-1}$, mědi $23,63 \text{ mg.kg}^{-1}$ pak byly nejnižší koncentrace u hnoje + NPK. Jediné kadmium mělo největší koncentrace u kontroly, a to $0,39 \text{ mg.kg}^{-1}$ a nejnižší u hnoje samotného $0,24 \text{ mg.kg}^{-1}$. Jak již bylo zmíněno u všech prvků s výjimkou kadmia, mají hodnoty tendenci stoupat u vzorků půdy se samotným hnojem, avšak statisticky významné na rozdíl od kadmia nejsou. Ani zde nebyly překročeny normy dané vyhláškou mžp 13/1994 Sb. Viz. Obrázek 13.



Obrázek 11 pseudocelkový obsah prvků Čáslav



Obrázek 12 pseudocelkový obsah prvků Ivanovice



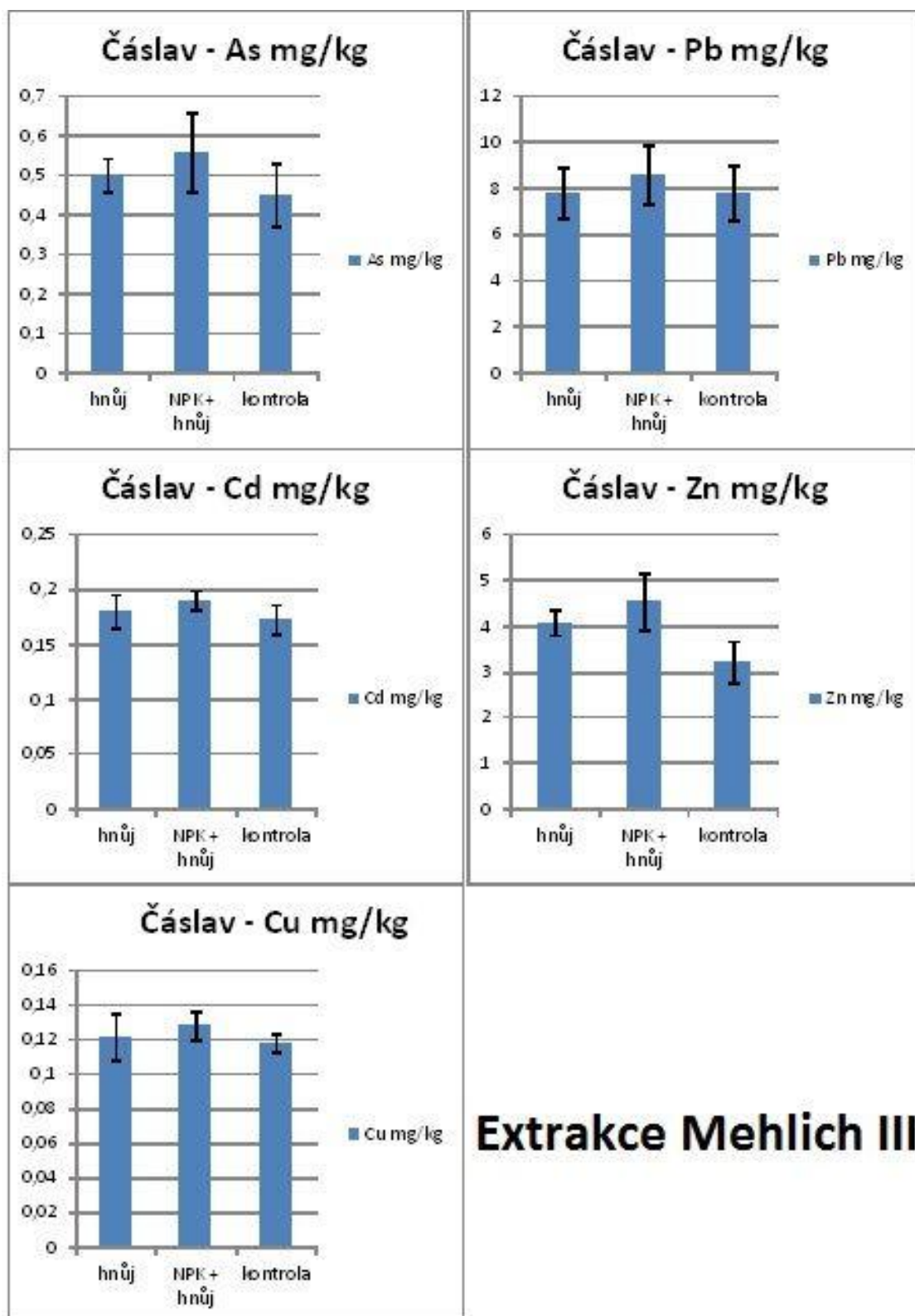
Obrázek 13 pseudocelkový obsah prvků Lukavec

6.6 Extrakce Mehlich

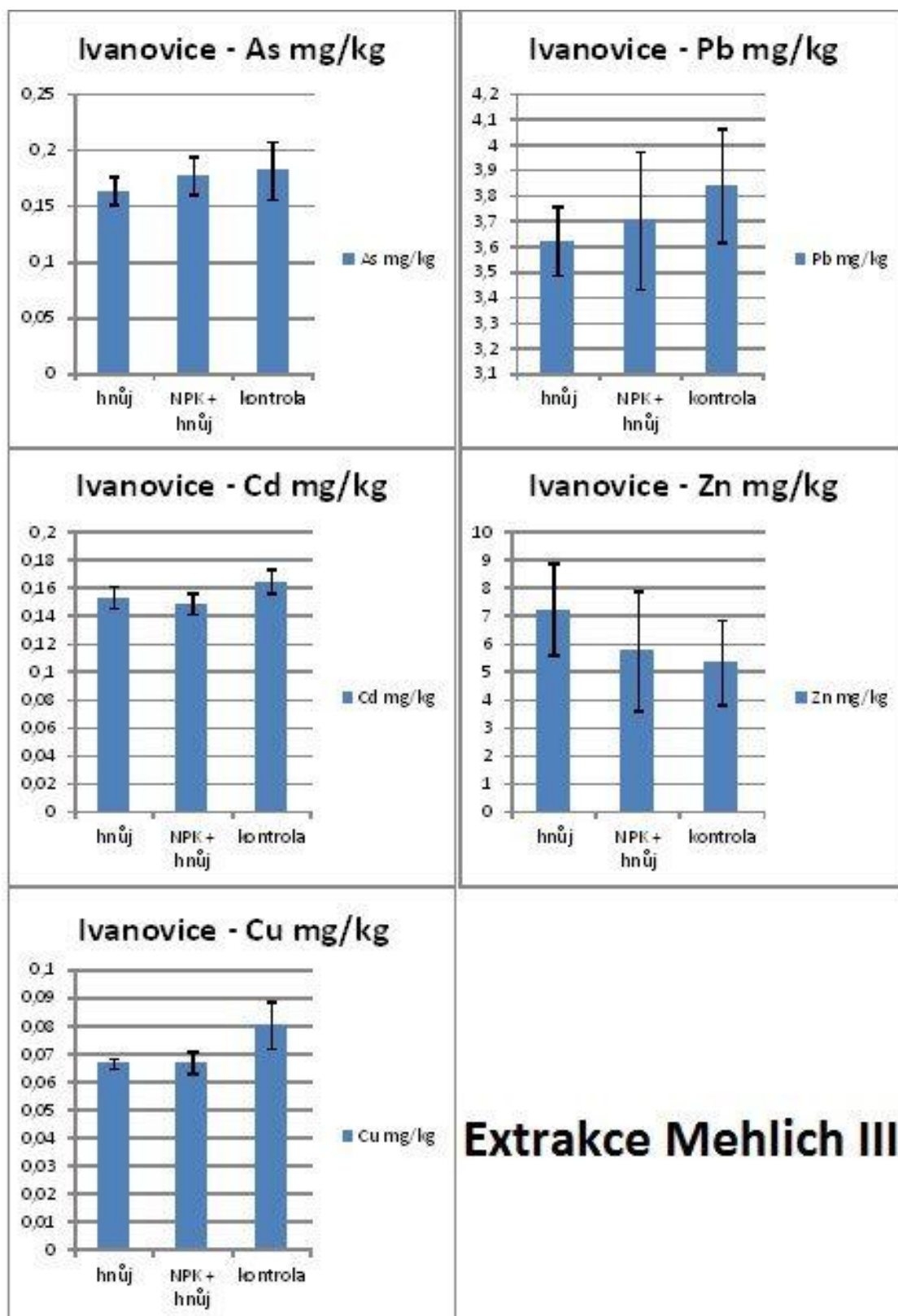
Na pokusném stanovišti v Čáslavi byla nejvyšší koncentrace prvků ve všech případech u hnojení hnojem + NPK, druhá nejvyšší pak u hnoje samotného a nejnižší v případě kontroly. Pouze u olova jsou hodnoty u hnoje a kontroly shodné a to $7,8 \text{ mg.kg}^{-1}$. Nejvyšší koncentrace jednotlivých prvků u hnoje + NPK pak jsou: $0,56 \text{ mg.kg}^{-1}$ arsenu, $0,19 \text{ mg.kg}^{-1}$ kadmia, $0,13 \text{ mg.kg}^{-1}$ mědi, $8,57 \text{ mg.kg}^{-1}$ olova a $4,53 \text{ mg.kg}^{-1}$ zinku. Nenížší hodnoty v kontrolních vzorcích pak jsou: $0,45 \text{ mg.kg}^{-1}$ arsenu, $0,17 \text{ mg.kg}^{-1}$ kadmia, $0,12 \text{ mg.kg}^{-1}$ mědi, $3,21 \text{ mg.kg}^{-1}$ zinku. Jak bylo zmíněno u všech prvků hodnoty narůstají u hnoje + NPK, ale pouze u zinku, jako jediného, jsou statisticky významné. Viz. Obrázek 14.

