



Vydal: Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., Praha - Ruzyně

Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i. Praha-Ruzyně



Možnosti snížení vstupu rizikových prvků z agroekosystémů do potravního řetězce

Eva Kunzová, Ladislav Menšík, Lukáš Hlisenkovský, Jiří Dostál

Uplatněná certifikovaná metodika

2017

Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i.



Možnosti snížení vstupu rizikových prvků z agroekosystémů do potravního řetězce

**Ing. Eva Kunzová, CSc.¹
Ing. Ladislav Menšík, Ph.D.¹
Ing. Lukáš Hlisnikovský, Ph.D.¹
Ing. Jiří Dostál, CSc.²**

¹Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i.
²AGROEKO Žamberk spol. s.r.o.

Uplatněná certifikovaná metodika

2017

Možnosti snížení vstupu rizikových prvků z agroekosystémů do potravního řetězce

Předložená metodika podává základní informace o rizikových prvcích a jejich chování a mobilitě v agroekosystémech (půda, statková, minerální a organická hnojiva aplikovaná na zemědělské pozemky, dále v zrna a slámě obilovin). Metodika charakterizuje způsoby vstupu rizikových prvků do potravního řetězce a faktory ovlivňující mobilitu rizikových prvků v půdě. Metodika navrhuje optimální pěstební technologii pro pěstování vybraných obilovin (pšenice, ječmen). Informace a data prezentované v metodice vycházejí z rozborů půd a rostlinných materiálů (zrno, sláma) získaných v dlouhodobých pokusech VÚRV, v.v.i. při rozdílných půdně-klimatických podmínkách a dále ze spolupráce se zemědělskými podniky ve východočeském regionu a dalších lokalitách v rámci celé České republiky. Uplatnění metodiky bude u subjektů hospodařících na orné půdě v konvenčním i ekologickém zemědělství, ve službách a v obchodní sféře pro zemědělství, v akreditovaných laboratořích, u zemědělských poradců i v poradenském systému MZe ČR apod. Předložené poznatky rovněž využijí pracovníci státní správy, studenti a pedagogové středních i vysokých škol, aj.

Klíčová slova: agroekosystémy, obiloviny, hnojiva, rizikové kovy, půda, půdní organická hmota

Possibilities of reducing inputs risk elements from the agro-ecosystems to the food chain

Presented methodology provides the basic information about risk elements, their behavior in agro-ecosystems (soil, grain and straw of cereals, manures, mineral and organic fertilizers applied on agricultural lands). The methodology describes the ways how risk elements enter food chains and also important factors affecting the mobility of risk elements in the soils. The methodology also suggests optimal cultivation technology for the cultivation of selected cereals (wheat and barley). Presented information and results used in this methodology are based on soil and plant matter analysis (cereal's straw and grain) acquired from the long-term experiments of the Crop Research Institute, running under different soil-climate conditions, and on the base of other experiments, running under cooperation with farmers from the East Bohemia regions and from other localities of the Czech Republic. The methodology will be applied and used by organic and conventional farmers, in the agriculture service and business, in the accredited labs, by agriculture advisors and finally by advisor system of the Ministry of Agriculture of the Czech Republic. Presented information can also use governments and council employment, college and university students and lecturers.

Keywords: agro-ecosystems, cereals, fertilizers, risk elements, soil, soil organic matter

Metodika vznikla za finanční podpory MZe ČR a je výstupem řešení projektu MZe ČR QJ1210211 „Využití dlouhodobých polních pokusů s hnojením pro stanovení vstupu rizikových kovů z agroekosystémů do potravního řetězce“ a MZE RO0417. Byla vydána ve Výzkumném ústavu rostlinné výroby, v.v.i. ve spolupráci s AGROEKO Žamberk spol. s.r.o.

Autorský kolektiv:

Ing. Eva Kunzová, CSc., Ing. Ladislav Menšík, Ph.D., Ing. Lukáš Hlisnikovský, Ph.D., Ing. Jiří Dostál, CSc.

Oponenti:

Ing. Michaela Budňáková, Ministerstvo zemědělství ČR Praha

Ing. Radoslav Bujnovský, CSc., Výzkumný ústav vodného hospodářstva, Bratislava

Foto na obálce: L. Menšík

Publikace neprošla jazykovou úpravou.

Metodika byla schválena Ministerstvem zemědělství ČR pod č.j. 2806/2017-MZE-17221.

© Eva Kunzová, Ladislav Menšík, Lukáš Hlisnikovský, Jiří Dostál

© Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., Praha - Ruzyně, 2017

ISBN: 978-80-7427-235-6

Obsah

1. Úvod a cíl metodiky	6
2. Současný stav řešené problematiky	6
3. Metodická část	8
3.1. Hodnocení obsahu rizikových prvků v agroekosystémech.....	8
3.1.1. Hodnocení obsahu rizikových prvků v půdě	8
3.1.2. Hodnocení obsahu rizikových prvků v rostlinné hmotě.....	12
3.2. Regulace vstupu rizikových prvků z půdy do rostlin a potravního řetězce.....	14
3.2.1. Možnosti vnosu rizikových prvků do půdy minerálními, organickými a statkovými hnojivy	15
3.2.2. Hodnocení vlivu pH a půdní organické hmoty na redukci uvolnitelnosti rizikových prvků v půdě.....	20
3.2.3. Regulace mobility rizikových prvků v půdě a jejich příjmu rostlinami	27
3.3. Doporučená technologie pěstování plodin.....	30
<i>Optimální hodnota půdní reakce pH v ornicích pro jednotlivé rizikové prvky</i>	<i>30</i>
<i>Péče o půdní organickou hmotu</i>	<i>30</i>
<i>Harmonické pěstební technologie</i>	<i>30</i>
4. Ekonomický přínos metodiky	31
5. Srovnání novosti postupů a uplatnění metodiky	31
6. Seznam publikací, které předcházely metodice.....	33
7. Literatura	34
<i>Seznam obrázků, tabulek a zkratk</i>	<i>37</i>

1. Úvod a cíl metodiky

Cílem metodiky je charakterizovat rizikové prvky v různých částech agroekosystémů (půda, rostlina), jejich chování a mobilitu, vypracovat vhodné postupy pro regulaci jejich vstupu do potravních řetězců a navrhnout optimální pěstební technologii pro pěstování vybraných obilovin (pšenice, ječmen).

Statková, organická a minerální hnojiva jsou vedle depozic potenciálními zdroji rizikových prvků v zemědělské výrobě. Faktorů, které ovlivňují mobilitu rizikových prvků v půdě a jejich přestup do rostliny, resp. hlavního produktu (zrna) je velký počet. Informace a data prezentované v předkládané metodice vycházejí z rozborů půd a rostlinných materiálů (zrno, sláma) získaných v dlouhodobých pokusech VÚRV, v.v.i. rozdílných půdně-klimatických podmínkách a dále ze spolupráce se zemědělskými podniky v okresech východočeského regionu a dalších lokalitách v rámci celé České republiky.

Metodika vznikla za finanční podpory MZe ČR a je výstupem řešení projektu MZe ČR QJ1210211 „Využití dlouhodobých polních pokusů s hnojením pro stanovení vstupu rizikových kovů z agroekosystémů do potravního řetězce“ ve Výzkumném ústavu rostlinné výroby, v.v.i. ve spolupráci s AGROEKO Žamberk spol. s r.o.

Předkládaná metodika navazuje na metodickou studii vypracovanou v letech 2012–2014 s názvem „Metodický postup odběru vzorků hnojiv, rostlin a půdy pro stanovení rizikových prvků v agroekosystémech a dalších parametrů půdní úrodnosti“ (Kunzová et al. 2014). Další podrobnější informace, doporučené postupy a navazující metodiky pro praxi jsou dostupné na internetových stránkách Výzkumného ústavu rostlinné výroby, v.v.i. (www.vurv.cz).

2. Současný stav řešené problematiky

V současném zemědělství je nezbytně nutné věnovat maximální pozornost přirozené produkční schopnosti půd a s pomocí levných opatření na revitalizaci jednotlivých ekosystémů tuto přirozenou schopnost půd neustále zvyšovat. Jednou ze základních cest k dosažení dobré půdní úrodnosti a tím i stability produkční účinnosti je řádné hospodaření s organickými látkami při jejich koloběhu přes půdu. Organické hnojení, nejen že takto zaktivňuje bilance organických látek, tj. bilance energie v půdě, též ruku v ruce kompenzuje jednostranné působení dnes tolik nákladného minerálního hnojení. V hospodaření s organickými zdroji (statková hnojiva, včetně zeleného hnojení a slámy, organická hnojiva) jsou značné rezervy, a to na úsecích výroby, skladování a vlastní aplikace.

Kontaminace půdy rizikovými kovy představuje vážná rizika pro kvalitu rostlinné produkce, kvalitu potravin a zdraví člověka, s ohledem na jejich toxicitu, mobilitu a perzistenci v životním prostředí. Jejich osud v prostředí závisí na půdních chemických a fyzikálních vlastnostech a především na typu půdy. Ačkoliv je chemickým vlastnostem půdních kontaminantů v poslední době věnována velká pozornost, naše znalosti o chování těchto rizikových látek nejsou zdaleka ucelené. Schopnost rizikových látek působit v půdě je daleko větší než v jiných částech

biosféry a kontaminace, zvláště pak rizikovými kovy se zdá být permanentní. Akumulované kovy v půdě jsou přirozeným vyplavováním, erozí a odběrem rostlinou odstraňovány z životního prostředí velmi pomalu (Panwar et al. 1999). Poločas perzistence rizikových kovů v půdním prostředí byl vypočítán podle vlastností půdy pro Zn na 70 až 3000 let, pro Cd 75 až 1100 let, pro Cu 310 až 3000 let a pro Pb 740 až 5900 let. Tyto údaje naznačují, že kompletní odstranění těchto prvků z půdy je velmi obtížné, ne-li nemožné. Bilance rizikových kovů v půdě ukazuje, že jejich koncentrace v půdě celosvětově stoupají s rostoucí industrializací a také díky zemědělským aktivitám (Kabata-Pendias 2001). Půdní koncentrace mohou být ovlivněny jak lokální kontaminací, tak i transportem těchto prvků na velké vzdálenosti. Z celosvětových i domácích pramenů je patrné, že kontaminace prostředí rizikovými kovy je velmi individuální dle místních specifických charakteristik (Lee et al. 2003; Micó et al. 2006; Maier et al. 2000). V České republice byly tyto zdroje znečištění monitorovány v průběhu devadesátých let minulého století. Vysoká atmosférická depozice byla především v oblastech s vysokou koncentrací těžebního, hutního a metalurgického průmyslu. Těžba hnědého uhlí se podílela na kontaminaci půdy Cr, Cd a Pb, a to zejména v oblasti Žatce, Chomutova a Sokolova. Důlní činnost způsobila kontaminaci půdy As, Cd, Pb a Zn v okolí Kutné Hory. Na Příbramsku došlo ke kontaminaci prostředí rizikovými kovy vlivem těžby a zpracování Pb (Tlustoš et al. 2006). Na znečišťování ovzduší a posléze půdního prostředí se významným způsobem podílela také doprava (De Miguel et al. 1997; Birke, Rauch 1999; Czarnowska, 1999).

V posledních letech je také věnována pozornost vlivu zemědělských aktivit na koncentraci rizikových kovů v agroekosystémech. Hlavními zdroji jsou aplikace minerálních, statkových a organických hnojiv, taktéž odpadních kalů a jiných látek určených pro výživu a ochranu rostlin. V rámci minerálních hnojiv patřila k nejvýznamnějším zdrojům rizikových kovů Thomasova moučka. Dalším významným zdrojem rizikových kovů (Cu a Zn), díky přísadkám růstových promotérů a probiotik do krmiv, mohou být i statková hnojiva. Podle druhu krmiva a cílové skupiny se koncentrace těchto prvků velice liší. Podle posledních studií opakovaná aplikace drůbeží kejdy (Adeli et al. 2007; Schomberg et al. 2009), prasečí kejdy (Novak et al. 2004; Berenguer et al. 2008) a případně kejdy skotu (Lipoth, Schoenau 2007; Benke et al. 2008) může zvýšit koncentraci Cu a Zn v půdě.

V poslední době za prudkého rozvoje výstavby bioplynových stanic v ČR (507 ke konci r. 2015 s výkonem 358 MW a podílem bioplynu na OZE: 24,7 %) je velice aktuální problematika uplatnění digestátů a sledování jejich vlivu na půdu a kvalitu produkce. Tyto výstupní materiály (digestáty) jsou produkovány ve velkých objemech, odhaduje se roční produkce ze zemědělských stanic 7,9 mil. t (Dostál et al. 2015) a vzhledem k surovinové skladbě při jejich vzniku je nutné sledovat nejen obsah rizikových prvků, ale i další účinky a parametry, včetně celé technologie pěstování plodin v dané oblasti, kde vznikají bioplynové stanice, a kde digestáty musí najít zpětné uplatnění na půdě.

Obecně lze říci, že konzumovaná část rostlin může být významným zdrojem rizikových kovů v potravním řetězci, obzvláště u kovů v půdě mobilních a rostlině lehce dostupných jako například kadmium (Kabata-Pendias 2001).

3. Metodická část

3.1. Hodnocení obsahu rizikových prvků v agroekosystémech

Předmětem metodiky jsou rizikové prvky, které jsou významné z hlediska kontaminace půdy i rostlin, tak jako i zdravotního stavu člověka.

Těžké kovy představují jednu z hlavních skupin polutantů v potravinovém řetězci i životním prostředí, kam se kromě jiných cest, jako jsou průmyslové emise nebo doprava, mohou dostat i závlahovou vodou a aplikací hnojiv a pesticidů, nebo v průběhu sklizně (Radwan, Salama 2006).

Ve smyslu příslušné národní legislativy (vyhlášky č. 13/1994 Sb., resp. vyhlášky č. 153/2016 Sb.) jsou zakotveny limity pro jednotlivé rizikové prvky: arzen, kadmium, chrom, měď, nikl, olovo, zinek aj. To, jestli je půda znečištěna neboli kontaminována některým z rizikových prvků a jestli existuje riziko znečištění sklizeného produktu, zejména pro výrobu potravin případně krmiv, lze spolehlivě zjistit pouze na základě analýz vzorků půdy nebo rostlin/rostlinných produktů.

3.1.1. Hodnocení obsahu rizikových prvků v půdě

Při zjišťování obsahu rizikových prvků v půdě se stanovuje jak celkový obsah prvků (extrakce lučavkou královskou), tak i obsah jejich mobilních nebo mobilizovatelných forem (extrakce, resp. výluhy Mehlich, CaCl_2 , dále i extrakce EDTA aj.).

V České republice do roku 2016 platila kritéria tzv. maximálních přípustných hodnot původní vyhlášky č. 13/1994 Sb., o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy, která byla zrušena dne 1. 6. 2016 a nahrazena tzv. preventivními hodnotami ve vyhlášce č. 153/2016 Sb. Viz Tab. 1.

Tab. 1. Limitní hodnoty totálních obsahů (extrakce lučavkou královskou) podle norem v mg.kg^{-1} .

Prvek	Maximální přípustné hodnoty pro druh půdy dle vyhlášky č. 13/1994 Sb.		Preventivní hodnoty pro druh půdy dle vyhlášky č. 153/2016 Sb. ¹	
	Lehká**	Běžná*	Lehká**	Běžná*
As	30	30	15	20
Cd	0,4	1,0	0,4	0,5
Cr	100	200	55	90
Cu	60	100	45	60
Ni	60	80	45	50
Pb	100	140	55	60
Zn	130	200	105	120

Pozn.:

¹Preventivní hodnoty jsou novou vyhláškou doplněny o vyšší tzv. indikační hodnoty pro ohrožení zdravotní nezávadnosti potravin nebo krmiv, růstu rostlin a produkční funkce půdy, zdraví lidí a zvířat.

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

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

Podle zákona č. 156/1998 Sb., o hnojivech, ve znění pozdějších předpisů, provádí ÚKZÚZ (www.ukzuz.cz) v rámci agrochemického zkoušení zemědělských půd (AZZP) i sledování obsahů rizikových látek a rizikových prvků v půdě. Rozsah a způsob tohoto sledování stanovuje Ministerstvo zemědělství. Výsledky uvedeného sledování jsou vedeny v databázi "Registr kontaminovaných ploch" (ÚKZÚZ 2014).

Účelem databáze je charakterizovat zemědělské půdy České republiky z hlediska obsahů vybraných rizikových prvků (kontaminace půdy) a vytipovat rizikové oblasti. Databáze je využívána jako podklad při přípravě legislativních opatření a jako referenční data při vyhodnocování výsledků místních šetření viz *Tab. 2 a 3*.

Data jsou zpracována graficky do souboru kartogramů obsahů vybraných rizikových prvků. Zprávy i kartogramy jsou k dispozici na webových stránkách ÚKZÚZ (<http://eagri.cz/public/web/ukzuz/portal/hnojiva-a-puda/bezpecnost-pudy/>).

Orientační informace o celkovém obsahu vybraných rizikových prvků v zemědělských půdách ČR přináší mapové zpracování výsledků na *Obr. 1–2*.

Tab. 2. Celkové obsahy rizikových prvků v zemědělských půdách ČR a jejich srovnání limitní hodnotou platnou do 1. 6. 2016, 1998–2013 (extrakce lučavkou královskou, mg.kg^{-1} suchého vzorku; běžná půda (středně těžká, těžká). Upraveno dle ÚKZÚZ (2014).

Prvek	MPH	Aritmetický průměr	Medián	Minimum	Maximum	Procento nadlimitních vzorků
As	30,0	11,59	8,62	0,17	435,00	3,96
Cd	1,0	0,28	0,20	0,05	5,83	1,76
Co	50,0	11,56	10,30	0,25	86,70	0,28
Cr	200,0	40,90	33,98	3,03	793,00	1,05
Cu	100,0	21,34	17,23	0,25	255,00	0,92
Hg	0,8	0,09	0,07	0,002	3,44	0,53
Mo	5,0	0,65	0,53	0,01	16,10	0,59
Pb	140,0	26,47	21,90	4,93	1080,00	0,55
Zn	200,0	72,82	66,61	5,99	515,00	0,79

Pozn.: MPH - maximálně přípustná hodnota dle vyhl. č. 13/1994 Sb. v mg.kg^{-1} such.vz.

Tab. 3. Celkové obsahy rizikových prvků v zemědělských půdách ČR a jejich srovnání limitní hodnotou platnou do 1. 6. 2016, 1998–2013 (extrakce lučavkou královskou, mg.kg^{-1} suchého vzorku; lehká půda. Upraveno dle ÚKZÚZ (2014).

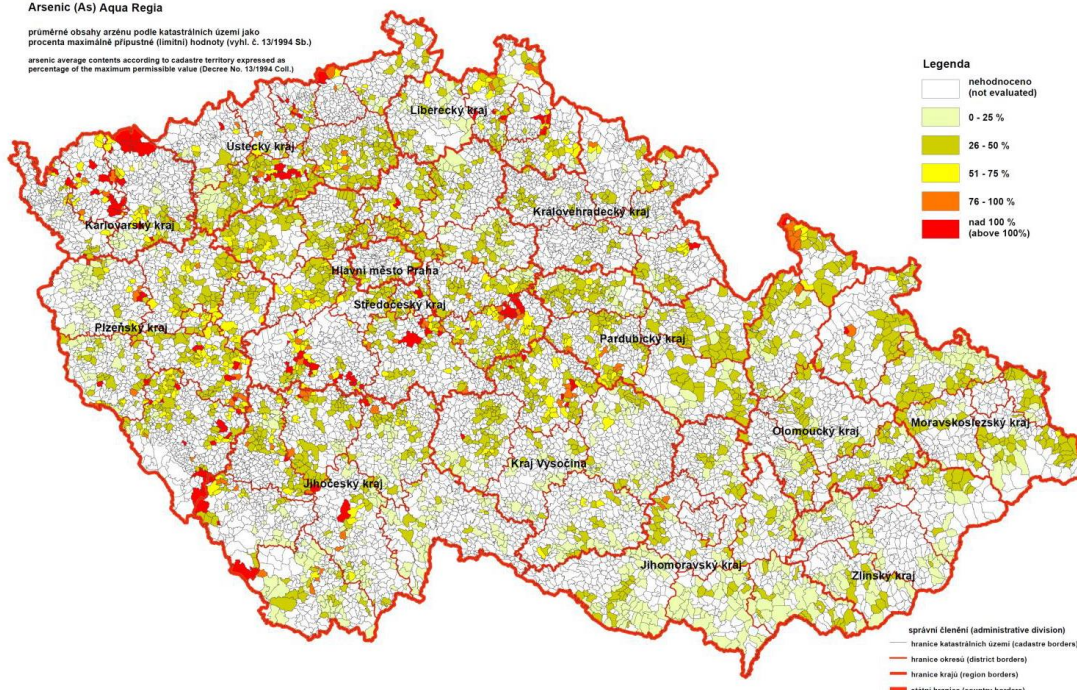
Prvek	MPH	Aritmetický Průměr	Medián	Minimum	Maximum	Procento nadlimitních vzorků
As	30,0	11,55	8,05	1,05	673,00	4,30
Cd	0,4	0,25	0,20	0,05	2,08	10,96
Co	25,0	10,30	10,20	0,62	79,00	1,73
Cr	100,0	41,78	34,10	0,50	307,00	5,48
Cu	60,0	17,59	15,30	1,48	122,00	0,96
Hg	0,6	0,08	0,07	0,01	1,08	0,31
Mo	5,0	0,54	0,45	0,03	4,84	0,00
Pb	100,0	23,69	20,00	5,50	492,00	0,57
Zn	130,0	68,95	65,70	9,09	387,00	2,61

Pozn.: MPH - maximálně přípustná hodnota dle vyhl. č. 13/1994 Sb. v mg.kg^{-1} such.vz.

Obsahy rizikových prvků v zemědělských půdách České republiky Contents of risk elements in agricultural soils in the Czech Republic

Arzén (As) lučavka královská
Arsenic (As) Aqua Regia

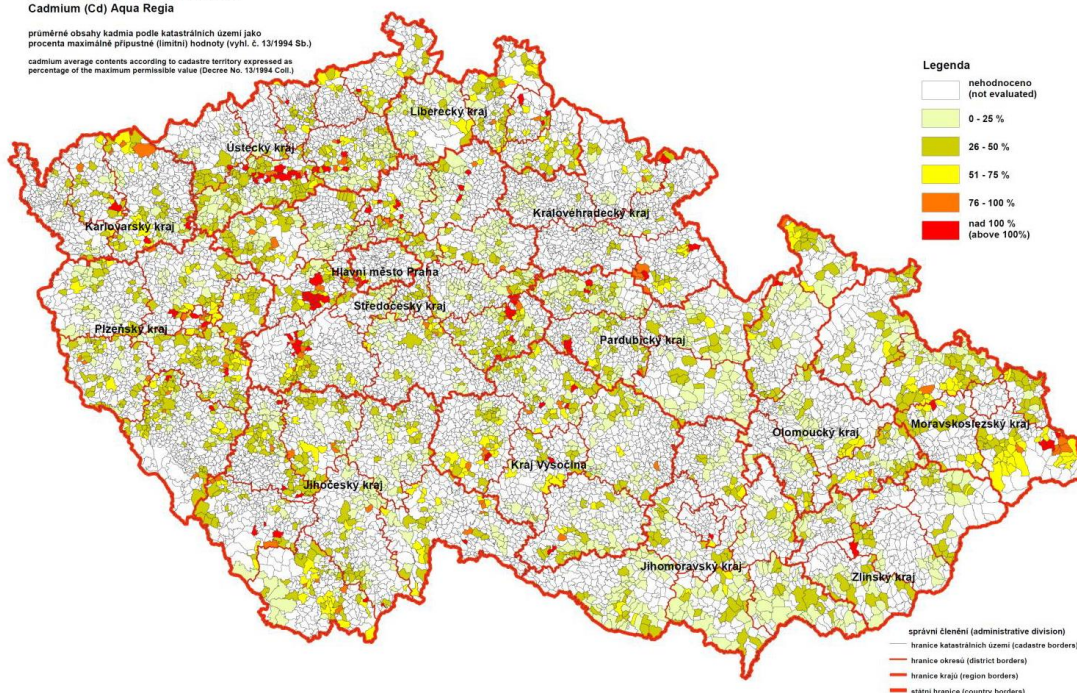
průměrné obsahy arzénu podle katastrálních území jako
procenta maximálně přípustné (limitní) hodnoty (vyhl. č. 13/1994 Sb.)
arsenic average contents according to cadastre territory expressed as
percentage of the maximum permissible value (Decree No. 13/1994 Coll.)



Obsahy rizikových prvků v zemědělských půdách České republiky Contents of risk elements in agricultural soils in the Czech Republic

Kadmium (Cd) lučavka královská
Cadmium (Cd) Aqua Regia

průměrné obsahy kadmia podle katastrálních území jako
procenta maximálně přípustné (limitní) hodnoty (vyhl. č. 13/1994 Sb.)
cadmium average contents according to cadastre territory expressed as
percentage of the maximum permissible value (Decree No. 13/1994 Coll.)



Obr. 1. Kartogram - Celkové obsahy rizikových prvků (Arzen, Kadmium) v zemědělských půdách České republiky (hloubka odběrů 0–30 cm). Upraveno dle ÚKZÚZ (<http://eagri.cz/public/web/ukzuz/portal/hnojiva-a-puda/publikace/bezpecnost-pudy-zpravy/registr-kontaminovanych-ploch/kartogramy-obsahu-vybranych-rizikovych.htm>).

Obsahy rizikových prvků v zemědělských půdách České republiky Contents of risk elements in agricultural soils in the Czech Republic

Olovo (Pb) lučavka královská
Lead (Pb) Aqua Regia

Pb

průměrné obsahy olova podle katastrálních území (jako procenta maximálně přípustné (limitní) hodnoty (vyhl. č. 13/1994 Sb.)
lead average contents according to cadastral territory expressed as percentage of the maximum permissible value (Decree No. 13/1994 Coll.)

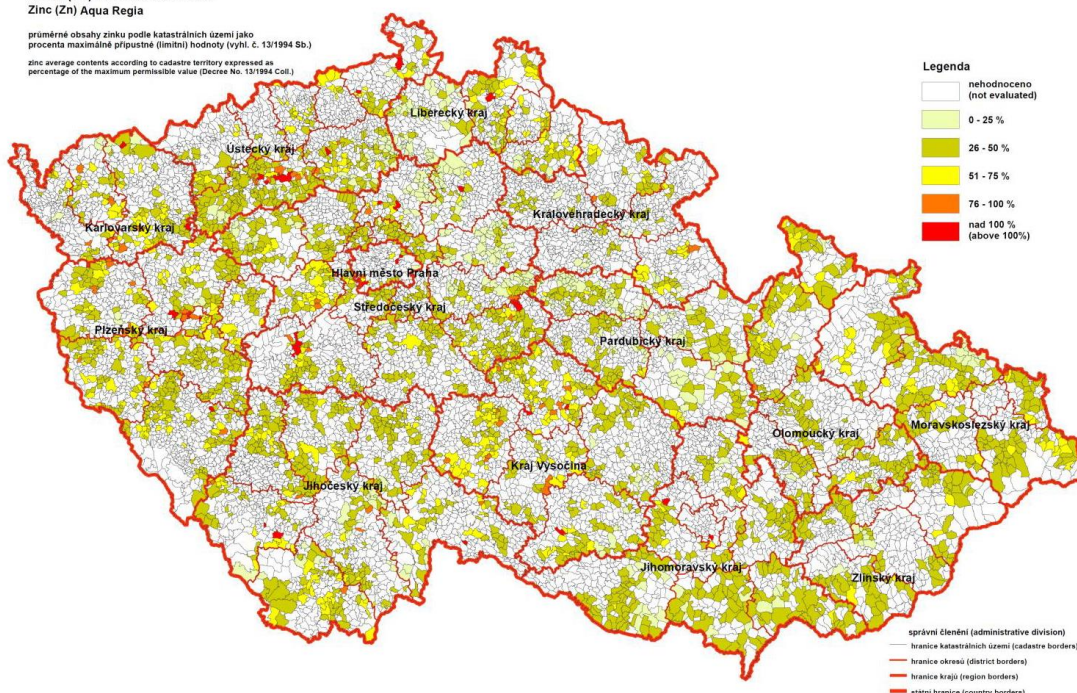


Obsahy rizikových prvků v zemědělských půdách České republiky Contents of risk elements in agricultural soils in the Czech Republic

Zinek (Zn) lučavka královská
Zinc (Zn) Aqua Regia

Zn

průměrné obsahy zinku podle katastrálních území (jako procenta maximálně přípustné (limitní) hodnoty (vyhl. č. 13/1994 Sb.)
zinc average contents according to cadastral territory expressed as percentage of the maximum permissible value (Decree No. 13/1994 Coll.)



Obr. 2. Kartogram - Celkové obsahy rizikových prvků (Olovo, Zinek) v zemědělských půdách České republiky. Upraveno dle ÚKZÚZ (<http://eagri.cz/public/web/ukzuz/portal/hnojiva-a-puda/publikace/bezpecnost-pudy-zpravy/registr-kontaminovanych-ploch/kartogramy-obsahu-vybranych-rizikovych.htm>).

Aktuální hodnocení obsahu různých forem rizikových prvků v půdách východočeského regionu uvádí Tab. 4.

Tab. 4. Obsahy rizikových prvků (mg.kg^{-1}) v ornících v letech 2012–2015 z monitorovaných 168 pozemků na okresech: Ústí nad Orlicí (UO), Rychnov nad Kněžnou (RK), Svitavy (SY) a Chrudim (CR).

Prvek	výluh CaCl_2		výluh Mehlich III		totální obsah ^{*)}	
	Jaro	Podzim	Jaro	Podzim	Jaro	Podzim
Mn	14,5	13,6	125	119	591	598
	0,3–70	0,11–63	43–260	38–222	193–1325	163–1667
Zn	0,086	0,093	5,3	5,0	49	48
	0,02–2,1	0,02–2,3	1,5–48,8	1,6–15,4	25–102	26–133
Cu	0,034	$\leq 0,05$ ³⁾	2,74	2,65	11,3	11,6
	0,025–0,144		0,75–6,7	1,2–5,7	5,2–43	5,2–46
Ni	$\leq 0,063$ ¹⁾	$\leq 0,063$ ²⁾	0,87	0,87	12,2	12,9
	$\leq 0,063$ –0,125	$\leq 0,063$ –0,22	0,14–2,25	0,13–2,20	5,3–63	4,8–75,3
Cd	0,0077	0,0077	0,102	0,099	0,164	0,167
	0,002–0,067	0,005–0,071	0,02–0,19	0,01–0,20	0,05–0,37	0,05–0,35
Pb	$\leq 0,2$	$\leq 0,2$	7,2	6,90	22,7	20,2
			0,4–18,7	0,7–18,3	9,1–110	8,2–88
Cr	$\leq 0,05$	$\leq 0,05$	0,199	0,195	24,7	25,4
			0,030–0,41	0,030–0,40	8,7–103	7,5–101
As	$\leq 0,35$	$\leq 0,35$	0,65	0,64	10,1	10,2
			0,23–1,20	0,25–1,80	4,1–45	4,2–37

Pozn.: *) extrakce lučavkou královskou; ¹⁾ 2 % vzorků průměr $0,076 \text{ mg Ni.kg}^{-1}$; ²⁾ 2 % vzorků průměr $0,121 \text{ mg Ni.kg}^{-1}$; ³⁾ 11 % vzorků průměr $0,062 \text{ mg Cu.kg}^{-1}$

Monitoring půd na obsah sledovaných rizikových prvků ve východočeském regionu (Tab. 4) ukázal, že ornice analyzovaných pozemků vykazuje zpravidla vyhovující hodnoty obsahů. Ve srovnání se současnými limity, které jsou vyjádřeny v tzv. preventivních hodnotách (= 100 %), stanovené hodnoty v průměrných (maximálních) obsazích naplňují limit pro zinek ze 40 %, (111 %), měď z 19 % (47 %), kadmium ze 33 % (74 %), olovo ze 34 % (183 %), chrom z 28 % (114 %) a arsen z 51 % (225 %). Z celkového počtu odebraných vzorků preventivní hodnotu překročilo zinkem 0,3 %, olovem 2,1 %, chromem a arsenem 1,2 % vzorků.

3.1.2. Hodnocení obsahu rizikových prvků v rostlinné hmotě

Bezpečnost potravin je otázkou celosvětového zájmu. Příjem potravy je společně s inhalací a příjmem pokožkou jednou ze vstupních cest do lidského organismu pro znečišťující a toxické látky.