Na pokusném stanovišti Ivanovice, byly nejvyšší koncentrace prvků až na zinek ve vzorcích kontroly. Pro jednotlivé prvky je to pak $0,18 \text{ mg.kg}^{-1}$ arsenu, $3,84 \text{ mg.kg}^{-1}$ olova, $0,16 \text{ mg.kg}^{-1}$ kadmia, $0,08 \text{ mg.kg}^{-1}$ mědi. U olova a arsenu byla nejnižší koncentrace naměřena u samotného hnoje, $0,16 \text{ mg.kg}^{-1}$ arsenu, a $3,62 \text{ mg.kg}^{-1}$ olova. Měď měla nejnižší koncentrace shodné u hnoje i hnoje + NPK a jako jediné ze všech prvků má hodnoty statisticky významné. Kadmium pak mělo nejnižší koncentraci u hnoje + NPK. Výjimku tvořil, jak již bylo zmíněno, zinek. Ten měl nejvyšší koncentraci u samotného hnoje $7,24 \text{ mg.kg}^{-1}$ a nejnižší u vzorků kontroly $5,33 \text{ mg.kg}^{-1}$. Viz. Obrázek 15.

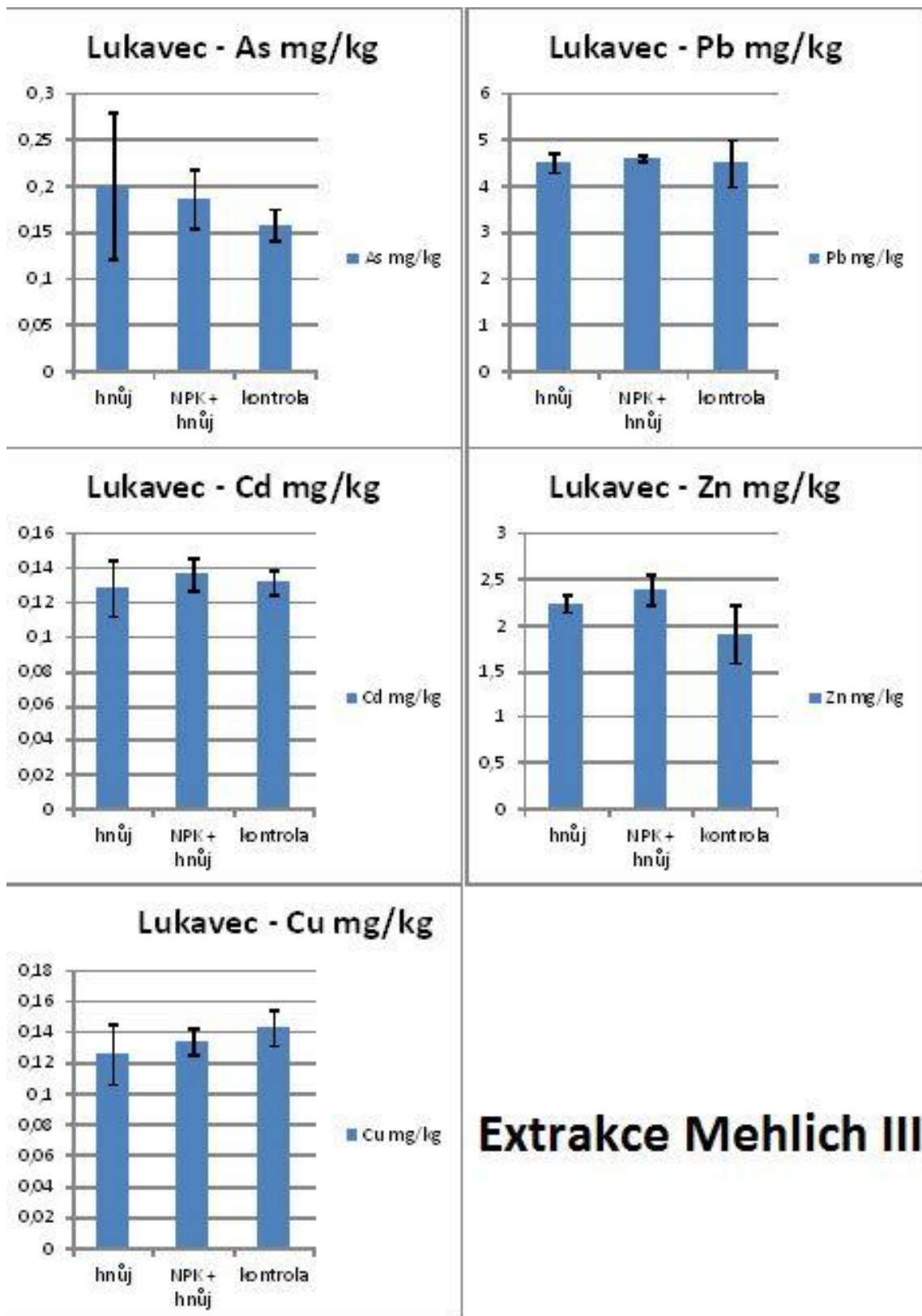
V lokalitě Lukavec byly naměřené hodnoty prvků velmi rozdílné. Například u hnojení hnojem + NPK byla největší koncentrace u zinku $2,38 \text{ mg.kg}^{-1}$, olova $4,61 \text{ mg.kg}^{-1}$ a kadmia $0,14 \text{ mg.kg}^{-1}$. U kadmia je pak nejnižší koncentrace v případě samotného hnoje $0,13 \text{ mg.kg}^{-1}$. U zinku a olova je ale nejnižší koncentrace v případě kontroly $1,91 \text{ mg.kg}^{-1}$ zinku a $4,49 \text{ mg.kg}^{-1}$ olova. U arsenu je největší koncentrace $0,2 \text{ mg.kg}^{-1}$ u hnoje a nejnižší $0,16 \text{ mg.kg}^{-1}$ u vzorků kontroly. Pro měď jsou výsledky přesně opačné, kde je nejvyšší koncentrace u kontroly $0,14 \text{ mg.kg}^{-1}$ a nejnižší u samotného hnoje $0,13 \text{ mg.kg}^{-1}$. Výsledky ani v jednom měření nebyly statisticky významné. Viz. Obrázek 16.