Podle Gregera (2007) je koncentrace As v pšenici významně ovlivněna tím, o jaký druh pšenice jde. Nejnižší průměrné obsahy As byly zaznamenány u pšenice špaldy ($0,018 \text{ mg.kg}^{-1}$), vyšší pak u běžné chlebové pšenice ($0,040$ – $0,090 \text{ mg.kg}^{-1}$) a nejvyšší pak u pšenice tvrdé ($0,175$ – $0,500 \text{ mg.kg}^{-1}$). Průměrný obsah Cd v obilovinách se v závislosti na geografické poloze pohybuje od $0,002$ do $0,25 \text{ mg.kg}^{-1}$ obilovin (Eriksson 2001; Škrbić, Onjia 2007). Průměrná koncentrace Cr pohybuje od $0,01 \text{ mg.kg}^{-1}$ u pšenice do $0,09 \text{ mg.kg}^{-1}$ u ovsa, ale může dosáhnout i 49 mg.kg^{-1} , pokud je oves pěstován na půdě s vysokým obsahem Cr (Anderson et al. 1973). Vyšší koncentrace pak zaznamenáváme u zeleniny, jako mrkev ($0,13 \text{ mg.kg}^{-1}$), cibule

(0,16 mg.kg⁻¹), nebo zelí (0,13 mg.kg⁻¹). Vedle samotné koncentrace Cr v rostlině je nutné zmínit i další efekt Cr na plodinu, a to sice antagonistický účinek na koncentraci dalších prvků, jako K, P, Fe a Mg v kořenech a téměř všech významných prvků v nadzemních částech plodin. Odběr mědi (Cu) obilninami (zrno a sláma) z pozemku je relativně malý, přibližně 20–30 g.ha⁻¹. Dle analýzy Akinyele, Shokunbi (2015) se obsah Cu v pšenici pohybuje na úrovni 3,64 mg.kg⁻¹. Dle zjištění ostatních autorů se obsah Cu v zrnu pšenice pohybuje od 1,3 do 10 mg.kg⁻¹ (Kumpulainen 1996; Eriksson 2001, Škrbić, Onjia 2007). V případě ječmene a ovsa se koncentrace Cu pohybuje v rozmezí od 4 do 15 mg.kg⁻¹. Předpokládá se, že přibližně 30 % denního příjmu Cu pochází u dospělé populace Evropy z obilovin a brambor. Rtut' (Hg) je zemědělskými plodinami přijímána relativně snadno. Průměrná koncentrace Hg v plodinách se značně liší. U pšenice byly zaznamenány hodnoty koncentrace od 0,1 do 34 µg.kg⁻¹. Obdobné hodnoty byly zaznamenány u ječmene. V ovsu se mohou hodnoty koncentrace Hg pohybovat v rozmezí 0,1 až 22 µg.kg⁻¹. Skvěle akumulují rtuť např. saláty (64–139 µg.kg⁻¹) a jen pro zajímavost, nejsilnějšími příjemci rtuti jsou houby (až 630 µg.kg⁻¹). Koncentrace niklu (Ni) v plodinách, rostoucích na nekontaminovaných půdách, se může velice lišit, neboť se odvíjí jak od environmentálních, tak od biologických aspektů. V zemědělských plodinách se průměrná koncentrace pohybuje od 0,06 do 2 mg.kg⁻¹, konkrétně u obilovin se průměrná koncentrace pohybuje od 0,34 do 1,28 mg.kg⁻¹ a nejvyšší bývá u ovsa.

Výskyt Pb v životním prostředí a v rostlinách je významně ovlivněn výskytem geochemických anomálií, zdrojem znečištění a genotypovou schopností rostliny Pb akumulovat. Mezi koncentrací Pb v půdě a rostlině je pozitivní závislost a jako faktor, částečně ovlivňující dostupnost Pb, je hodnota pH (Sillanpaa, Jansson 1992). Hodnoty olova se u zrna pšenice průměrně pohybují od 0,2 do 0,6 mg.kg⁻¹, ale může být i řádově nižší (0,005–0,011 mg.kg⁻¹), jak uvádí Eriksson (2001). Obdobné hodnoty platí i pro ječmen. Studie z Afriky uvádí průměrný obsah olova v rýži a pšenici pod 0,008 mg.kg⁻¹ (Akinyele, Shokunbi 2015). Průměrné koncentrace zinku se u obilovin v Evropě pohybují od 24 do 33 mg.kg⁻¹. Ve Francii se koncentrace Zn v obilovinách (n = 5128) pohybovala v rozmezí od 7 do 43 mg.kg⁻¹, s průměrnou hodnotou 15,5 mg.kg⁻¹ (Baize et al. 1999), v Srbsku (n = 14) od 26,6 do 44,3 mg.kg⁻¹, s průměrnou hodnotou 32 mg.kg⁻¹ (Škrbić, Onjia 2007). Celosvětově se však může průměrný obsah významně lišit. V africké Nigérii se průměrná koncentrace Zn v rýži a pšenici pohybovala na úrovni 8,20 mg.kg⁻¹ rýže, resp. 22,7 mg.kg⁻¹ pšenice (Akinyele, Shokunbi, 2015). Nejnižší hodnoty byly zjištěny ve výzkumu od Hemalatha et al. (2007), který uvádí průměrný obsah zinku v indických obilovinách v rozmezí od 0,10 do 0,16 mg.kg⁻¹.

Monitoring fytomasy na obsah sledovaných rizikových prvků ve východočeském regionu (Tab. 5) ukázal, že zrno a sláma obilnin vykazuje vyhovující hodnoty obsahů. Ve srovnání se současnými maximálními obsahy pro hodnocení krmných obilnin, uvedenými ve směrnici 2002/32/ES (= 100 %), stanovené hodnoty v průměrných obsazích naplňují limit pro kadmium z 9 %, olovo z 2 % a arsen ze 6 %. Z celkového počtu odebraných 168 vzorků žádný vzorek nepřekročil maximální přípustnou hodnotu.

Tab. 5. Obsahy rizikových prvků (mg.kg^{-1}) v sušině zrna a slámy obilnin v letech 2012–2015 z monitorovaných 168 pozemků na okresech: Ústí nad Orlicí (UO), Rychnov nad Kněžnou (RK), Svitavy (SY) a Chrudim (CR).

Prvek	Obsahy rizikových prvků		Normativ Krmivo ¹⁾
	Zrno	Sláma	
Mn	28,1	27,6	
	7,9–77	6,2–243	
Zn	29,0	10,3	
	16–49	4–35	
Cu	3,48	4,5	
	1,5–5,6	1,3–92	
Ni	0,44	0,22	
	0,004–2,21	0,010–0,77	
Cd	0,040	0,091	max. 1
	0,0015–0,123	0,011–0,59	
Pb	0,181	0,167	max. 10
	0,0006–1,22	0,006–1,29	
Cr	0,134	0,275	
	0,0037–0,59	0,0037–0,81	
As	0,058	0,111	max. 2
	0,0001–1,01	0,003–0,46	

Pozn.: ¹⁾ Maximální obsahy nežádoucích látek v krmivu obilnin podle směrnice evropského parlamentu a rady 2002/32/ES

3.2. Faktory ovlivňující vstup rizikových prvků z půdy do rostlin a potravního řetězce

Specifickou podskupinou anorganických kontaminantů jsou kovy (rizikové prvky). Při vyšších koncentracích a za nepříznivých fyzikálně-chemických podmínek mohou kovy představovat významné a dlouhodobé ohrožení složek životního prostředí, zejména podzemních vod a půd (Kabata-Pendias 2011). Kovy, které se v důsledku lidské činnosti dostávají do životního prostředí (například ve formě odpadních roztoků) dříve nebo později přicházejí do kontaktu s půdou nebo horninovým materiálem (Kubal et al. 2002). Každá půda vykazuje určitou sorpční kapacitu, která je v přirozeném, nekontaminovaném stavu nasycena zejména bazickými prvky. Většina důležitých těžkých kovů vykazuje ovšem podstatně vyšší sorpční schopnost a dokáže tyto přirozeně nesorbované prvky vytěsnit (Tlustoš et al. 2007). V této fázi tedy půda kontaminující kovy zadržuje a zásadním způsobem snižuje jejich nebezpečnost vůči okolnímu prostředí. Při pokračující kontaminaci se ovšem v určitém okamžiku sorpční kapacita půdy těmito kontaminujícími kovy nasytí a jejich další šíření (například do podzemní vody) není již půdou omežováno. Takto nakoncentrované kontaminující kovy potom navíc představují velké nebezpečí, neboť pouhou změnou okolních podmínek (například snížením pH) může docházet k jejich nárazovému vyplachování. Transport kovů jednotlivými složkami prostředí je samozřejmě podstatně složitější než výše uvedený zjednodušený pohled (Hon 2013).

I přes složitost a velmi specifický charakter relevantních transportních mechanismů lze pro pohyb kontaminujících kovů v životním prostředí nalézt některé obecně platné charakteristiky:

Vliv náboje - Neuvažujeme-li elementární formu, která je s výjimkou rtuti v tomto kontextu nevýznamná, potom můžeme kontaminující kov předpokládat ve formě kationtu (např. Cd^{2+} , Cr^{3+}) nebo aniontu (např. CrO_4^{2-}). Typ a velikost náboje zásadním způsobem určují sorpční schopnost a tím i mobilitu v systému půda-podzemní voda. Zeminu (půdu) při určitém zjednodušení můžeme považovat za hlinito-křemičitou matici s fixním negativním nábojem, která se chová jako katex. Kladně nabité kontaminanty tedy jeví tendenci se vázat, zatímco záporně nabité kontaminanty v zásadě procházejí bez zdržení (Kubal et al. 2002).

Vliv komplexotvorných látek - Vedle přirozených komplexotvorných látek přítomných prakticky v každé zemině (huminové kyseliny) jsou typickými příklady komplexotvorných činidel kyanidy, amoniak nebo EDTA (kyselina ethylendiamintetraoctová). Komplexní sloučeniny kovů (většinou nesou záporný náboj) jsou v roztoku většinou mimořádně stabilní, a to i při vyšších hodnotách pH, kde se nekomplexované kovy již obvykle sráží (Tlustoš et al. 2007). Přítomnost kovů zpětně znesnadňuje i odbourávání komplexních látek. Jestliže např. EDTA ve formě sodné soli podléhá biodegradaci (i když pomalé), v komplexu s těžkým kovem se již prakticky nerozkládá.

Vliv srážecích činidel - Přesně opačný účinek ve srovnání s komplexotvornými látkami vykazují srážecí činidla. Výsledkem jejich účinku je imobilizace kovu a tím i snížení jeho aktuální nebezpečnosti. Nejjednodušším a nejčastějším typem srážení je v kontaminovaných zeminách pouhé zvýšení pH - vzniklé hydroxidy jsou obecně pojímány jako nerozpustné sloučeniny (charakterizované součinem rozpustnosti). Dalšími příklady srážecích činidel jsou fosforečnany nebo sulfidy.

3.2.1. Možnosti vnosu rizikových prvků do půdy minerálními, organickými a statkovými hnojivy

Minerální, organická a statková hnojiva jsou esenciálními látkami pro zajištění adekvátní výživy zemědělských plodin a následně sklizně. Kromě prvků, zajišťujících výživu rostlin však mohou obsahovat širokou škálu chemických látek, především rizikových prvků, které jsou s hnojivy do půdy dodávány (McLaughlin et al. 1996; Westfall et al. 2005). V případě jednorázové aplikace hnojiva jsou množství těchto látek sotva postřehnutelná. Opakovaná aplikace hnojiv na jednom stanovišti však může započít akumulaci těchto rizikových prvků v půdě, především v případě As, Cd a Pb, zvýšit jejich koncentraci a rozběhnout tak negativní působení na kvalitu půdy, pěstované plodiny a potenciálně i na zdraví lidské populace a hospodářských zvířat.

Limity pro obsah rizikových prvků v hnojivech jsou v některých státech EU regulovány právními předpisy. V České republice jsou limity pro obsahy As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb a Zn regulovány Vyhláškou Ministerstva zemědělství č. 474/2000 Sb., o stanovení požadavků na hnojiva. V Německu je to např. nařízení, které uvádí limitní hodnoty pro As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb a Tl, zatímco Cu a Zn jsou považovány za esenciální prvky a déle již nejsou regulovány. Na celoevropské úrovni však limity pro

těžké kovy v hnojivech neexistují, nicméně o zavedení regulace některých prvků, především Cd, se jedná (Kratz et al. 2016).

Ze všech minerálních hnojiv jsou nejvýznamnějším zdrojem rizikových prvků fosforečná hnojiva, především ta, která jsou získána z fosfátových hornin, které jsou výrobním materiálem až 85 % všech fosforečných hnojiv (Kratz et al. 2011). Fosfátové horniny (sedimentované či vyvřelé) se těží po celém světě, díky čemuž se koncentrace rizikových prvků v hnojivech velice liší (Hamamo et al. 1995; Raven, Loeppert 1997). Koncentrace As, Cd a Pb v draselných a dusíkatých hnojivech jsou relativně nízké a nejsou tak považovány za významný vektor těchto prvků do půdy (McBride, Spiers 2001).

Statková hnojiva byla od nepaměti používána jako zdroj živin a OH, která pozitivně ovlivňuje fyzikálně-chemické vlastnosti půdy. S rostoucím vývojem lékařství, poznáním v oblasti výživy zvířat a intenzifikací chovu hospodářských zvířat rostla i nabídka výživových doplňků a medikamentů, podávaných chovaným zvířatům, mnohá z nich obohacovaná rizikovými prvky. Tím se statková hnojiva stala významným vektorem některých rizikových prvků (As, Cu a Zn) do půdy (Bolan et al. 2004). Koncentrace ostatních rizikových prvků jsou ve statkových hnojivech všeobecně nízké, Cu a Zn se ve statkových hnojivech vyskytují často ve zvýšených koncentracích, především díky zmíněným doplňkům a aplikaci léčiv obsahující Cu, např. pro léčbu hniloby kopyt (McBride, Spiers 2001). Aplikace prasečí kejdy např. zvýšila koncentrace Cd v půdě (Wu et al. 2012) a obdobně aplikace kompostu s přídatkem prasečí kejdy významně zvýšila koncentrace Cu a Zn (Zhao et al. 2006). Prasečí kejda se zvýšeným vnosem Cu a Zn projevila na pokusech i v České republice (Šrek et al. 2010), nicméně se nepotvrdilo, že by brambory hnojené tímto statkovým hnojivem vykazovaly zvýšenou koncentraci těchto prvků ve slupkách i hlízách.

Kompostárny a bioplynové stanice jsou hlavním zdrojem organických hnojiv. Jejich aplikace má obdobná pozitiva jako aplikace statkových hnojiv, pocházející z chovu hospodářských zvířat, tedy dodání živin, především N, P, K a dále obohacení půdy o organický uhlík, čímž se pozitivně ovlivňují fyzikálně-chemické a mikrobiální vlastnosti půdy. I tento zdroj však může, díky povaze vstupního materiálu, ze které organická hnojiva vznikají, obsahovat rizikové prvky a organické znečišťující látky. Jedná se především o Cd (Genevini et al. 1997), polychlorované bifenylly a polycyklické aromatické uhlovodíky (Brändli, Bucheli 2007) a antibiotika, která nejsou plně rozštěpena ani po zpracování anaerobní digescí (Widyasari-Mehta et al. 2016). Množina vstupních materiálů pro výrobu organických hnojiv je velice široká a zahrnuje jak statková hnojiva a zemědělské plodiny, tak biologicky rozložitelný odpad a biologicky rozložitelný komunální odpad. Několik studií, provedených ve Španělsku, Velké Británii a Německu (Alburquerque et al. 2012; Schievano et al. 2009; Siebert et al. 2008; Edelmann et al. 2004), stanovujících obsahy těžkých kovů v digestátech, nezaznamenalo hodnoty, převyšující limitní hodnoty, stanovené legislativou daného státu. V případě zemědělských bioplynových stanic však mohou být v digestátech zaznamenány vyšší koncentrace Cu a Zn (Alburquerque et al. 2012).

Tab. 6. Maximální a minimální obsahy rizikových prvků v mg.kg^{-1} v minerálních hnojivech v roce 2015 v dlouhodobých pokusech VÚRV, v.v.i.