Obrázek 14 Extrakce Mehlich III Čáslav



Obrázek 15 Extrakce Mehlich III Ivanovice



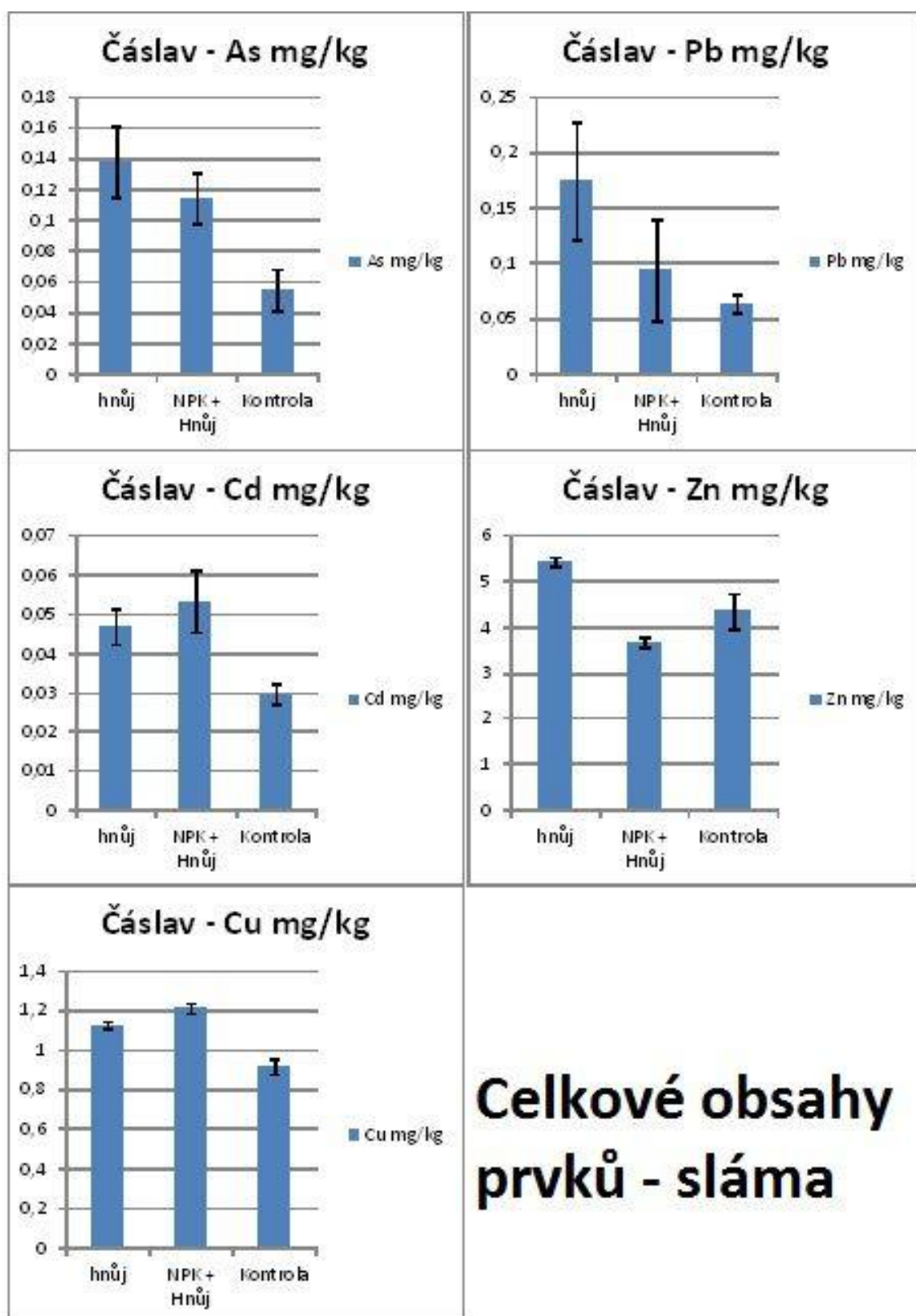
Obrázek 16 Extrakce Mehlich III Ivanovice

6.7 Celkový obsah prvků ve vzorcích slámy a zrn

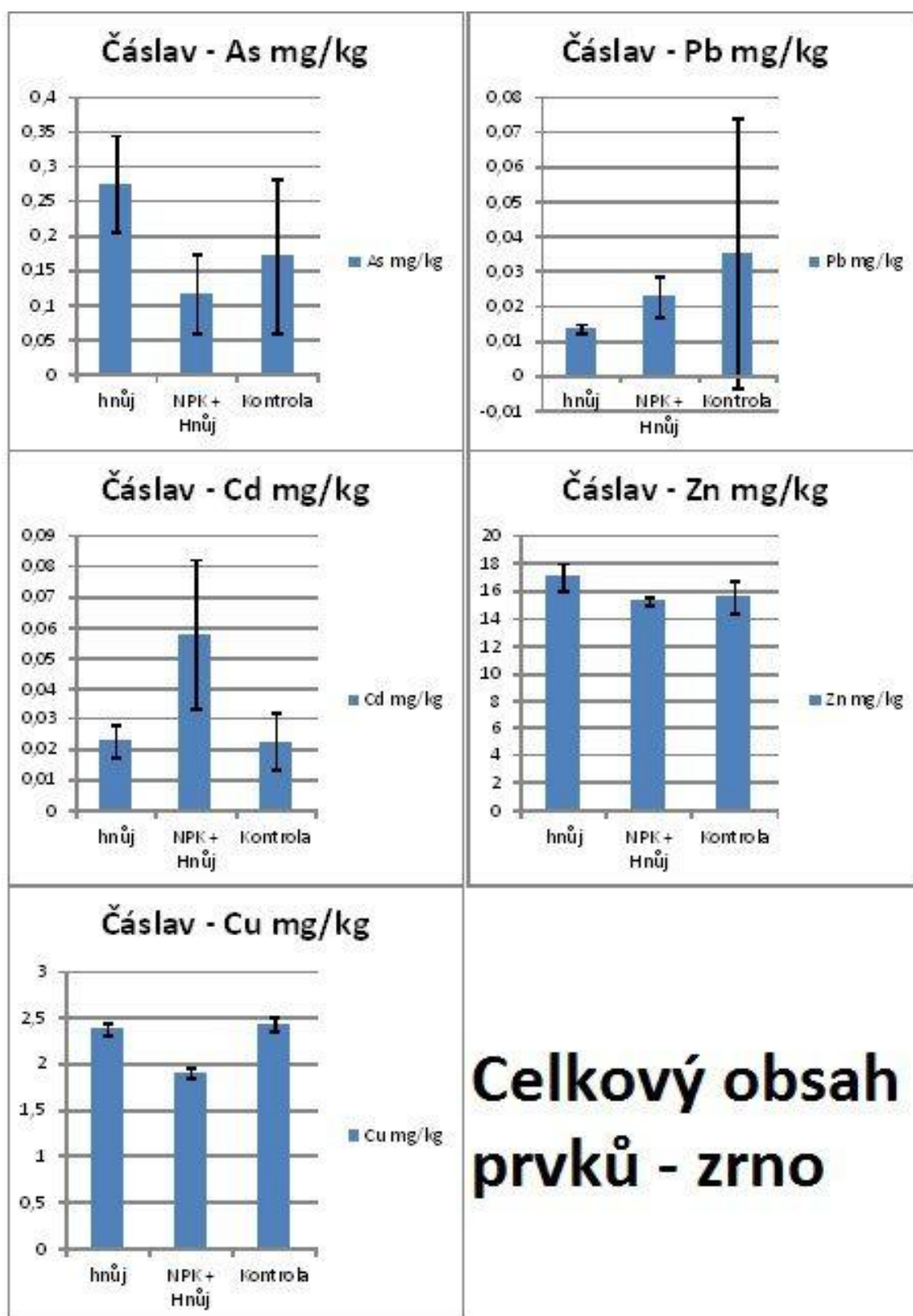
6.7.1 Čáslav

U vzorků slámy z Čáslavi byly nejvyšší koncentrace rizikových prvků naměřeny v případě samotného hnoje u arsenu $0,13 \text{ mg.kg}^{-1}$, olova $0,17 \text{ mg.kg}^{-1}$ a zinku $5,41 \text{ mg.kg}^{-1}$. Zbylé dva prvky měly největší koncentrace u hnoje + NPK, $0,05 \text{ mg.kg}^{-1}$ kadmia, $1,21 \text{ mg.kg}^{-1}$ mědi. U všech prvků, až na zinek, byla pak nejnižší koncentrace u vzorků kontroly: $0,05 \text{ mg.kg}^{-1}$ arsenu, $0,06 \text{ mg.kg}^{-1}$ olova, $0,03 \text{ mg.kg}^{-1}$ kadmia, $0,91 \text{ mg.kg}^{-1}$ mědi. Zinek měl nejnižší koncentraci u hnoje + NPK $3,66 \text{ mg.kg}^{-1}$. Všechny hodnoty splňují kriteria pro krmiva stanovené vyhláškou 32/2002 EC. Viz obázek 17.

U vzorků zrna, ze stejné lokality, byly prvky zpravidla ve větších koncentracích, než tomu bylo u vzorků slámy. Koncentrace arsenu zůstala nejvyšší u samotného hnoje, a to $0,27 \text{ mg.kg}^{-1}$, nejnižší však byla u hnoje + NPK $0,17 \text{ mg.kg}^{-1}$, v případě kontroly, kdy dosahovala koncentrace $0,17 \text{ mg.kg}^{-1}$ byla více než dvojnásobně vyšší než tomu bylo u slámy. U olova byla tendence opačná než tomu bylo v případě slámy. Zde nejvyšší koncentrace byla u kontroly $0,04 \text{ mg.kg}^{-1}$ a nejnižší u hnoje $0,01 \text{ mg.kg}^{-1}$. U kadmia byly nejvyšší hodnoty u hnoje + NPK téměř totožné jako u vzorků slámy $0,06 \text{ mg.kg}^{-1}$. V případě hnoje a kontroly byly obě koncentrace vyrovnané $0,22 \text{ mg.kg}^{-1}$. Koncentrace zinku měla nejvyšší i nejnižší koncentraci u stejných metod hnojení jako tomu bylo u slámy, koncentrace však byly cca 4x vyšší. $16,98 \text{ mg.kg}^{-1}$ zinku u hnoje a $15,23 \text{ mg.kg}^{-1}$ zinku u hnoje + NPK. Měď byla ve vzorcích zrna také koncentrovanější než u vzorků slámy. U tohoto měření byla nejvyšší koncentrace ve vzorcích kontroly $2,42 \text{ mg.kg}^{-1}$ mědi, která byla v případě slámy nejnižší a více než poloviční. Nejnižší koncentrace byla u hnoje + NPK $1,9 \text{ mg.kg}^{-1}$, která byla u slámy nejvyšší. Všechny hodnoty splňují normu pro maximální koncentraci prvků v potravinách podle vyhlášky ministerstva zdravotnictví 52/2002 Sb. Ačkoliv statisticky významné hodnoty u koncentrace půdy byly pouze u extrakce EDTA u kadmia a extrakce roztokem Mehlich III u zinku, tak u vzorků slámy a zrna jsou statisticky významné hodnoty všechny. Viz obrázek 18.