Hnojivo / Prvek		As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
LAV	Min.	3,09	0,54	0,58	1,44	0,99	2,22	2,34	3,11
	Max.	9,60	0,62	1,62	2,49	2,12	3,45	4,18	5,24
Draselná sůl	Min.	0,18	0,24	0,03	0,71	0,14	2,20	1,14	1,63
	Max.	11,06	0,70	1,79	4,90	1,96	3,79	6,55	8,49
Superfosfát	Min.	8,78	17,65	0,46	121,49	8,79	17,87	2,72	198,50
	Max.	19,94	25,06	4,19	199,55	36,33	39,68	6,44	521,69
Kieserit	Min.	0,72	0,21	0,49	0,75	0,84	1,29	0,42	2,65
	Max.	6,13	0,75	1,28	2,62	2,51	5,51	5,85	10,71

Pozn.: LAV - ledek amonný s vápencem

Obsahy rizikových prvků ve statkových, organických a minerálních hnojivech z environmentálního pohledu nejsou zpravidla natolik významné, aby svým přívodem zatěžovaly půdu a rostliny. Větší pozornost však vyžadují statková hnojiva od prasat, zejména pak od selat do stáří 70 dní, u kterých se po odstavu prováděla medikace krmiv Zn a Cu. Hodnocení obsahu rizikových prvků v minerálních hnojivech na příkladu dlouhodobých pokusů uvádí Tab. 6., dále statkových a organických hnojiv na příkladu východočeského regionu ilustrují Tab. 7–12.

Tab. 7. Obsahy rizikových prvků ve hnojích (obsahy prvků v mg.kg^{-1} v čerstvé hmotě) ze stáří skotu, prasat a drůbeže ve východočeském regionu v období let 2012 až 2016.

Hnojivo/Prvek	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn
Hnůj skotu	0,65 a	0,073 a	1,30 a	12,2 b	0,007 a	1,13 a	1,29 a	57 a
Hnůj prasat	0,63 a	0,087 a	2,18 a	30,3 a	0,005 a	1,68 a	2,17 a	215 a
Hnůj drůbeže	0,93 b	0,129 b	4,86 b	44,4 c	0,005 a	1,11 a	4,72 b	223 b

Pozn.: Odlišná písmena ve sloupcích značí signifikantní diference mezi hnojivy na hladině významnosti $\alpha = 0,05$.

Tab. 8. Průměrný přívod (g.ha^{-1}) rizikových prvků aplikovaných na pole statkovými hnojivy (hnůj prasat a skotu v dávce 30 t.ha^{-1} , hnůj drůbeže v dávce 10 t.ha^{-1}).

Hnojivo/Prvek	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn
Hnůj skotu	20	2,2	39	370	0,22	34	39	1 700
Hnůj prasat	19	2,6	65	910	0,14	50	65	6 500
Hnůj drůbeže	9	1,3	49	440	0,05	11	47	2 200

Rovněž v čerstvé hmotě hnojiv jsou uvedeny obsahy rizikových prvků viz Tab. 10, které hodnotí kontaminaci kejdy. I zde je patrný vyšší obsah Cu a Zn v kejdě prasat než v kejdě skotu, přestože má kejda prasat (oproti kejdě skotu) nižší obsah sušiny. Jednorázové dávky kejdy (oproti dávkám hnojmů) jsou ve sledovaném území nižší, ale uplatňují se často v kratším časovém odstupu.

Tab. 9. Obsahy rizikových prvků v kejdách (obsahy prvků v mg.kg^{-1} v čerstvé hmotě) ze stáří skotu a prasat ve východočeském regionu v období let 2012 až 2016.

Hnojivo/Prvek	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn
Kejda skotu	0,17 c	0,016 a	0,25 b	6,1 a	0,0012 c	0,11 c	0,32 b	29 a
Kejda prasat	0,10 b	0,013 a	0,24 b	9,3 b	0,0006 b	0,09 b	0,29 b	75 b
Prasata v reprodukci	0,07 a	0,009 a	0,18 a	10,9 b	0,0005 a	0,06 a	0,23 a	101 b

Pozn.: Odlišná písmena ve sloupcích značí signifikantní diference mezi hnojivy na hladině významnosti $\alpha = 0,05$.

Tab. 10. Průměrný přívod ($\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$) rizikových prvků aplikovaných na pole statkovými hnojivy (kejda skotu, resp. prasat v dávce 25, resp. 20 $\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$).

Hnojivo/Prvek	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn
Kejda skotu	4,2	0,40	6,3	150	0,03	2,8	8,0	730
Kejda prasat	2,0	0,25	4,8	190	0,01	1,8	5,8	1 500

V čerstvé hmotě hnojiv jsou též uvedeny obsahy rizikových prvků v Tab. 11, která hodnotí kontaminaci digestátů podle zastoupení hlavních kofermentů v bioplynových stanicích. Jednotlivé druhy digestátů podle původu se co do obsahu prvků často nelišily. Avšak po přidání kejdy prasat kontaminované Zn a částečně i Cu do fermentoru bioplynové stanice se prokázalo statisticky průkazné zvýšení obsahu Zn a Cu v digestátu, přesto i tento digestát vyhovuje legislativě (viz Tab. 11). Hnojení digestáty je v praxi co do dávky obdobné jako hnojení kejdou. V obvykle uplatňované jednorázové dávce 25 $\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$ digestátu se vnese do půdy o výměře 1 ha 3,8 g As, 0,57 g Cd, 6,8 g Cr, 140 g Cu, 0,05 g Hg, 3,8 g Pb, 8,8 g Ni a 570 g Zn.

V rámci okresu Ústí nad Orlicí na území 21 395 ha o.p., které obhospodařovalo v letech 2012 až 2016 celkem 17 vybraných farem, bylo celkem vnese ročně v průměru 15,5 $\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$ statkových a organických hnojiv, ve kterých se aplikovalo na 1 ha 134 g Cu, 623 g Zn, 10,9 g Ni, 0,61 g Cd, 7,6 g Pb, 10,0 g Cr, 0,05 g Hg a 5,3 g As. Z toho hnojiva od rizikových prasat vnese na 1 ha ročně pouhých 9,3 g Cu a 63 g Zn, tj. 7 % a 10 % z celkového přívodu Cu a Zn ve statkových a organických hnojivech.

Tab. 11. Obsahy rizikových prvků v digestátech (obsahy prvků v $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ v čerstvé hmotě) podle přívodu kofermentů do bioplynových stanic ve východočeském regionu v období let 2012 až 2016.

Koferment/Prvek	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn
Kejda mladého skotu	0,14 a	0,03 b	0,26 a	4,9 a	0,0011 a	0,11 a	0,30 a	22,7 a
Pícniny	0,16 a	0,02 b	0,24 a	3,8 a	0,0018 a	0,16 b	0,35 a	17,6 a
Pícniny+kejda skotu	0,15 a	0,02 a	0,30 b	5,2 ab	0,0020 a	0,15 b	0,37 a	20,7 a
Pícniny+kejda prasat	0,13 a	0,02 b	0,25 a	8,6 b	0,0019 a	0,16 b	0,33 a	31,7 b
Digestát celkem	0,15	0,02	0,27	5,7	0,0018	-	0,35	22,9

Pozn.: Odlišná písmena ve sloupcích značí signifikantní difference mezi digestáty z různých kofermentů na hladině významnosti $\alpha = 0,05$.

Obsahy rizikových prvků v sušině hnojů od skotu, prasat a drůbeže, oproti povoleným limitům ve vyhlášce č. 474/2000 Sb., porovnává Tab. 12. Zvýšené hodnoty obsahů Cu, Mn, Zn, Pb, Cr, Ni a statisticky nevýznamně Cd byly zjištěny v sušině hnojů, které pocházely ze stájí prasat a drůbeže, tj. monogastrů. Dokonce obsah Zn ve hnoji prasat statisticky průkazně překročil maximální přípustnou hodnotu v uvedené vyhlášce.

Při hledání původu kontaminace výkalů prasat Zn a Cu byla jako dominantní zdroj kontaminace určena medikace krmiv pro selata. V období do 70. dne stáří (průměrná hmotnost selete v celé kategorii 0–70 dní stáří = 10,7 kg) 1 sele zkonzumuje 41,5 kg krmiva s obsahem 150 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ krmiva a s obsahem 150 až 2 500 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ krmiva takto: ve stáří 15 až 42 dní 5 kg krmiva (prestarter) s obsahem 2 500 mg Zn, ve stáří 43 až 56 dní 12,5 kg krmiva (ČOS) s 1 800 mg Zn a ve stáří 57 až 70 dní 24 kg

krmiva (A1) s obsahem 150 mg Zn.kg⁻¹ krmiva. Podle vyhlášky č. 377/2013 Sb. 1 DJ (o váze 500 kg) selat vyprodukuje za 70 dní 5,6 t kejdy s obsahem sušiny 4,7 %. Selata do 70. dne stáří v přepočtu na 1 kg sušiny výkalů zkonsumují krmivo 1 100 mg Cu a 6 900 mg Zn. Do těla zvířete se využívá jen část z tohoto přívodu, zbytek do výkalů. Zvýšený rozsah a koncentrace hnojení hnojiv od prasat mohou lokálně nadměrně zatížit zemědělskou půdu Zn a Cu.

Tab. 12. Obsahy rizikových prvků ve hnojích (obsahy prvků v mg.kg⁻¹ v sušině) ze stáří skotu, prasat a drůbeže ve východočeském regionu v období let 2012 až 2016.

Hnojivo/Prvek	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn
Hnůj skotu	2,45 a	0,28 a	5,2 a	52 a	0,03 a	4,3 a	5,3 a	239 a
Hnůj prasat	2,18 a	0,30 a	7,2 b	104 b	0,02 a	6,1 b	7,3 a	728 c
Hnůj drůbeže	2,09 a	0,31 a	11,1 c	102 b	0,01 a	2,7 a	10,3 c	513 b
Hnůj z vyhlášky ²	max 20	max. 2	max. 100	max. 150	max. 1,00	max. 100	max. 50	max. 600

Pozn.: Odlišná písmena ve sloupcích značí signifikantní difference mezi hnojivem na hladině významnosti $\alpha = 0,05$.

Obsahy rizikových prvků v organických hnojivech používaných u dlouhodobých pokusů ilustruje Tab. 13.

Tab. 13. Maximální a minimální obsahy rizikových prvků v mg.kg⁻¹ v sušině organických a statkových hnojiv v roce 2015 v dlouhodobých pokusech VÚRV, v.v.i.

Hnojivo / Prvek		Mn	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Digestát	Min.	289,0	1,3	0,4	4,3	175,4	6,2	3,4	295,0
	Max.	293,0	2,6	0,5	5,0	178,8	6,5	4,0	298,0
Kejda skotu	Min.	209,0	0,0	0,1	2,1	73,6	4,2	2,1	264,0
	Max.	261,0	0,9	0,3	2,9	117,2	5,4	4,8	344,0
Kejda prasat	Min.	383,0	1,9	0,3	5,4	210,9	8,9	2,7	500,0
	Max.	424,0	2,3	0,3	6,1	248,1	9,4	3,2	570,0
Hnůj	Min.	279,0	2,4	0,4	19,7	60,1	16,1	7,0	273,0
	Max.	315,0	4,5	0,5	19,7	82,6	21,7	9,2	410,0
Drůbeží trus	Min.	281,0	1,1	0,4	5,5	30,3	4,9	3,6	272,0
	Max.	288,0	2,0	0,6	7,9	30,8	5,6	4,2	287,0
Kompost	Min.	283,0	1,5	0,2	2,7	28,2	9,7	2,4	133,0
	Max.	484,0	10,6	0,5	87,5	437,9	47,0	39,5	363,0

Chování rizikových prvků při fermentaci a digesti kofermentů, statkových a organických hnojiv

Obsahy rizikových prvků v sušině kejdy od skotu a prasat a v sušině digestátů s povolenými limity ve vyhlášce č. 474/2000 Sb. uvádí Tab. 14. Zvýšené hodnoty obsahů Cu, Mn, Zn, Cd, Pb, Cr a Ni byly stanoveny v sušině kejdy, které pocházely ze stáří prasat. Maximální přípustný obsah rizikových prvků stanovený ve vyhlášce byl statisticky průkazně překročen jen v obsahu Zn v kejdě od prasat a to několikrát více, než tomu bylo ve hnoji. Rovněž digestát z bioplynových stanic, kde se do fermentoru vneslo významné množství kejdy prasat, měl relativně vyšší obsah Zn a Cu, než tomu bylo u ostatních druhů digestátů. Do fermentoru se souběžně s kejdou prasat přiváděla též píče s malým obsahem Zn

a Cu a zřejmě se ve fermentoru vysrážely a následně sedimentovaly těžké kovy (Möller, Müller 2012). Proto obsahy Zn a Cu v sušině expedovaného digestátu na vzor vysokému obsahu v kofermentu kejdy vyhovovaly limitům legislativy ČR.

Tab. 14. Obsahy rizikových prvků v kejdách ze stáří skotu a prasat a v digestátech z bioplynových stanic (obsahy prvků v mg.kg⁻¹ v sušině) ve východočeském regionu v období let 2012 až 2016.

Hnojivo/Prvek	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn
Kejda skotu	2,28 Aa	0,22 Aa	3,4 Aa	89 Aa	0,016 Aa	1,54 Aa	4,5 Aa	414 Aa
Kejda prasat	2,41 Aa	0,33 Bb	6,0 Cb	241 Bb	0,017 Aa	2,32 Bb	7,7 Cb	2127 B*b
Kejda prasat v reprodukci	2,46 a	0,33 b	6,3 b	340 c	0,019 a	2,48 b	8,5 c	3345 *c
Digestát z kejdy mladého skotu ¹	2,40 a	0,47 b	4,3 b	81 ab	0,019 ab	1,80 a	4,9 a	374 b
Digestát z pícnin	2,36 a	0,34 a	3,4 a	55 a	0,027 ab	2,30 a	5,1 a	260 a
Digestát z pícnin a z kejdy skotu	2,29 Aa	0,30 Ba	4,3 Bb	74 Aab	0,027 Ba	2,20 Ba	5,3 Ba	303 Aab
Digestát z pícnin a z kejdy prasat	2,22 Aa	0,40 Bab	4,2 Bb	157 Bb	0,034 Cb	2,68 Ba	5,7 Ba	540 Ac
Kejda a digestát z vyhlášky ²	max. 20	max. 2,00	max. 100	max. 250	max. 1,00	max. 100	max. 50	max. 1 200

Pozn.: Odlišná malá písmena ve sloupcích značí signifikantní difference mezi hnojivy v rámci druhu na hladině významnosti $\alpha = 0,05$; odlišná velká písmena ve sloupcích pro rozdíl mezi kejdou a digestátem.

*) Hodnota překračuje limit z vyhlášky statisticky průkazně

¹⁾ Fermentace zkrácena na 45 dní.

²⁾ Vyhláška č. 474/2000 Sb., o stanovení požadavků na hnojiva, ve znění vyhlášky č. 131/2014 Sb.

3.2.2. Hodnocení vlivu pH a půdní organické hmoty na redukci uvolnitelnosti rizikových prvků v půdě

Při vstupu do půdy mohou rizikové prvky (těžké kovy) reagovat s různými půdními složkami a vytvářejí nejrůznější sloučeniny (Kabata-Pendias, Pendias 1992). Vznikají tak rozpustné či nerozpustné látky anorganické a organické povahy. Rizikové prvky jsou primárně vázány na organickou hmotu v půdě (Li, Thornton 2001) dále na hydratované oxidy železa a manganu a pak také ve značné míře v reziduální frakci (nejvíce chrom a olovo (Maiz, Esnaola, Millán 1997), která zabraňuje jejich výraznější mobilitě v půdě (Adriano 2001).