Obrázek 17 Celkové obsahy prvků – sláma Čáslav

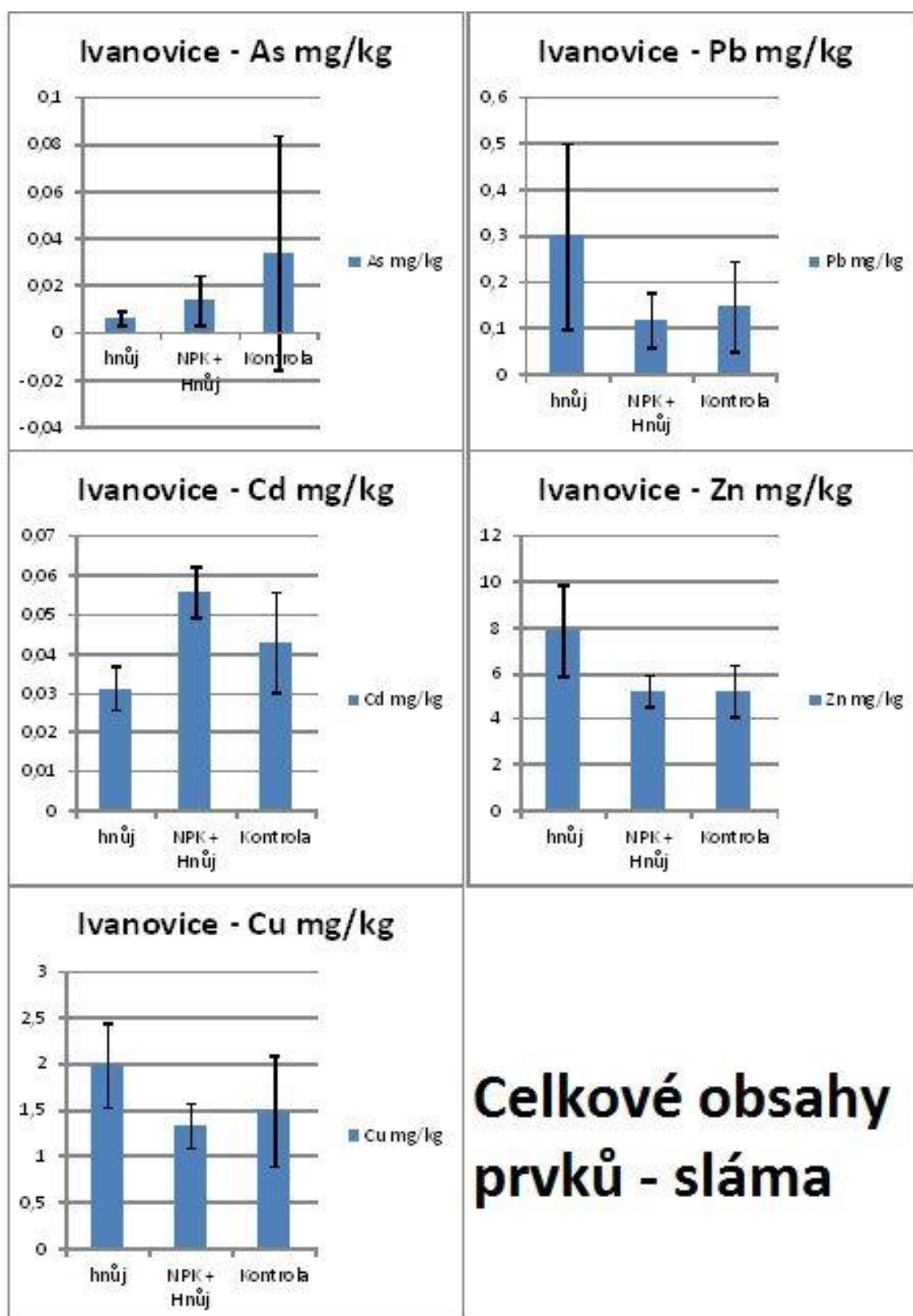


Obrázek 18 Celkový obsah prvků – zrno Čáslav

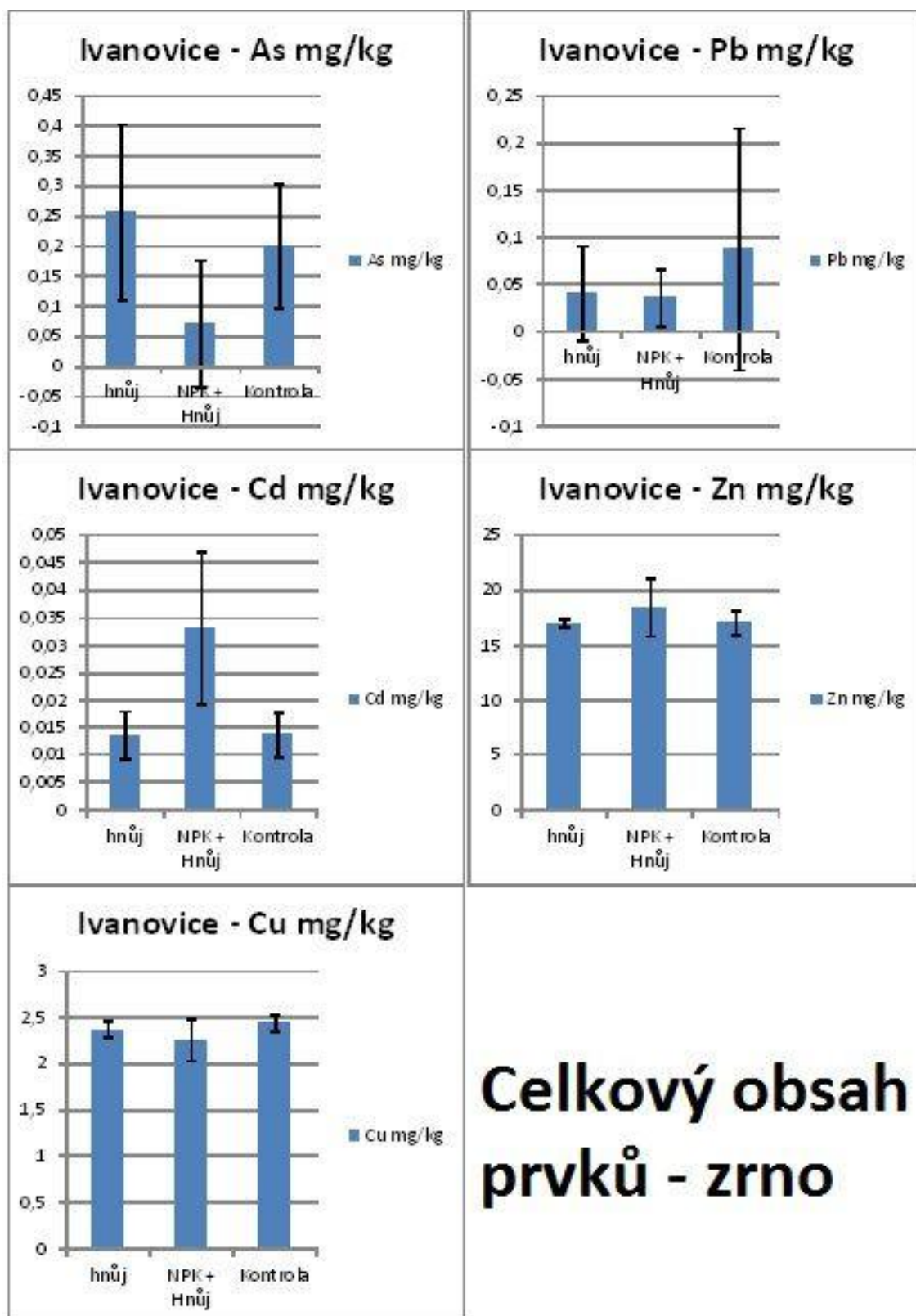
6.7.2 Ivanovice

U vzorků slámy z Ivanovic byly nejvyšší koncentrace rizikových prvků naměřeny v případě samotného hnoje u mědi $1,98 \text{ mg.kg}^{-1}$, olova $0,3 \text{ mg.kg}^{-1}$ a zinku $7,87 \text{ mg.kg}^{-1}$. U arsenu byla nejvyšší koncentrace u kontroly $0,03 \text{ mg/kg}$ a u kadmia v případě hnoje + NPK $0,06 \text{ mg/kg}$. U olova a i mědi byla koncentrace nejnižší u hnoje + NPK a to $0,12 \text{ mg.kg}^{-1}$ olova a $1,32 \text{ mg.kg}^{-1}$ mědi. Kadmium i arsen pak nejnižší koncentraci měly u samotného hnoje $0,01 \text{ mg.kg}^{-1}$ arsenu a $0,03 \text{ mg.kg}^{-1}$ kadmia. Zinek měl koncentrace u hnoje + NPK a kontroly téměř shodné $5,25 \text{ mg.kg}^{-1}$ a $5,2 \text{ mg.kg}^{-1}$. Všechny hodnoty splňují kriteria pro krmiva stanovené vyhláškou 32/2002 EC. Zde u vzorků slámy mají prvky jako je olovo, měď, zinek tendenci stoupat u variant hnojených hnojem, ovšem s výjimkou zinku jsou statisticky nevýznamné. Vlivem hnojení hnojem + NPK se tedy zvýšila koncentrace kadmia, která je statisticky významná. Viz obrázek 19.

Stejně jako u stanice v Čáslavi jsou i zde koncentrace prvků v zrnech vyšší než u vzorků slámy. Jediné statisticky významné hodnoty zde má kadmium. Je zde ovšem koncentrováno téměř o polovinu méně než tomu bylo u slámy. Jeho nejvyšší koncentrace je stejně jako u slámy v případě hnoje + NPK, zde $0,03 \text{ mg.kg}^{-1}$, druhou nejnižší pak v kontrole $0,0135 \text{ mg.kg}^{-1}$ a nejnižší u samotného hnoje $0,0134 \text{ mg.kg}^{-1}$. Arsen je nejvíce koncentrován u hnoje $0,26 \text{ mg.kg}^{-1}$, u kterého měl u slámy koncentraci nejnižší. Nejnižší koncentraci má v případě hnoje + NPK $0,07 \text{ mg.kg}^{-1}$, což je pětkrát více než u slámy. U olova jsou koncentrace také nižší než u slámy. Koncentrace olova je nejvyšší u kontroly $0,09 \text{ mg.kg}^{-1}$, která je oproti koncentraci u slámy téměř poloviční. Nejnižší koncentrace je pak stejně jako u slámy u hnoje + NPK $0,04 \text{ mg.kg}^{-1}$, což je téměř třetinová hodnota oproti koncentraci slámy. U zinku je koncentrace nejvyšší u hnoje + NPK $18,41 \text{ mg.kg}^{-1}$ a nejnižší u samotného hnoje $16,99 \text{ mg.kg}^{-1}$, kde byla u slámy nejvyšší. U mědi je koncentrace nejnižší jako tomu bylo u slámy u hnoje + NPK, přičemž u zrna je koncentrace $2,26 \text{ mg.kg}^{-1}$, nejvyšší je pak u kontroly $2,44 \text{ mg.kg}^{-1}$. Všechny hodnoty splňují normu pro maximální koncentraci prvků v potravinách podle vyhlášky ministerstva zdravotnictví 52/2002 Sb. U arsenu je tedy tendence stoupat u vzorků hnojených hnojem a u zinku u vzorků hnojených hnojem + NPK, avšak tyto hodnoty jsou statisticky nevýznamné. Statisticky významné hodnoty jsou u tohoto měření pouze u kadmia. Viz. Obrázek 20.



Obrázek 19 Celkové obsahy prvků – sláma Ivanovice



Celkový obsah prvků - zrno

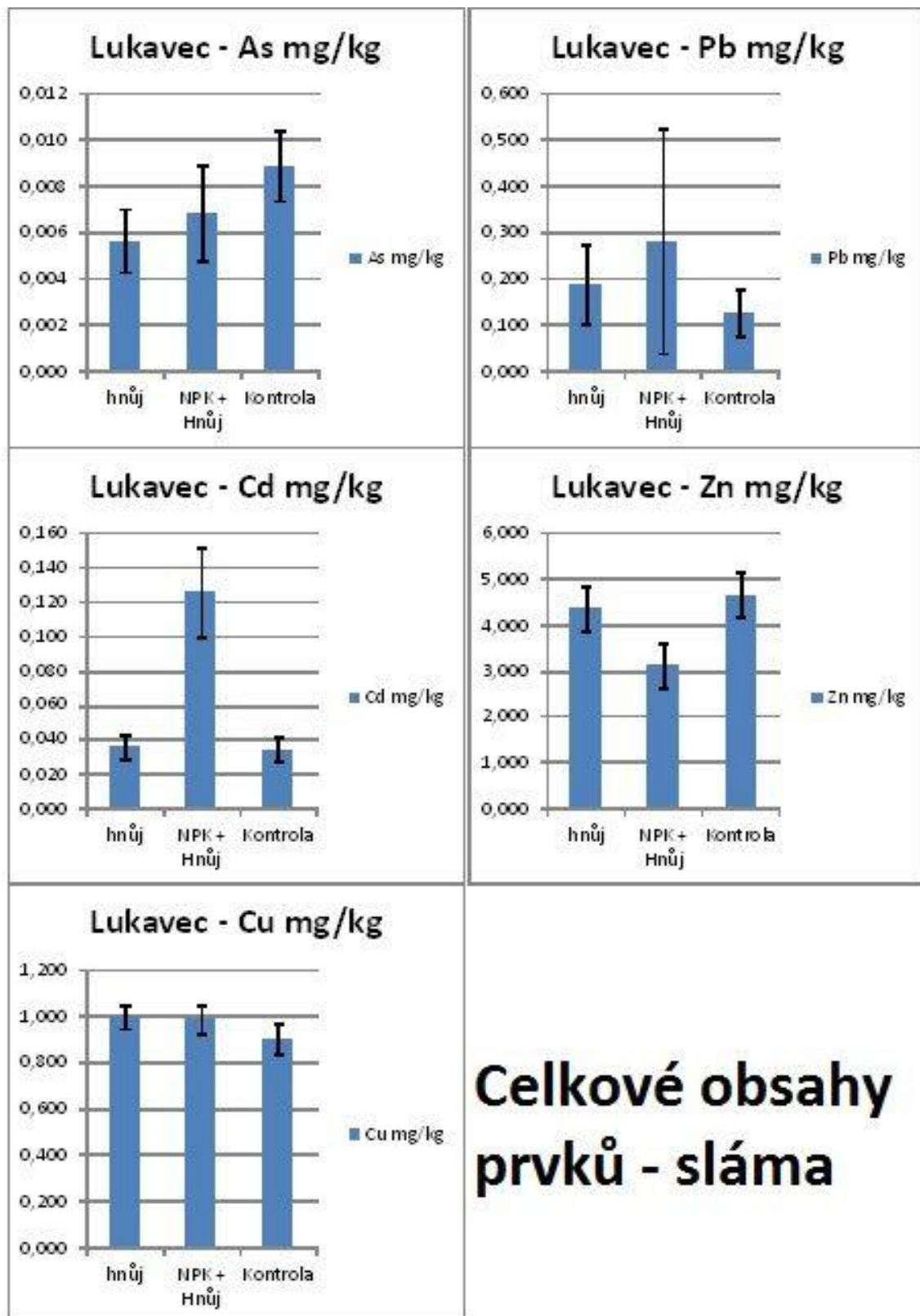
Obrázek 20 Celkový obsah prvků – zrno Ivanovice

6.7.3 Lukavec

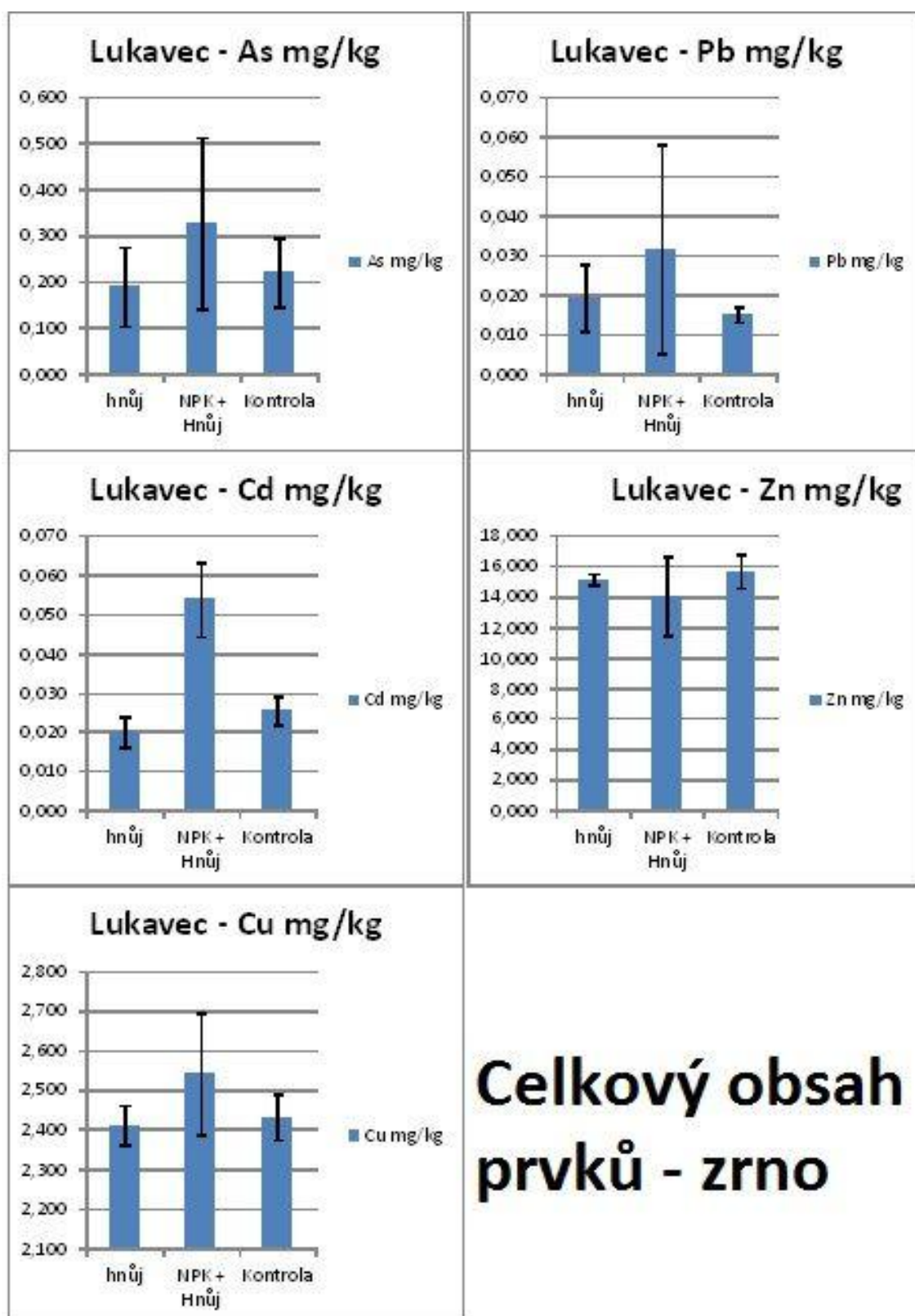
U vzorků slámy z Lukavce byla u arsenu největší koncentrace u kontrolních vzorků $0,03 \text{ mg.kg}^{-1}$ a nejnižší u samotného hnoje $0,006 \text{ mg.kg}^{-1}$. Nejvyšší koncentraci u vzorků kontrolních měl i zinek $4,65 \text{ mg.kg}^{-1}$, ten ovšem koncentraci nejnižší měl u hnoje + NPK $3,12 \text{ mg.kg}^{-1}$. V případě olova a kadmia byla největší koncentrace zjištěna u hnoje + NPK, $0,28 \text{ mg.kg}^{-1}$ olova, $0,13 \text{ mg.kg}^{-1}$ kadmia. Olovo pak mělo nejnižší koncentraci u vzorků kontroly $0,12 \text{ mg.kg}^{-1}$, stejně tak i kadmium $0,034 \text{ mg.kg}^{-1}$. Měď byla nejvíce koncentrována u hnoje $0,997 \text{ mg.kg}^{-1}$ a nejméně u vzorků kontroly $0,898 \text{ mg.kg}^{-1}$. Naměřené hodnoty u zinku, kadmia a mědi jsou zde statisticky významné. Hnojení hnojem i hnojem + NPK se zde tak příznivě projevilo na koncentraci arsenu, která se v obou případech snížila pod hodnoty kontroly, u zinku obě varianty hnojení snížily koncentraci prvku, více pak v případě hnoje + NPK. Na koncentraci kadmia se nejvíce projevilo hnojení hnojem + NPK, která je tak cca 4x vyšší než u vzorků kontroly. Hodnoty u těchto tří prvků jsou statisticky významné. U olova a mědi se koncentrace u hnojených variant oproti kontrole navýšily, avšak statisticky významné nejsou. Všechny hodnoty splňují kriteria pro krmiva stanovené vyhláškou 32/2002 EC. Viz obrázek 21.