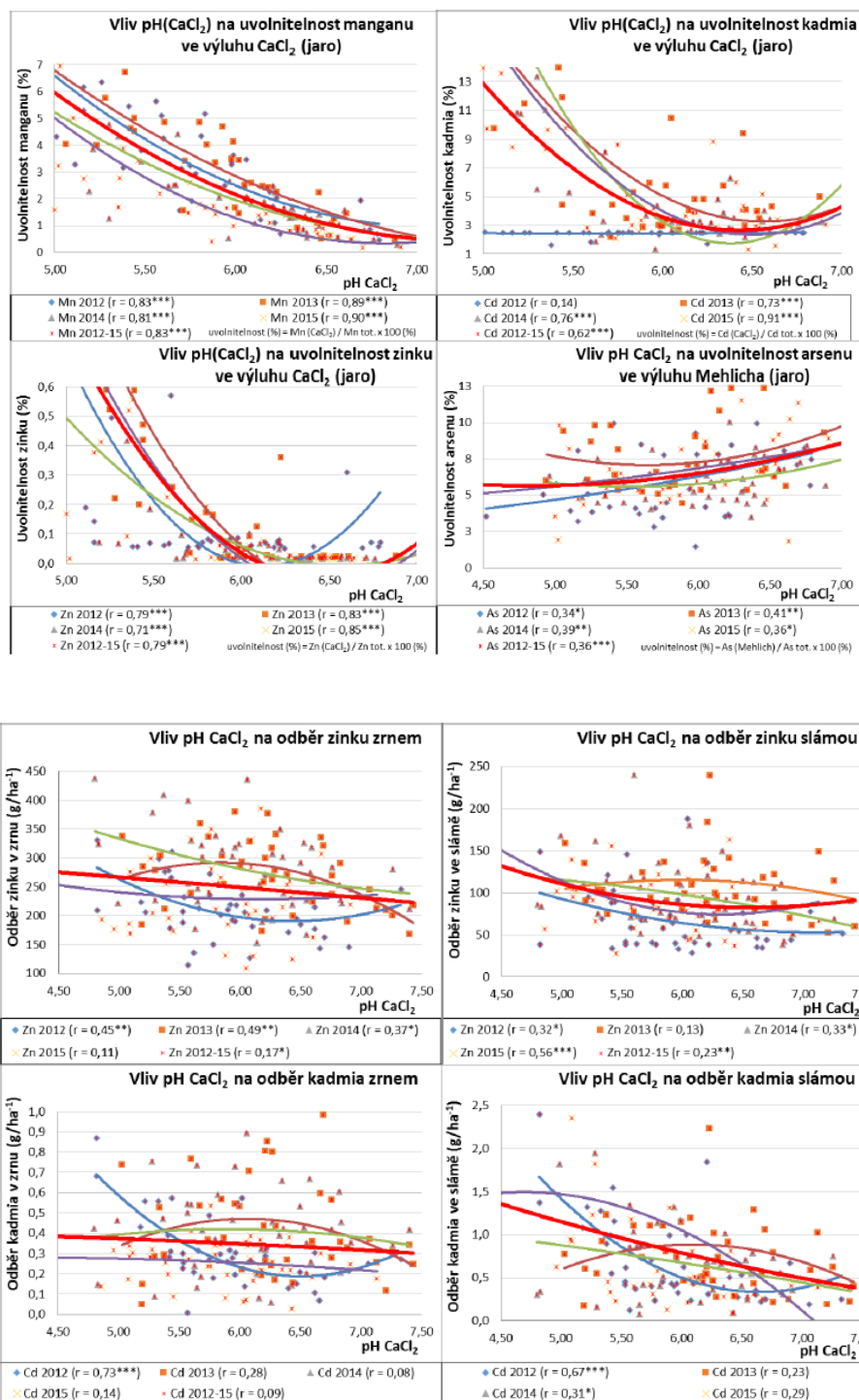
Transport těžkých kovů (dostupnost rizikových kovů z půdy rostlině) tudíž není závislý pouze na vlastnostech těžkých kovů, ale také na fyzikálních a chemických parametrech zkoumané půdy jako jsou pH (viz Tab. 15), redox potenciál, kationtová výměnná kapacita, kvalita a kvantita organického materiálu, množství jílové komponenty, půdní vlhkost, provzdušnění půdy a mikrobiální aktivita. Mobilita prvků v půdě klesá v pořadí kadmium, nikl, zinek, měď a olovo (Hornburg, Brümer 1993).

Tab. 15. Vliv půdních podmínek na přístupnost prvků (Kabata-Pendias 2001).

půdní podmínky	pH	přístupnost	
		snadná	střední
oxidační	< 3	Cd, Zn, Co, Cu, Ni	Mn, Hg, V
oxidační	> 5	Cd, Zn	Mo, Se, Sr, Te, V
oxidační (+Fe)	> 5	žádný	Cd, Zn
redukční	> 5	Se, Mo, As	Cd, Zn, Cu, Mn, Pb, Sr
redukční (+ H ₂ S)	> 5	žádný	Mn, Sr

Hodnota pH má principiální význam při posuzování mobility (a tím i nebezpečnosti) kontaminujících kovů v systému zemina-podzemní voda. Vliv redox potenciálu a hodnoty pH na přístupnost prvků rostlinám je uveden v Tab. 15 (Kabata-Pendias 2001).

Koncentrace přístupných podílů je u většiny rizikových prvků nižší v půdním roztoku alkalických a neutrálních půd, než u lehkých kyselých půd při stejném celkovém obsahu (Wenzel et al. 1999). Vysoký celkový obsah například těžkých kovů v zemině nemusí ještě znamenat akutní nebezpečí v okamžiku, kdy je tato zemina v kontaktu s podzemní vodou, jejíž pH je neutrální a rozpustnost kovů tak může být výrazně podlimitní. V okamžiku, kdy se pH podzemní vody snižuje, začnou se přítomné kovy rozpouštět v následujícím pořadí: Zn, Cd, dále Cu, Pb a Cr, Ni. Při posuzování kontaminace těžkými kovy je tak vedle znalosti celkových obsahů kovů nutné znát koncentrace příslušných vodných výluhů a pH-podmínky na dané lokalitě (Kubal et al. 2002; Tlustoš et al. 2007; Kabata-Pendias 2011). Prvky jsou pevněji vázány v těžkých neutrálních i alkalických půdách a mohou být pomalu přijímány rostlinami. Lehké půdy jsou zdrojem snadno dostupných kovů. Na těchto půdách může snadněji docházet ke ztrátám (Wenzel et al. 1999). Černozemě a rendziny mají nižší podíl mobilní frakce Pb a Zn než podzoly a kambizemě s nízkým pH (Makovníková 2000). Obecně platí, že při identické koncentraci Cd a Pb (ale i Mn, Zn, Co a některých dalších prvků) v půdě jejich obsah v pletivech rostlin se vzrůstající hodnotou pH klesá (Mahler, Bingham 1980).

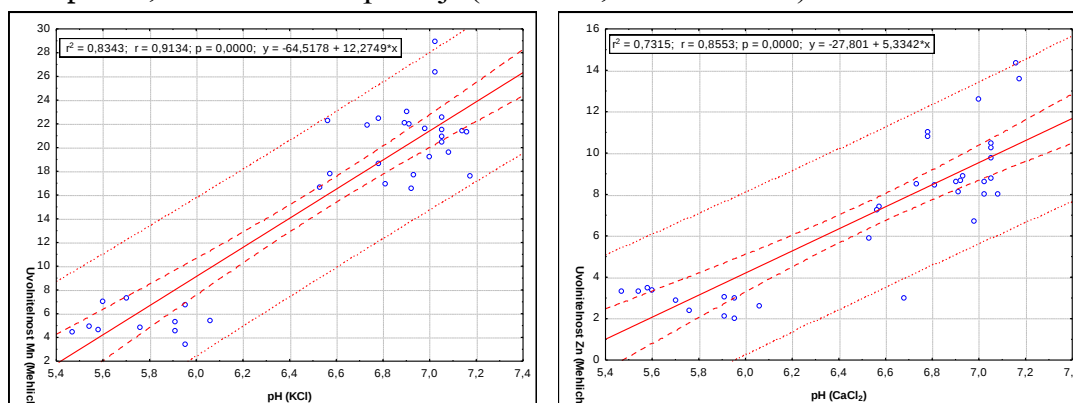


Obr. 3. Vliv pH (CaCl₂) na uvolnitelnosti rizikového prvku a vliv pH (CaCl₂) na odběr rizikového prvku zrnem a slámou.

Půdní organická hmota (SOM) je základním faktorem půdní úrodnosti, příznivě ovlivňuje fyzikální a chemické vlastnosti půdy, zlepšuje strukturu půdy a je podmínkou dosahování stabilních výnosů zemědělských plodin. Její množství a kvalita v dané lokalitě je produktem dlouhodobého vývoje a vyvážená bilance, je předpokladem trvale udržitelného hospodaření na půdě. SOM se rovněž díky aktivitě půdních mikroorganismů v půdě uplatňuje při detoxikaci škodlivin. Proto je nutné sledovat kvantitu a kvalitu organických látek (OL) v půdě nejen za účelem posuzování

půdy z hlediska úrodnosti, ale též jako důležitého faktoru ovlivňujícího aktuální obsahy rizikových kovů v půdě a jejich uvolnitelnost. OL se podílejí jak na procesech vedoucích ke snížení koncentrace prvků v roztoku nespecifickou či specifickou sorpcí, tak i na tvorbě rozpustných chelátů, které naopak chrání prvky před adsorpcí nebo vysrážením (Tlustoš 1999). Organická hmota v půdě je tvořena látkami humusové a nehumusové povahy. Humusové složky patří mezi stabilní a tvoří je huminy, huminové kyseliny a fulvokyseliny. Mají celou řadu funkčních skupin, z nichž především kombinace SH^- (sulfanylová) a OH^- (hydroxylová) umožňuje tvorbu komplexů s řadou kationtů (Kabata-Pendias 2001; Valla et al. 1983).

Huminové kyseliny fungují imobilizačně, zatímco fulvokyseliny a ostatní nízkomolekulární organické látky mohou s kovy tvořit rozpustné komplexy (Wenzel et al. 1999). Rozpustnost půdní organické hmoty se zvyšuje s rostoucím pH, což má vliv na stabilitu komplexů, skládajících se z humusu a kovu. Huminové kyseliny jsou při neutrální a kyselé půdní reakci nerozpustné a mohou tak přispívat k zadržování rizikových prvků v půdě a snížení množství kovů v půdním roztoku. Fulvokyseliny i jejich komplexy jsou naopak rozpustné i při kyselé reakci a mohou tedy zvyšovat mobilitu prvků, které se na ně poutají (Borůvka, Drábek 2002).



Obr. 4. Regresní rovnice pro uvolnitelnost Mn a Zn (výluh MEHLICH III) v závislosti na pH (KCl) v letech 2012–2015 na stanovištích Čáslav, Lukavec a Ivanovice v rozdílných půdních typech (hnědozem, kambizem, černozem).

Pro posouzení vztahů mezi hodnotami pH a uvolnitelností rizikových prvků v půdách východočeského regionu byly sestaveny grafy, které vykazaly rozdílnou sílu korelace vztahů a rozdílné regrese (Obr. 3). Uvolnitelnost prvků je vyjádřena jako procentický podíl vyluhované formy (výluhem CaCl_2) z celkového obsahu prvku v zemině z orničního horizontu. Podobně je vyhodnocen vztah mezi hodnotou pH a odběrem prvku jednotlivými produkty obilnin.

Úplně opačných vztahů (tj. progrese uvolnitelnosti prvků v půdě k pH) bylo dosaženo v uvolnitelnosti Mn a Zn výluhem Mehlich III. Výluh Mehlich III je silně kyselé a roli řízení uvolnitelnosti přebírá půdní organická hmota, která získala vyšší rozpustnost a s ní i vyšší uvolnitelnost navázaných rizikových prvků při původně vyšším pH před vlastním laboratorním výluhováním. Byly vytvořeny vztahy pro potenciální uvolnitelnost $\text{Mn} / \text{Uvolnitelnost Mn (Mehlich)} = -64,5178 + 12,2749 * \text{pH(KCl)}$, $\text{Zn} / \text{Uvolnitelnost Zn (Mehlich)} = -27,801 + 5,3342 * \text{pH(KCl)}$ ve výluhu Mehlich v závislosti na pH (KCl) v půdě na základě výsledků dlouhodobých polních pokusů v letech 2012–2015 na stanovištích Čáslav, Lukavec a Ivanovice v rozdílných

půdních (hnědozem, kambizem, černozem) i klimatických podmínkách. Data pocházejí z výzkumných parcel č. 11 (hnojení hnojem v dávce 40 t.ha⁻¹ pod okopaninu), 15 (hnojení hnojem v dávce 40 t.ha⁻¹ pod okopaninu + N3PK 120 kg N, 80 kg P a 100 kg K v č. ž.), 21 (kontrola bez hnojení). Byly vytvořeny lineární regresní modely viz Obr. 4 a Tab. 16.

Tab. 16. Statistické charakteristiky regrese a rozhodčí kritéria výstavby regresního modelu uvolnitelnosti rizikového prvku Mn, Zn a Fe v závislosti na pH (KCl).

Mn

R	R ²	MEP	AIC			
0,91	0,83	10,66	83,15			
F-S test	SKM	C-W test	J-B test	W test	D-W test	Z test
166,13	0,09	0,39	0,75	2,68	-1	2,05
Model je významný.	Model je korektní.	Rezidua vykazují homoskedasticitu.	Rezidua mají normální rozdělení.	Autokorelace je nevýznamná.	Pozitivní autokorelace reziduí není prokázána.	V reziduích je trend.

Zn

R	R ²	MEP	AIC			
0,85	0,73	3,71	44,68			
F-S test	SKM	C-W test	J-B test	W test	D-W test	Z test
87,16	0,10	1,29	0,07	3,57	-1	1,50
Model je významný.	Model je korektní.	Rezidua vykazují homoskedasticitu.	Rezidua mají normální rozdělení.	Autokorelace je nevýznamná.	Pozitivní autokorelace reziduí není prokázána.	V reziduích není trend.

Pozn.: R - Vícenásobný korelační koeficient; R² - Koeficient determinace; MEP - Střední kvadratická chyba predikce; AIC - Akaikeho informační kritérium; F-S test - Fisher-Snedecorův test významnosti regresního modelu; SKM - Scottovo kritérium multikolinearity; C-W test - Cook-Weisbergův test heteroskedasticity; J-B - Jarque-Berrův test normality; W test - Waldův test autokorelace; D-W test - Durbin-Watsonův test autokorelace; Z test - znaménkový test reziduí.

Podobným způsobem, jako byly graficky interpretovány výsledky vztahů mezi hodnotou pH, uvolnitelností v půdě a odběrem produkty obilnin vybraných rizikových prvků, byla provedena interpretace těchto vztahů formou korelačních koeficientů viz Tab. 17 a 18.

Většina vztahů potvrzuje pokles uvolnitelnosti rizikových prvků v půdě a snížený odběr zrnem a slámou obilnin při vyšší hodnotě pH. Výjimkou je opačná tendence u uvolnitelnosti arzénu v půdě, který se v půdě může vyskytovat jako aniont, zatímco většina ostatních rizikových prvků se v půdě vyskytuje zpravidla ve formě kationtů (Cr jako kationt i aniont). Polaritu rizikových prvků může významně ovlivnit schopnost prvků v půdě vytvářet cheláty a organominerální řetězce o rozdílné rozpustnosti, proto ne všechny tendence uvolnitelnosti a přijatelnosti prvků podle pH jsou jednoznačné a statisticky významné, jak tomu je v případě pouhých 3 stanovišť v roce 2015 v pokusech VURV (viz Obr. 4).

Pro posouzení vztahů mezi ukazateli půdní organické hmoty (POH) a uvolnitelností rizikových prvků v půdách východočeského regionu byly sestaveny grafy, které vykazaly rozdílnou sílu korelace vztahů a rozdílné regrese. Uvolnitelnost prvků je vyjádřena jako procentický podíl vyluhované formy (výluhem CaCl₂, případně výluhem MEHLICH III) z celkového obsahu prvku v zemině z orničního horizontu. Podobně je vyhodnocen vztah mezi ukazateli půdní organické hmoty a odběrem prvku jednotlivými produkty obilnin (viz Obr. 5).

Tab. 17. Korelační koeficienty (r) vztahů mezi uvolnitelností rizikových prvků (%) v půdě a reakcí pH(CaCl₂ resp. KCl) půd.

a) východočeský region ($n = 168$) v letech 2012–2015

Prvek	Korelační koeficienty (r)	
	Jaro	Podzim
Mn	-0,83***	-0,79***
Zn	-0,79***	-0,85***
Cu	+0,38***	+0,15
Ni	-0,25**	-0,53***
Cd	-0,62***	-0,68***
Pb	+0,13	+0,08
Cr	-0,16*	-0,21**
As	+0,36***	+0,26***

b) pokusy VÚRV, v.v.i. (Čáslav, Lukavec, Ivanovice; $n = 36$) v roce 2015

Prvek	(r)
Mn	-0,64**
Zn	+0,13
Cu	-0,64**
Ni	-0,84**
Cd	+0,66**
Pb	+0,66**
Cr	+0,16
As	-0,03

Pozn.: Uvolnitelnost v % Fe, Mn, Zn, Cu, Cd, Pb a Ni výluhem CaCl₂, uvolnitelnost Cr a As výluhem Mehlich III z celkového obsahu stanoveného lučavkou královskou; Znaménko hodnoty: - degrese vztahu, + progrese vztahu, bez znaménka = vztah bez prokázané regrese; Signifikanční korelace (r) na hladině významnosti: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

Tab. 18. Korelační koeficienty (r) vztahů mezi pH(CaCl₂ resp. KCl) půd při sklizni a odběrem rizikových prvků částmi rostlin obilnin (g.ha⁻¹).