Jako u obou předchozích případů, ani zde není výjimkou vyšší koncentrace u arsenu, zinku a mědi a nižší u olova a kadmia, než tomu bylo u slámy. U některých prvků se ale změnila poměry koncentrace u jednotlivých metod hnojení. U arsenu je zde u vzorků zrn nejvyšší koncentrace u hnoje + NPK $0,33 \text{ mg.kg}^{-1}$ a nejnižší $0,19 \text{ mg.kg}^{-1}$ u samotného hnoje. Druhým takovým prvkem je měď, kde je u vzorků zrn koncentrace nejvyšší u hnoje + NPK $2,54 \text{ mg.kg}^{-1}$ a nejnižší u hnoje $2,41 \text{ mg.kg}^{-1}$, kde byla v případě slámy nejvyšší. Olovo a kadmium mají oba nejvyšší koncentraci stejně jako u slámy ve vzorcích hnoje + NPK, $0,03 \text{ mg.kg}^{-1}$ olova a $0,05 \text{ mg.kg}^{-1}$ kadmia. Jediné kadmium má zde ovšem statisticky významné hodnoty. Olovo pak jako u slámy má nejnižší koncentraci u kontroly $0,02 \text{ mg.kg}^{-1}$ a kadmium u hnoje $0,02 \text{ mg.kg}^{-1}$. Zinek také stejně jako u slámy je koncentrován nejvíce v kontrolních vzorcích a nejméně u hnoje + NPK. U kontroly je koncentrace $15,68 \text{ mg.kg}^{-1}$ zinku a u hnoje + NPK $14,06 \text{ mg.kg}^{-1}$ zinku. Všechny hodnoty splňují normu pro maximální koncentraci prvků v potravinách podle vyhlášky ministerstva zdravotnictví 52/2002 Sb. U vzorků zrn jsou pro nás pouze statisticky významné hodnoty koncentrace kadmia, které je téměř dvounásobné u

hnoje + NPK oproti kontrole, hnojení hnojem ho naopak oproti kontrole snížilo. Viz. Obrázek 22.



Obrázek 21 Celkové obsahy prvků – sláma Lukavec



Obrázek 22 Celkový obsah prvků – zrno Lukavec

7 Závěr

- Bylo provedeno sledování pseudocekových, mobilizovatelných a mobilních obsahů vybraných rizikových prvků (As, Cd, Cu, Pb a Zn) v půdách po dlouhodobé aplikaci různých forem hnojení. K tomu bylo využito materiálu z dlouhodobých polních pokusů Výzkumného ústavu rostlinné výroby v Praze-Ruzyni. Byly vybrány varianty s aplikací hnoje, dále varianta s kombinací hnoje+NPK a pro srovnání nehnojená kontrolní varianta.
- Tato práce potvrdila první hypotézu, tedy že vlivem dlouhodobého hnojení se zvýší mobilita vybraných rizikových prvků v půdě. Nicméně i po 60 letech trvajícím dlouhodobém polním experimentu, kdy je každoročně aplikována dávka hnojiva, ani jedna z naměřených koncentrací nepřesahuje normu stanovenou vyhláškou ministerstva životního prostředí 13/1994, která stanovuje maximální přípustné obsahy rizikových prvků v zemědělských půdách.
- Na stejných lokalitách byly odebrány vzorky zrna a slámy ozimé pšenice, ve kterých byly také stanoveny obsahy sledovaných prvků. Na základě těchto analýz můžeme potvrdit i druhou hypotézu, tedy změnu mobility prvků ve slámě i zrnu pšenice. Ať už pozitivní či negativní, změna mobility prvků v půdě se odrazila na koncentraci prvků v rostlinách.
- Ovšem i po 60 letech intenzivního hnojení, kdy se odrazily koncentrace prvků v půdě na koncentraci prvků v rostlinách pšenice, jak zrnu, tak i slámě ani jedna hodnota nepřekročila maximální přípustné koncentrace stanovené legislativou pro potraviny (v případě zrna) vyhláškou MZ 52/2002 i pro objemná krmiva (v případě slámy) vyhláškou EC 32/2002.

8 Seznam použité literatury

Adriano, D. C. 2001. Trace Elements in Terrestrial Environments: biochemistry, bioavailability, and risks of metals. 2nd ed. Springer-Verlag. New York. p. 867. ISBN: 0387986782.

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

Azizur Rahman, M., Hasegawa, H., Mahfuzur Rahman, M., Nazrul Islam, M., Majid Miah, M.A., Tasmien, A. 2007. Effects of arsenic on photosynthesis, growth and yield of five widely cultivated rice (*Oryza sativa* L.) varieties in Bangladesh. Chemosphere. 67. 1072 - 1079.

Baier, J et al. 2000. Souhrn výsledků Dlouhodobých stacionárních výživářských pokusů (VOP) z let 1957 – 1998. VÚRV

Baird, C. 2005. Environmental chemistry. W.H. Freeman and Co. New York. 652 s. ISBN: 0 - 7167 - 4877 - 0.

Baker, A.J.M. 1978. ZINC-PHOSPHORUS INTERACTIONS IN A ZINC TOLERANT AND A NON TOLERANT POPULATION OF *SILENE MARITIMA* WITH. New Phytol. UK. 81, 331-339.

Barcelo, J., Poschenrieder, Ch., 1990. Plant water relations as affected by heavy metal stress: a review. J. Plant Nutrition, 13, 1-37

Beatty, R. 2001. Copper, Benchmark Books. New York. 32s. ISBN 0761409459, 9780761409458

Benke et al. 2008. Trace element ganges in soil after long-term cattle manure applications. Journal of environmental quality. 37.3: 798-807.