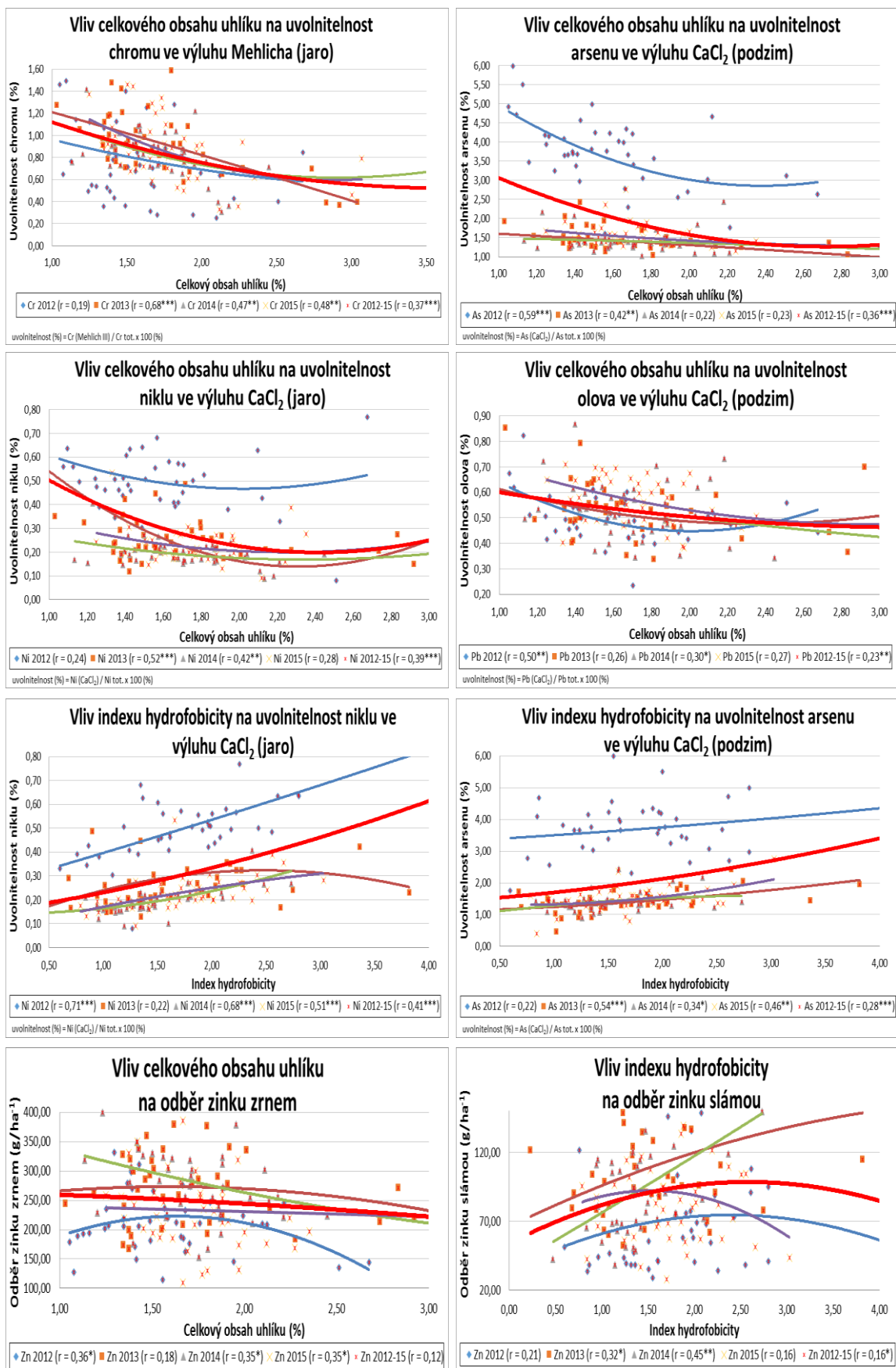
a) východočeský region ($n = 168$) v letech 2012–2015

Prvek	Korelační koeficient (r)	
	Zrno	Sláma
Mn	-0,26***	-0,54***
Zn	-0,17*	-0,23**
Cu	0,05	-0,10
Ni	+0,17	+0,08
Cd	-0,09	-0,27***
Pb	-0,08	+0,12
Cr	0,03	+0,19*
As	-0,13	-0,15*

b) pokusy VÚRV, v.v.i. (Čáslav, Lukavec, Ivanovice; $n = 36$) v roce 2015

Prvek	Zrno	Sláma
	(r)	(r)
Mn	+0,73**	+0,73**
Zn	+0,66**	+0,61**
Cu	+0,50**	+0,67**
Ni	+0,48**	+0,43**
Cr	+0,07	+0,13
Cd	-0,03	-0,09
Pb	+0,27	+0,14
As	-0,04	+0,41*

Pozn.: Signifikanční korelace (r) na hladině významnosti: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; Znaménko hodnoty: - degrese vztahu, + progrese vztahu, bez znaménka = vztah bez prokázané regrese



Obr. 5. Vliv C_{ox} a Indexu hydrofobicity na uvolnitelnost rizikových prvků a odběr rizikového prvku zrnem a slámou.

Byly zjištěny vztahy, které potvrzují pokles uvolnitelnosti rizikových prvků v půdě a snížený odběr zrnem a slámou obilnin při vyšší hodnotě obsahu půdní organické hmoty, které je vyjádřeno v ukazatelích $C_{tot.}$, $N_{tot.}$ (viz Tab. 19). Kvalita půdní organické hmoty vyjádřená v ukazateli indexu hydrofobicity (Tab. 19) ovlivnila uvolnitelnost rizikových kovů ještě větší silou. Při vyšších indexech hydrofobicity, tj. při vyšších poměrech hydrofobních k hydrofilním organickým látkám byly zjištěny nižší uvolnitelnosti rizikových kovů v půdách. Uvolnitelnost rizikových kovů v půdách může snížit imobilizace kovů v půdě pevnou fixací do organokovových řetězců s malou rozpustností. Ne všechny kovy a ne všechny organické látky v půdě jsou toho schopny, proto ne všechny vztahy uvolnitelnosti kovů v půdách a přijatelnosti prvků rostlinami k ukazatelům půdní organické hmoty jsou jednoznačné a statisticky významné.

Tab. 19. Korelační koeficienty (r) vztahů mezi uvolnitelností rizikových prvků (%) v půdě a ukazateli půdní organické hmoty v půdě.

a) východočeský region ($n = 168$) v letech 2012–2015

Prvek	Korelační koeficienty (r) v letech					
	$C_{tot.}$		$N_{tot.}$		Index hydrofobicity	
	Jaro	Podzim	Jaro	Podzim	Jaro	Podzim
Mn	-0,34***	-0,15*	-0,24**	-0,04	+0,30***	+0,24**
Zn	-0,13	-0,04	-0,10	-0,02	+0,30***	+0,23**
Cu	0,03	-0,19*	-0,19*	-0,25**	+0,15*	+0,30***
Ni	-0,39***	-0,10	-0,21**	+0,04	+0,41***	+0,29***
Cd	-0,12	0,05	-0,21**	-0,02	+0,23**	+0,16*
Pb	-0,19*	-0,23**	-0,29***	-0,27**	+0,19*	+0,22**
As	-0,38***	-0,36***	-0,15*	-0,08	+0,26***	+0,28***
Fe	-0,36***	-0,28***	-0,37***	-0,34***	+0,45***	+0,49***
Cr	-0,37***	-0,34***	-0,41***	-0,44***	+0,48***	+0,41***

b) pokusy VÚRV, v.v.i. (Čáslav, Lukavec, Ivanovice; $n = 36$) v roce 2015

Prvek	$C_{tot.}$	$N_{tot.}$
	(r)	(r)
Mn	-0,39*	-0,29
Zn	-0,48**	-0,51**
Cu	-0,24	-0,16
Ni	-0,18	-0,04
Cd	+0,43**	+0,31
Pb	+0,43**	+0,31
As	-0,53**	-0,58**
Fe	-0,15	-0,04
Cr	-0,75**	-0,82**

Pozn.: Uvolnitelnost v % Fe, Mn, Zn, Cu, Cd, Pb a Ni výluhem $CaCl_2$, uvolnitelnost Cr a As výluhem Mehlich III z celkového obsahu stanoveného lučavkou královskou; Znaménko hodnoty: - degrese vztahu, + progrese vztahu, bez znaménka = vztah bez prokázané regrese; Signifikanční korelace (r) na hladině významnosti: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

3.2.3. Regulace mobility rizikových prvků v půdě a jejich příjmu rostlinami

Stanovení a kontrola biologické dostupnosti rizikových prvků je problémovou záležitostí v oblastech zemědělství a životního prostředí. Z tohoto důvodu je v dnešní době brán veliký zřetel na provádění studií, pomáhajících pochopit procesy ovlivňující

výnos rostlin a nalézt metody pro odhad a předpovězení dostupnosti rizikových prvků pěstovanými plodinami.

Transfer prvků mezi půdou a rostlinou je součástí biochemických cyklů chemických látek. Jedná se o převod látek z neživé části biosféry do živé, který je řízen geochemickými, klimatickými, biologickými a antropogenními vlivy. Rostliny si v průběhu vývoje vytvořily několik biochemických mechanismů, vyúsťujících v adaptaci nebo toleranci růstu na vnější nežádoucí podmínky.

Podle Němečka et al. (2010) můžeme rizikové látky sestupně seřadit podle možnosti přenosu z půdy do rostliny v tomto pořadí: Cd, Zn, Cu, Mn, Ni, Co, Pb, As, Cr a Hg. Hodnocení rizikových prvků podle rizikovosti, mobility a obecné míry transferu můžeme uvést následně: As a Pb - velmi nízká mobilita a transfer, velmi vysoká humanotoxicita, Cd - vysoká mobilita, transfer a humanotoxicita, Cr - minimální mobilita a transfer, střední toxicita u šestimocného Cr, Hg, minimální mobilita a transfer, velmi vysoká humanotoxicita, Zn - vysoce fyto toxický, mobilní a snadno dostupný. Na základě těchto poznatků byly vytvořeny celoevropské legislativní limity, které dovolují maximální přípustné míry obsahu daných rizikových prvků v potravinách (Nařízení ES 1881/2006 ve znění pozdějších předpisů). Tak např. v případě Cd je to v otrubách a klíčcích pšenice a rýže hodnota 0,20 mg.kg⁻¹ čerstvé hmoty a 0,10 mg.kg⁻¹ u všech jiných obilovin, v případě Pb je to u obilovin, luskovin a luštěnin hodnota 0,20 mg.kg⁻¹ čerstvé hmoty.

Tab. 20. Korelační koeficienty (*r*) vztahů mezi obsahy rizikových prvků (mg.kg⁻¹) v půdě a odběry rizikových prvků porosty nadzemních částí rostlin obilnin (g.ha⁻¹).

a) východočeský region (*n* = 168) v letech 2012–2015

Prvek	Korelační koeficient (<i>r</i>)					
	výluh Mehlich			výluh lučavka královská		
	Jaro	Podzim	Celkem	Jaro	Podzim	Celkem
Mn	+0,12	+0,17*	+0,14*	+0,17*	+0,24**	+0,21***
Zn	+0,16*	+0,11	+0,13*	+0,15*	+0,27***	+0,20***
Cu	+0,03	+0,07	+0,05	+0,14	+0,08	+0,10
Ni	0,18*	0,13	0,13*	0,11	0,15*	0,11*
Cr	+0,46***	+0,44***	+0,45***	+0,43***	+0,35***	+0,39***
Cd	+0,17*	+0,16*	+0,16**	0,14	0,04	0,06
Pb	+0,31***	+0,27***	+0,29***	+0,16*	+0,17*	+0,14*
As	-0,40***	-0,32***	-0,36***	-0,34***	-0,48***	-0,40***

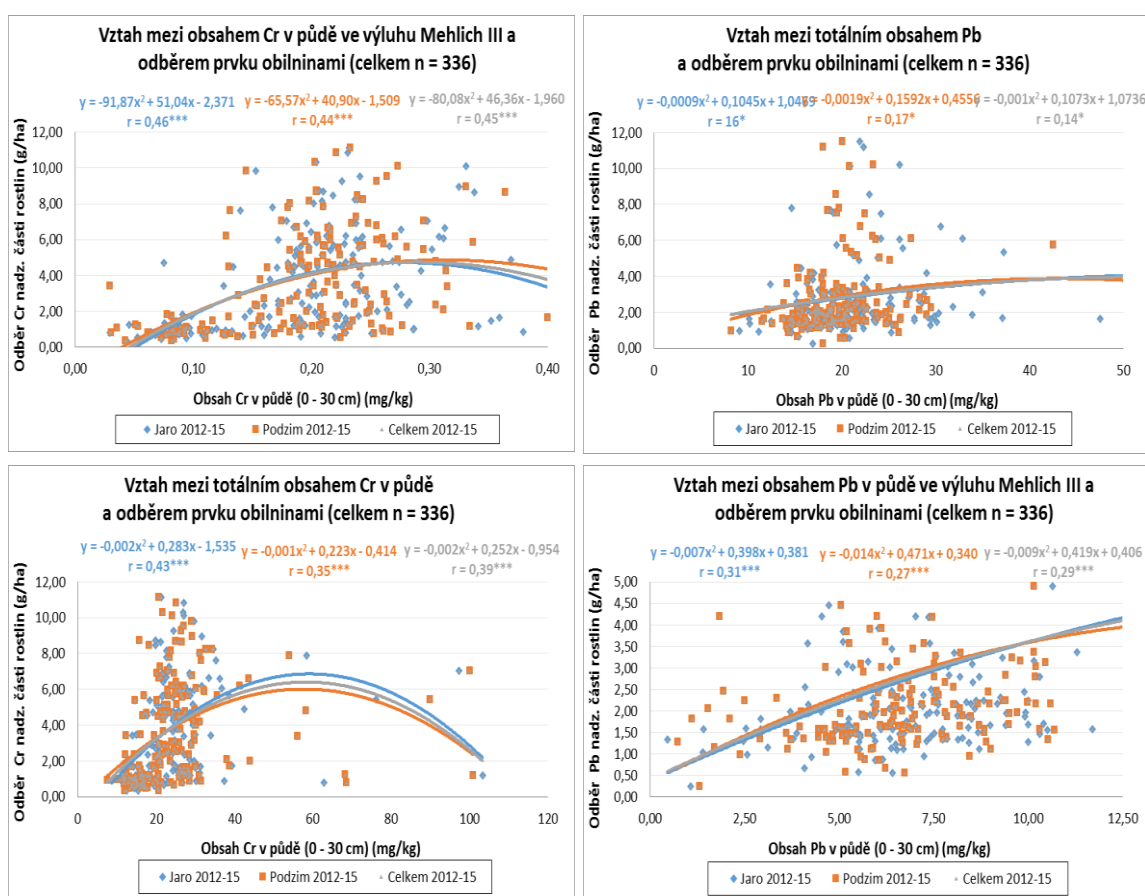
b) pokusy VÚRV, v.v.i. (Čáslav, Lukavec, Ivanovice; *n* = 36) v roce 2015

Prvek	výluh Mehlich	výluh lučavka královská
	(<i>r</i>)	(<i>r</i>)
Mn	+0,53**	-0,68**
Zn	+0,52**	-0,78**
Cu	-0,40*	-0,64**
Ni	+0,55**	+0,14
Cr	+0,00	-0,21
Cd	+0,32	-0,05
Pb	-0,12	-0,11
As	+0,05	+0,08

Pozn.: Znaménko hodnoty: - degrese vztahu. + progrese vztahu, bez znaménka = vztah bez prokázané regrese; Signifikantní korelace (*r*) na hladině významnosti: * *p* < 0,05; ** *p* < 0,01; *** *p* < 0,001

Vztahy mezi hodnotami obsahu rizikových prvků v půdě a odběrem celou nadzemní částí rostlin obilnin ve východočeském regionu a dlouhodobých pokusech VÚRV, v.v.i. uvádí Tab. 20.

Většina vztahů potvrzuje zvýšený odběr nadzemními částmi obilnin při vyšší hodnotě obsahu rizikového kovu v půdě. Vzhledem k tomu, že z obsahu prvků vyluhovatelného relativně silnějším vyluhovadlem je jen menší podíl prvků přijatelný rostlinami, proto ne všechny tendence uvolnitelnosti a přijatelnosti prvků jsou jednoznačné a statisticky významné. Ještě menší podíl prvku je přijatelný rostlinami z totálních obsahů, kde regrese často nevykazují vzestupný trend (viz Obr. 6).



Obr. 6. Vztahy mezi obsahem rizikových prvků v půdě (Cr, Pb) a odběrem celou nadzemní částí rostlin (zrno + sláma).

Uplatnění pěstební technologie na snížení obsahu rizikových prvků v rostlinné produkci

Tvorba výkonného prostředí polních plodin spolu s výkonnými odrůdami, které lépe zhodnocují živiny, umožňuje dosahovat vyšší výnosy rostlin. Vyšší výnos má vliv na snížení obsahu prvků ve sklizeném produktu prostřednictvím tzv. zředovacího efektu (Černý et al. 2016a). Rovněž příznivé pěstební prostředí může aktivovat mnohé mechanismy rostlin, kterými vstup rizikových prvků dokáží rostliny omezit např. fytochelatiny apod. Prekurzorem fytochelatinů je glutation, na jehož syntéze se v rostlinách příznivě uplatňuje výživa sírou (Černý et al. 2016b). Harmonická výživa

roślin včetně síry tudíž může významně napomoci blokaci rizikových prvků v rostlinách a jejich sníženou utilizací do sklizeného produktu.

Zavedením nových pěstebních technologií (Černý et al. 2016a), zejména pěstováním vysoce výkonných odrůd (např. krátkostébelné pšenice) spolu s rostoucím použitím minerálních hnojiv a také pesticidů na ochranu plodin (tzv. zelená revoluce), se od roku 1960 hospodářské výnosy polních plodin významně zvýšily. Od té doby je např. v Rothamstedu za období 160 let pokusů zaznamenán zvýšený pokles obsahu sledovaných prvků, mimo jiné Zn a Cu. Nové odrůdy mají vyšší nároky na vyváženou, tj. harmonickou výživu.

3.3. Doporučená technologie pěstování plodin

Optimální hodnota půdní reakce pH v ornících pro jednotlivé rizikové prvky

Pro půdy, které nejsou kontaminované rizikovými kovy, kde se plánuje aplikace látek se zvýšenou zátěží rizikových prvků (přesto splňujícím limity legislativy), jako jsou např. kaly z čistíren odpadních vod podle vyhlášky č. 382/2001 Sb., se tyto látky nesmí aplikovat při hodnotě pH (CaCl_2) nižší než 5,6.

Půdy, které jsou některými z rizikových kovů již kontaminované a je potřeba v nich snížit jejich mobilitu, se tímto doporučuje dosáhnout u nich vyšších hodnot pH. Pro zvýšení a udržení hodnot půdní reakce se doporučuje meliorační a udržovací vápnění. Z monitoringu rizikových prvků ve východočeském regionu vyplynuly mezní hodnoty pH min. 5,7 a max. 6,8.

Péče o půdní organickou hmotu

V zájmu snížení uvolnitelnosti rizikových kovů v půdách a snížení odběru těchto kovů rostlinami a jejich utištění do těch částí rostlin, které jsou dále využívány v rámci potravinového řetězce, je nutné **pečovat o obsah a kvalitu půdní organické hmoty. Na orních půdách zajistit trvalý přívod organických látek pro dosažení vyrovnané, resp. kladné bilance organických látek v půdě agrotechnickými opatřeními**, jako jsou vyšší zastoupení víceletých píceň (zejména jetelovin) v osevním postupu, pravidelné hnojení statkovými, organickými hnojivy a posklizňovými zbytky v dostatečných dávkách, široké druhové diverzi a při rovnoměrném zapravení do profilu ornice.

Harmonické pěstební technologie

Trvale vytvářet výkonné prostředí plodin harmonickou pěstební technologií za účelem dosažení vyšších výnosů rostlin a následného, tzv. zředovacího efektu v obsazích rizikových prvků v rostlinné produkci. Toho dosáhnout postupy, jako jsou rajonizovaná a výkonná odrůda, střídání plodin, zařazení jetelovin, péče o půdní organickou hmotu, péče o fyzikální vlastnosti půdy, optimalizace výživy a hnojení podle půdních a povětrnostních podmínek, optimalizace ochrany rostlin podle výskytu škodlivých činitelů, resp. podle jejich signalizace a prognózy, efektivní regulace plevelů a další.

4. Ekonomický přínos metodiky

Z odborného hlediska metodika v podstatě řeší minimalizaci vstupu rizikových prvků do půdy a následně do produktů sklizených za účelem výroby potravin nebo krmiv, a to z aplikovaných hnojiv nebo jiných látek obsahujících živiny, využitelných ve výživě rostlin. V zemědělské výrobě mohou vznikat náklady související s vápněním kyselých půd, nebo s udržováním optimálního stavu půdní organické hmoty, prostřednictvím čehož lze regulovat mobilitu rizikových prvků v půdě. Tyto agrotechnické operace jsou součástí správné zemědělské praxe a také požadavků týkajících se péče o zemědělskou půdu. Nezanedbatelnou součástí regulace vstupu rizikových prvků do potravního řetězce je výběr vhodných plodin (s ohledem na sklizený produkt). Obzvláště rizikovou skupinou plodin jsou brambory a většina dalších druhů zeleniny. Všechna agrotechnická a pěstitelská opatření jsou preventivním příspěvkem ve vztahu k zlepšování zdravotního stavu populace. Z toho důvodu je přímý benefit této předkládané metodiky těžko odhadnutelný.

5. Srovnání novosti postupů a uplatnění metodiky

Přínos z uplatňování metodiky je možné vnímat jako příspěvek pro optimalizaci využívání půdy a regulaci vstupů, které tak v konečném důsledku ovlivňují vývoj půdní úrodnosti, jako i kvalitu rostlinných produktů vstupujících do potravního řetězce, protože jen na základě chemických rozborů půd, hnojiv a rostlin lze zmíněný proces efektivně ovlivňovat.

Statková, organická a minerální hnojiva jsou potenciálními zdroji rizikových prvků v zemědělské výrobě. Faktorů, které ovlivňují mobilitu rizikových prvků v půdě a jejich přestup do rostliny, resp. hlavního produktu (zrna) je velký počet. Proto vliv totálních obsahů rizikových prvků v půdě a vliv pH půdy na přestup rizikových prvků do rostlin (sláma, zrno) nebyl ve sledovaném období 2012–2015 na testovaných stanovištích (40 různých stanovišť ročně, celkem 160 lokalit) východočeského regionu a v dlouhodobých pokusech VÚRV často jednoznačně prokázán. Nově z pohledu možné kontaminace rostlin se stanovování uvolnitelných obsahů rizikových prvků v půdě pomocí výluhů CaCl_2 a Mehlich III jeví lepší, než původní stanovení totálního obsahu rizikových prvků výluhem lučavky královské. Použití metody Mehlich III pro stanovení rizikových prvků v půdě je rovněž ekonomické, poněvadž je metodou po léta masově využívanou při agrochemickém zkoušení zemědělských půd na obsah živin P, K, Ca a Mg. Je to metoda perspektivní i pro další živiny, protože i pro ně (obdobně jako pro rizikové kovy) vykazuje dostatečnou vypovídací schopnost. Půdní organická hmota (SOM) se podílí na procesech vedoucích ke snížení koncentrace rizikových prvků v roztoku nespecifickou či specifickou sorpcí, tak i na tvorbě rozpustných chelátů, které naopak chrání prvky před adsorpcí nebo vysrážením - tyto procesy byly potrženy jak na modelových lokalitách východočeského regionu, tak i v dlouhodobých pokusech. Metodika přispěla k charakterizaci rizikových prvků v různých částech agroekosystémů (půda a rostlina) a k jejich chování, resp. mobilitě, dále navrhuje optimální pěstební technologii pro pěstování vybraných obilovin (pšenice, ječmen).

Metodika najde uplatnění u subjektů, hospodařících na orné půdě, trvalých travních porostech, v konvenčním i ekologickém zemědělství. Metodika bude uplatněna kontrolními pracovišti (např. ÚKZÚZ, ČPI). Dále bude uplatněna v akreditovaných laboratořích, u zemědělských poradců i v rámci poradenského systému MZe ČR, apod. Uplatněním metodiky budou získané poznatky a údaje vedle zemědělské prvovýroby, navazujících článků řetězce obchodu zemědělských komodit a navazujících služeb, rovněž využitelné pro státní správu, další výzkum, pro studenty a pedagogy středních i vysokých škol, popřípadě pro akreditovaná školící centra.

6. Seznam publikací, které předcházely metodice

- Dostál, J., Hajzlerová, L., Javor, T., Hejman, M. 2013. Long-term evaluation of the organic matter balance and the composition of manure in the East Bohemia. In M. Madaras, I. Stehlíková, D. Teplá (Eds.). Dlouhodobé polní pokusy a jejich přínos pro environmentálně vyvážené zemědělství: Sborník abstraktů mezinárodního semináře a workshopu - Nevyvážená bilance draslíku: Příčiny, důsledky a rizika. 11.12. 2013, VÚRV, v.v.i. Praha.
- Dostál, J., Javor, T., Kunzová, E., Hlisnikovský, L., Hajzlerová, L. 2016: Composition of livestock manure and organic fertilisers and their inputs of nutrients and risk elements into soil in the district Ústí nad Orlicí. Soil – the non-renewable environmental resource, Proceedings from International conference on Mendel University in Brno, the Czech Republic: 59–70.
- Dostál, J., Javor, T., Lošák, T. 2015: Aplikace digestátu z bioplynových stanic na zemědělskou půdu - poznatky a zkušenosti. Agromanuál 10, č. 11-12: 32–34.
- Dostál, J., Lošák, T., Hlušek, J. 2015. Digestát – mýty a skutečnost ve vztahu k půdní úrodnosti. In: Kukuřice v praxi 2015. Sborník mezinárodní konference. Mendelova univerzita v Brně, KWS Osiva s.r.o.: 24–31.
- Dostál, J., Lošák, T., Javor, T., Hajzlerová, L., Hlušek, J., Linhart, M. 2014. Dosavadní zkušenosti s aplikací digestátu z bioplynových stanic na zemědělskou půdu. In Racionální použití hnojiv. 1. vyd. Praha: ČZU v Praze, FAPPZ, Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin, s. 27–35.
- Hejman, M., Berková, M., Kunzová, E. 2013. Effect of long-term fertilizer application on yield and concentrations of elements (N, P, K, Ca, Mg, As, Cd, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) in grain of spring barley. Plant, Soil and Environment, 59: 329–334.
- Hejman, M., Kunzová, E., Šrek, P. 2012. Field Crops Research Sustainability of winter wheat production over 50 years of crop rotation and N, P and K fertilizer application on illimerized luvisol in the Czech Republic. Field Crops Research, 139: 30–38.
- Hejman, M., Kunzová, E., Šrek, P. 2012. Sustainability of winter wheat production over 50 years of crop rotation and N, P and K fertilizer application on illimerized luvisol in the Czech Republic. Field Crops Research, 139: 30–38.
- Hlisnikovský, L., Kunzová, E., Klír, J., Hejman, M. 2014. Vliv hnojení a osevních postupů na výnosy a cukernatost cukrové řepy. Listy Cukrovarnické a řepařské, 130: 50–56.
- Lošák, T., Dostál, J., Hlušek, J. 2013. Organická hmota v půdě - základní předpoklad úspěšného využití digestátu při hnojení kukuřice. In Kukuřice v praxi 2013. 1. vyd. Brno: Mendelova univerzita v Brně a KWS Osiva, s.r.o., s. 25–36.
- Lošák, T., Dostál, J., Hlušek, J., Čermák, P. 2017: Využití tekutých statkových a organických hnojiv ke hnojení zemědělských plodin. In: sborník z mezinárodní konference „Kukuřice v praxi 2017“, Palačov, Hr. Králové, Tetčice, Plzeň, Hluboká. Vydavatel: Mendelova univerzita v Brně, s. 32–44.
- Šimon, T., Kunzová, E. 2013. Vliv hnojení digestátem na výnos jarního ječmene a kvalitu půdy. Úroda, 61(5): 27–32.
- Šrek, P., Hejman, M., Kunzová, E. 2012. Effect of long-term cattle slurry and mineral N, P and K application on concentrations of N, P, K, Ca, Mg, As, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb and Zn in peeled potato tubers and peels. Plant, Soil and Environment, 58: 167–173.

7. Literatura

- Adeli, A., Sistani, K.R., Tewoldc, H., Rowe, D.C. 2007. Broiler liner application effects on selected trace elements under conventional and no-till systems. *Soil Science*, 172: 349–365.
- Adriano, D.C. 2001. Trace elements in terrestrial environments. Biochemistry, Bioavailability, and Risk of Metals, 2nd ed., Springer, New York.
- Akinyele, I.O., Shokunbi, O.S. 2015. Concentrations of Mn, Fe, Cu, Zn, Cr, Cd, Pb, Ni in selected Nigerian tubers, legumes and cereals and estimates of the adult daily intakes. *Food Chemistry*, 173:702–708
- Alburquerque, J.A., de la Diente, C., Ferre/Costa, A., Carrasco, L., Cegarra, J., Abad, M., Bernal, M.P. 2012. Assessment of the fertiliser potential of digestates from far mand agro/industrial residues. *Biomass Bioenerg*, 40: 181–189.
- Anderson, A. J., Meyer, D. R., and Mayer, F. K. 1973. Heavy metal toxicities: levels of nickel, cobalt and chromium in the soil and plants associated with visual symptoms and variation in growth of an oat crop, *Australian Journal of Agricultural Research*, 24: 557.
- Benke, M.B., Indraratne, S.P., Hao, X.Y., Chang, C., Goh, T.B. 2008. Trace element changes in soil after long-term cattle manure applications. *Journal of Environmental Quality*, 37: 798–807.
- Berenguer, P., Cela, S., Santiveri, F., Boixadera, J., Lloveras, J. 2008. Copper and zinc soil accumulation and plant concentration in irrigated maize fertilized with liquid swine manure. *Agronomy Journal*, 100: 1056–1061.
- Birke, M., Rauch U. 1999. Trace metals in the Berlin metropolitan area. *Proc. 5th Int. Conf. Biogeochem. Trace Elements*, Viena, p. 628.
- Bolan, N., Adriano, D., Mahimairaja, S. 2004. Distribution and Bioavailability of Trace Elements in Livestock and Poultry Manure By-Products. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 34: 291–338.
- Borůvka, L., Drábek O. 2002. Rozdělení těžkých kovů mezi frakcemi humusu v silně kontaminované půdě. *Sborník přednášek „Mikroelementy 2002“*, Nová Rabyně, 134–138.
- Brändli, R.C., Bucheli, T.D. 2007. Organic pollutants in kompost and digestate. Part 1. Polychlorinated biphenyls, polycyclic aromatic hydrocarbons and molecular markers. *Journal of Environmental Monitoring*, 9: 456–464.
- Czarnowska, K. 1999. Heavy metals in lawn soils of Warsaw. *Soil Science Annual Poland*, 50: 31–39.
- Černý, J., Balík, J., Kulhánek, M., Kovařík, J., Javor, T. 2016b. Síra - přeceňovaná, nebo podceňovaná živina ve výživě ozimé řepky? *Úroda* 10, 25–28.
- Černý, J., Balík, J., Kulhánek, M., Vašák, F. 2016a. Vliv hnojení na kvalitu produkce. In *Racionální použití hnojiv*. 1. vyd. Praha: ČZU v Praze, FAPPZ, Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin, s. 29–36.
- de Miguel, E., Llamas, J.F., Chacon, E., Berg, T., Larssen, S., Røyset, O. and Vadset, M. 1997. Origin and patterns of distribution of trace elements in street dust: unleaded petrol and urban lead. *Atmospheric Environment*, 31: 2733–2740.
- Dostál, J., Javor, T., Lošák, T. 2015: Aplikace digestátu z bioplynových stanic na zemědělskou půdu - poznatky a zkušenosti. *Agromanuál*, 10 (11-12): 32–34.
- Edelmann, W., Baier, U., Engeli, H. 2004. Environmental aspects of the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid wastes and of agricultural wastes. *Water Science and Technology*, 52: 203–208.
- Eriksson J.E. 2001. Concentrations of 61 trace elements in sewage sludge, farmyard manure, mineral fertilizers, precipitation and in oil and crops. Swedish EPA. Rep 5159, Stockholm.
- Genevini, P.L., Adani, F., Borio, D., Tambone, F. 1997. Heavy Metal Content in Selected European Commercial Composts. *Compost Science & Utilization*, 5: 31–39.
- Greger, M., Malm, T., Kautsky, L. 2007. Heavy metal transfer from composted macroalgae to crops. *European Journal of Agronomy*, 26:257–265.