Bibudhendra S. 2002. Heavy Metals In the Environment, CRC Press, ISBN 0824744756, 9780824744755

Bissen, M., Frimmel, F.H. 2003. Arsenic - a Review. - Part 1: Occurrence, Toxicity, Speciation, Mobility, Acta Hydrochimica et Hydrobiologica, 31(1), 9-18. DOI:10.1002/aheh.200390025.

Besnard, E., Chenu, C., Robert, M. 1999. Distribution of copper in champagne vineyards soils, as influenced by organic ammendments, Proc. 5th Int. Conf. Biochem. Trace Elements. Vienna, 416 s. dostupné z <http://www.gbv.de/dms/tib-ub-hannover/372427022.pdf>

Borůvka, L., HuanWei, C., Kozák, J. and Křišťoufková, S. 1996. Heavy contamination of soil with cadmium, lead and zinc in the alluvium of the Litavka river. Rostl. Výr. Vol. 42. 543-550 s.

Bunzl, K., and Kracke, W. 1984. Distribution of ^{210}Pb , ^{210}Po , stable lead and ^{137}Cs in soil, plants and moorland sheep of a heath. Science of the Total Environment 39:143-159.

CCME. 1999. Canadian environmental quality guidelines.2 v. Publication (Canadian Council of Ministers of the Environment), no. 1299. ISBN 1896997341.

Cobb, A.B. 2008. Cadmium. Marshall Cavendish. New York. 32 s. ISBN 0761426868, 9780761426868

Crompton, T. 1998. Occurence and analysis of organometalic compounds in the environment. John Wiley and Sons. New York. 237 s. ISBN 0471976075

Directive 32/2002 EC of the european parlament and of the council on undesirable substances in animal feed

Eisler, R. 2007. Eisler's encyklopedia of environmentally hazardous priority chemicals. Elsevier, Amsterdam, vyd. 1, 501 s.

Francesconi K.A., Kuehnelt D. 2004. Determination of arsenic species: A critical review of methods and applications, 2000-2003. Vol. 129. 373-395 s.

Friberg, L., Nordberg, G. F., Vouk, V. B. 1986. Handbook on the Toxicology of Metals. New York. 709 s. ISBN 0444800751

Günter J., Konrad A.K.K. 1998. Copper: Its Trade, Manufacture, Use, and Environmental Status. ASM International. 451 s. ISBN 9781615032167,

Hewitt, E.J. 1983. A perspective of mineral nutrition: essential and functional metals in plants. In Metals and Micronutrients: Uptake and Utilization by Plants. Academic Press. London. 277–323 s.

Iovdijová, A., Bencko, V. 2010. Potential risk of exposure to selected xenobiotic residues and their fate in the food chain – part I: Classification of xenobiotics. Annals of Agricultural and Environmental Medicine, 17: 183–192.

ISO 11260, 1994. Standard of Soil Quality – Determination of Effective cation Exchange Capacity and Base Saturation Level Using Barium Chloride Solution. International Organization for Standardization.

Kabata – Pendias, A., Pendias, H. 2001. Trace Elements in Soils and Plants. 3rd ed. CRC Press. USA. 413 s. ISBN: 0-8493-1575-1.

Kabata-Pendias, A., Mukherjee. A., B. 2007. Trace elements from soil to human. Springer. New York. 550 s. ISBN 3540327134

Kabata-Pendias, A. 2011. Trace elements in soils and plants. CRC Press. 520 s. ISBN: 1420093681.

Krebs, R.E. 2006. The History and Use of Our Earth's Chemical Elements: a reference guide. Greenwood Press. 422 s. ISBN: 0313334382, 9780313334382

Kuehnelt D., Lintschinger J., Goessler W. 2000. Arsenic compounds in terrestrial organisms. IV. Green plants and lichens from an old arsenic smelter site in Austria. *Appl. Organometall. Chem.* 14: 411-420.

MAFF. 1985. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food: Advice on avoiding pollution from manures and other slurry wastes. Booklet 2200. HMS. London.

Mandal, B.K., Suzuki, K.T. 2002. Arsenic round the world: a review. *Talanta*. 58(1). 201 - 235.

McLaughlin, M.J. a Singh, B.R. 1999. Cadmium in Soils and Plants. Springer Netherlands, Dordrecht. ISBN 9789401144735.

McBride, M.B. a Blasiak, J.J. 1979. Zinc and copper solubility as a function of pH in an acid soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43: 866.

Milabauer, J. 1957. *Chemické listy. Práce.* Praha. 231 s.

Needleman, H. L. 1992. Human lead exposure. CRC Press. Boca Raton. 290 s. ISBN 084936034x.

Novozamsky, J., Lexmond, T. M. and Houba, V. J. G. 1993. A single extraction procedure of soil for evaluation of uptake of some heavy metals in plants. *Int. J. Environ. Anal. Chem.*, Vol. 51, (1993), pp. 47-58.

Nriagu, J. O. 1979. Copper in the Environment. Wiley. New York. ISBN: 0471047783.

Pacyna E.G., Pacyna J.M. 2007. Water, Air, and Soil Pollution. vol. 137, 1/4, s. 149-165. DOI: 10.1023/a:1015502430561.

Pertold Z., 1998. Arzen v životním prostředí- Přírodní i jiné zdroje arzenu. *Vesmír* 77, červen, str. 323-325.

Pierzynski, G. M. 2000. Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals, and waters. North Carolina State University. North Carolina. ISBN: 1-58161-396-2. Str.: 17 – 19.

Pollution prevention and abatement handbook. 1999 World Bank group. Washington, D.C. ISBN: 082133638x.

Quevauviller, P., Ure, A., Muntau, H., Griepink, B., 1993. Improvement of analytical measurements within the BCR-program – Single and sequential extraction procedures applied to soil and sediment analysis. Intern. J. Environ. Anal. Chem. 51, 129–134.

Sanders, J.R. a Bloomfield, C. 1980. The influence of pH, ionic strength and reactant concentrations on copper complexing by humified organic matter., J.Soil. Sci. 3:53-677.

Shier, W.T. 1994. Metals as toxins in plants. Journal of Toxicology Toxin Reviews 13, 205–216.

Smedley P.L., Kinniburgh D.G. 2002. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. Applied Geochemistry, 17(5), 517-568.

Sheppard S.C. 1992. Summary of phytotoxic levels of arsenic. Water Air Soil Pollut. 64: 539-550

Stille P., Pourcelot L., Granet M., Pierret M.C., Guéguen F., Perrone Th., Morvan G., Chabaux F., 2011. Deposition and migration of atmospheric Pb in soils from a forested silicate catchment today and in the past (Strengbach case): Evidence from ²¹⁰Pb activities and Pb isotope ratios. Chemical Geology 289, p. 140–153

Stellman J.M. 1998. Encyclopaedia of Occupational Health and Safety. International Labour Office. Geneva. ISBN 9221092038, 9789221092032

Szákóvá J., Mihaljevic M., Tlustos P. 2007. Mobility, transformation, and essential methods of determination of arsenic compounds in soil and plants. Chemické listy,

101(5), 397-405.

Trebichavský, J., Havrdová, D., Blohberger, M. 1998. Toxické kovy. NSO. Kutná Hora. 483 s.

Uprety, D., Hejzman, M., Száková, J., Kunzová, E., Tlustoš, P., 2009. Concentration of trace elements in arable soil after long-term application of organic and anorganic fertilizers. Nutr. Cycl. Agroecosyst. 85, 241–252.

Vyhláška MŽP č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu.

Vyhláška MZ 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.

Wainwright, S.J. a Woolhouse, H.W. 1976. Physiological mechanisms of heavy metal tolerance. Blackwell scientific publication, Oxford, 231-257 s.

Watt, S. 2002. Lead, Bechmark Books. New York. ISBN: 0761412735, 9780761412731.

<http://www.vurv.cz>

<http://www.irz.cz>