- Hamano, H., Landsberger, S., Harbottle, G., Panno, S. 1995. Studies of Radioactivity and heavy metals in phosphate fertilizer. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 194: 331–336.
- Hemalatha, S., Platel, K., Srinivasan, K. 2007. Influence of germination and fermentation on bioaccessibility of zinc and iron from food grains. *European Journal of Clinical Nutrition*, 61(3): 342–348.
- Hon Z. 2013. *Základy toxikologie pro obor vodního hospodářství*. České Budějovice: Vysoká škola evropských a regionálních studií, 136 s.
- Hornburg, V., Brümmer, G.W. 1993. Verhalten von Schwermetallen in Böden. 1. Untersuchungen zur Schwermetallmobilität. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 156: 467–477.
- Kabata-Pendias, A. 2001. *Trace elements in soils and plants - Third edition*. CRC Press. 435 pp.
- Kabata-Pendias, A. 2011. *Trace elements in soils and plants - Fourth edition*. CRC Press. 505 pp.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H. 1992. *Trace Elements in Soils and Plants*, 2nd Edition, CRC Press, Boca Ratón, Florida, 315 pp.
- Kratz, S., Godlinski, F., Schnug, E. 2011. Heavy metal loads to agricultural soils in Germany from the application of commercial phosphorus fertilizers and their contribution to background concentrations in soils. B. Merkel, M. Schipek (Eds.), *The new uranium mining boom challenges and lessons learned*, Springer Verlag, Berlin Heidelberg (2011), pp. 755–762.
- Kratz, S., Schick, J., Schnug, E. 2016. Trace elements in rock phosphates and P containing mineral and organo-mineral fertilizers sold in Germany. *Science of The Total Environment*, 542: 1013–1019.
- Kumpulainen, J.T. (ed). 1996. *Trace elements, natural antioxidants and contaminants in European food and diets*. FAO/UN, REU Techn. Series 49, Rome.
- Kunzová, E., Menšík, L., Hejman, M., Dostál, J. 2014. Metodický postup odběrů vzorků hnojiv, rostlin a půdy pro stanovení rizikových prvků v agroekosystémech a dalších parametrů půdní úrodnosti. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., Praha – Ruzyně, 32 s. ISBN 978-80-7427-162-5.
- Lee, M., Choi, J. and Kim, J. 2003. Distribution and remediation design of heavy metal contamination in farmland soils and river deposits in the vicinity of the Goro abandoned mine. *International Journal of Economic and Environment Geology*, 36: 89–101.
- Li, X.D. and I. Thornton, 2001. Chemical partitioning of trace and major elements in soils contamination by mining and smelting activities. *Applied Geochemistry*, 16: 1693–1706.
- Lipoth, S.L., Schoenau, J.J. 2007. Copper, zinc, and cadmium accumulation in two prairie soils and crops as influenced by repeated applications of manure. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 170: 378–386.
- Mahler, R.J., Bingham, F.T. 1980. Cadmium - enriched sewage sludge application to acid and calcareous soils: Relation between treatment, cadmium in saturation extracts and cadmium uptake. *Journal of Environmental Quality*, 9: 359–364.
- Maier, R.M., Pepper, I.L., Gerba, C.P. 2000. *Environmental Microbiology*. Academic Press, New York.
- Maiz, L., Esnaola, M.V., Milan, E. 1997. Evaluation of heavy metal availability in contaminated soils by a short sequential extraction procedure. *Science of the Total Environment*, 206: 107–115.
- Makovníková, J. 2000. Závislosti mezi vybranými půdními parametry a přístupným obsahem kadmia, olova, medi a zinku. *Rostlinná Výroba*, 46: 289–296.
- McBride, M., Spiers, G.A. 2001. Trace Element Content of Selected Fertilizers and Dairy Manures as Determined by ICP-MS. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 32: 139–156.
- McLaughlin, M.J., Tiller, K.G., Naidu, R., Stevens, D.P. 1996. Review: the behaviour and environmental impact of contaminants in fertilizers. *Australian Journal of Soil Research*, 34: 1–54.
- Micó, C., Peris, M., Recatalá, L., Sánchez, J., 2006. Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis. *Chemosphere*, 65: 863–872.

- Möller, K., Müller, T. 2012. Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review. *Engineering in Life Sciences*, 12(3): 242–257.
- Němeček, J., Vácha, R., Podlešáková, E. 2010. Hodnocení kontaminace půd v ČR. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., Praha.
- Novak, J., Watts, D., Stone, K. 2004. Copper and zinc accumulation, profile distribution, and crop removal in Coastal Plain soils receiving long-term, intensive applications of swine manure. *American Society of Agricultural Engineers*, 47: 1513–1522.
- Panwar, B.S., Singh, J.P., Laura, R.D. 1999. Cadmium uptake by cowpea and mungbean as affected by Cd and P application. *Water, Air, and Soil Pollution*, 112: 163–169.
- Raven, K.P., Loeppert, R.H. 1997. Heavy metals in the environment: heavy metal composition of fertilizers and soil amendments. *Journal of Environmental Quality*, 26: 551–557.
- Schievano, A., Adani, F., Tambone, F., D'Imporzano, G., Scaglia, B., Genevini, P.L. 2009. What is digestate? In: Adani F, Schievano A, Boccasile G (eds) *Anaerobic digestion: opportunities for agriculture and environment*. Lombardia, Milan, pp 7–18.
- Schomberg, H.H., Endale, D.M., Jenkins, M., Sharpe, R.R., Fisher, B.S., Cabrera, M.L., McCracken, D. V. 2009. Soil test nutrient changes induced by poultry litter under conventional tillage and no-tillage. *Soil Science Society of America Journal*, 73: 154–163.
- Siebert, S., Thelen-Jüngling, M., Kehres, B. 2008. Development of quality assurance and quality characteristics of composts and digestates in Germany. In: Rodic-Wiersma, L., Barth, J., Bidlingmaier, W., de Bertoldi, M., Diaz, L.F. (eds) *6th International conference ORBIT 2008 - Moving Organic Waste Recycling Towards Resource Management and Biobased Economy*. Wageningen, the Netherlands, October 13–15, 2008, pp 1–12.
- Sillanpää, M. and Jansson, H. 1992. Status of Cadmium, Lead, Cobalt and Selenium in Soils and Plants of Thirty Countries; FAO: Geneva, Switzerland.
- Škrbić B., Onjia A. 2007. Multivariate analyses of microelement contents in wheat cultivated in Serbia. *Food Control*, 18:338–345.
- Tlustoš, P. 1999. Mobilita arsenu, kadmia a zinku v půdách s možností omezení jejich příjmu rostlinami. Habilitační práce, ČZU Praha.
- Tlustoš, P., Száková, J., Šichorová, K., Pavlíková, D., Balík, J. 2006. Rizika kovů v půdě v agroekosystémech v ČR. Vědecký výbor fytosanitární a životního prostředí. VURV, v.v.i., Praha - Ruzyně. 32 s.
- ÚKZÚZ 2014. Registr kontaminovaných ploch - celkové obsahy rizikových prvků v zemědělských půdách průběžná zpráva (1998–2013). Dostupné z: http://eagri.cz/public/web/file/342115/ZZ_RKP_2013_final.pdf
- Valla, M., Kozák, J., Drbal, J. 1983. Cvičení z půdoznalství II. Skriptum VŠZ v Praze. SPN Praha.
- Wenzel, W.W., Lombi, E., Adriano, D.C. 1999. Biogeochemical Processes in the Rhizosphere: Role in Phytoremediation of Metal-Polluted Soils. In: Prasad M. N. V., Hagemeyer J. (1999): *Heavy Metal Stress in Plants*. Springer-Verlag Berlin, p. 273–303.
- Westfall, D.G., Mortvedt, J.J., Peterson, G.A., Gangloff, W.J. 2005. Efficient and Environmentally Safe Use of Micronutrients in Agriculture. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 36: 169–182.
- Widyasari-Mehta, A., Hartung, S., Kreuzig, R. 2016. From the application of antibiotics to antibiotic residues in liquid manures and digestates: A screening study in one European center of conventional pig husbandry. *Journal of Environmental Management*, 177: 129–137.
- Wu, L., Tan, Ch., Liu, L., Zhu, P., Peng, Ch., Luo, Y., Christie, P. 2012. Cadmium bioavailability in surface soils receiving long-term applications of inorganic fertilizers and pig manure. *Geoderma*, 173-174: 224–230.
- Zhao, B., Maeda, M., Zhang, J., Zhu, A., Ozaki, Y. 2006. Accumulation and chemical fractionation of heavy metals in andisols after a different 6-year fertilization management. *Environmental Science and Pollution Research*, 13: 90–97.

Použité legislativní předpisy

Česká republika. Vyhláška Ministerstva zemědělství: o stanovení požadavků na hnojiva. In: Sbírka zákonů. 2000, roč. 2000, č. 474, 137. Dostupné z: http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/pravni-predpisy-mze/tematicky-prehled/Legislativa-MZe_uplna-zneni_Vyhlaska-2000-474-rostlinnekomodity.html

Česká republika. Vyhláška Ministerstva životního prostředí o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy a o změně vyhlášky č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu. In: Sbírka zákonů. 2016, ročník 2016, 59/2016, 153/2016 Sb. Dostupné také z: http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/pravni-predpisy-mze/chronologicky-prehled/Legislativa-ostatni_puvodni-zneni_vyhlaska-2016-153-novela-13-1994.html

Česká republika. Vyhláška Ministerstva životního prostředí: kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu. In: Sbírka zákonů. 1994, roč. 1994, č. 13, 4. Dostupné z: http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/ostatni/Legislativa-ostatni_uplna-zneni_vyhlaska-1994-13.html

Česká republika. Vyhláška Ministerstva životního prostředí: o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě. In: Sbírka zákonů. 2001, roč. 2001, č. 382, 4. Dostupné z: http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/ostatni/Legislativa-ostatni_uplna-zneni_vyhlaska-2001-382.html

Česká republika. Vyhláška: kterou se mění vyhláška Ministerstva zemědělství č. 474/2000 Sb., o stanovení požadavků na hnojiva, ve znění pozdějších předpisů, a vyhláška č. 377/2013 Sb., o skladování a způsobu používání hnojiv. In: Sbírka zákonů. 2014, roč. 2014, č. 131, 56. Dostupné z: http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/pravni-predpisy-mze/chronologicky-prehled/Legislativa-MZe_puvodni-zneni_vyhlaska-2014-131-novela-474-2000.html

Česká republika. Zákon: o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd (zákon o hnojivech). In: Sbírka zákonů. 1998, roč. 1998, č. 156, 54. Dostupné z: http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/pravni-predpisy-mze/tematicky-prehled/Legislativa-MZe_uplna-zneni_zakon-1998-156-hnojiva.html

EVROPSKÁ UNIE. Směrnice Evropského Parlamentu a Rady 2002/32/ES ze dne 7. května 2002 o nežádoucích látkách v krmivech. In: Úřední věstník Evropských Společenství. 2002, 03/Sv. 36. Dostupné také z: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:32002L0032&from=CS>

EVROPSKÉ UNIE. Nařízení Komise (ES) č. 1881/2006 ze dne 19. prosince 2006, kterým se stanoví maximální limity některých kontaminujících látek v potravinách. In: Ústřední věstník. 2006, 03/Sv. 36. Dostupné také z: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:364:0005:0024:CS:PDF>

Internetové zdroje

Kubal M., Burkhard J., Březina M. 2002. Dekontaminační technologie: učební texty. [online]. 2002 [cit. 2015-02-17]. Dostupné z: <http://old.vscht.cz/uchop/CDmartin/index.html>

Seznam obrázků, tabulek a zkratk

Seznam obrázků

Obr. 1. Kartogram - Celkové obsahy rizikových prvků (Arzén, Kadmium) v zemědělských půdách České republiky (hloubka odběrů 0–30 cm). Upraveno dle ÚKZÚZ (<http://eagri.cz/public/web/ukzuz/portal/hnojiva-a-puda/publikace/bezpecnost-pudy-zpravy/registr-kontaminovanych-ploch/kartogramy-obsahu-vybranych-rizikovych.htm>).

Obr. 2. Kartogram - Celkové obsahy rizikových prvků (Olovo, Zinek) v zemědělských půdách České republiky. Upraveno dle ÚKZÚZ (<http://eagri.cz/public/web/ukzuz/portal/hnojiva-a-puda/publikace/bezpecnost-pudy-zpravy/registr-kontaminovanych-ploch/kartogramy-obsahu-vybranych-rizikovych.htm>).

Obr. 3. Vliv pH (CaCl_2) na uvolnitelnosti rizikového prvku a vliv pH (CaCl_2) odběr rizikového prvku zrnem a slámou.

Obr. 4. Regresní rovnice pro uvolnitelnost Mn a Zn (výluh MEHLICH III) v závislosti na pH (KCl) v letech 2012–2015 na stanovištích Čáslav, Lukavec a Ivanovice v rozdílných půdních typech (hnědozem, kambizem, černozem).

Obr. 5. Vliv C_{ox} a Indexu hydrofobicity na uvolnitelnost rizikových prvků a odběr rizikového prvku zrnem a slámou.

Obr. 6. Vztahy mezi obsahem rizikových prvků v půdě (Cr, Pb) a odběrem celou nadzemní částí rostlin (zrno + sláma).

Seznam tabulek

Tab. 1. Limitní hodnoty totálních obsahů (extrakce lučavkou královskou) podle norem v mg.kg^{-1} .

Tab. 2. Celkové obsahy rizikových prvků v zemědělských půdách ČR a jejich srovnání limitní hodnotou platnou do 1. 6. 2016, 1998–2013 (extrakce lučavkou královskou, mg.kg^{-1} suchého vzorku; běžná půda (středně těžká, těžká). Upraveno dle ÚKZÚZ (2014).

Tab. 3. Celkové obsahy rizikových prvků v zemědělských půdách ČR a jejich srovnání limitní hodnotou platnou do 1. 6. 2016, 1998–2013 (extrakce lučavkou královskou, mg.kg^{-1} suchého vzorku; lehká půda. Upraveno dle ÚKZÚZ (2014).

Tab. 4. Obsahy rizikových prvků (mg.kg^{-1}) v ornících v letech 2012–2015 z monitorovaných 168 pozemků na okresech: Ústí nad Orlicí (UO), Rychnov nad Kněžnou (RK), Svitavy (SY) a Chrudim (CR).

Tab. 5. Obsahy rizikových prvků (mg.kg^{-1}) v sušině zrna a slámy obilnin v letech 2012–2015 z monitorovaných 168 pozemků na okresech: Ústí nad Orlicí (UO), Rychnov nad Kněžnou (RK), Svitavy (SY) a Chrudim (CR).

Tab. 6. Maximální a minimální obsahy rizikových prvků v mg.kg^{-1} v minerálních hnojivech v roce 2015 v dlouhodobých pokusech VÚRV, v.v.i.

Tab. 7. Obsahy rizikových prvků ve hnojích (obsahy prvků v mg.kg^{-1} v čerstvé hmotě) ze stáji skotu, prasat a drůbeže ve východočeském regionu v období let 2012 až 2016.

Tab. 8. Průměrný přívod (g.ha^{-1}) rizikových prvků aplikovaných na pole statkovými hnojivy (hnůj prasat a skotu v dávce 30 t.ha^{-1} , hnůj drůbeže v dávce 10 t.ha^{-1}).

Tab. 9. Obsahy rizikových prvků v kejdech (obsahy prvků v mg.kg^{-1} v čerstvé hmotě) ze stáji skotu a prasat ve východočeském regionu v období let 2012 až 2016.

Tab. 10. Průměrný přívod (g.ha^{-1}) rizikových prvků aplikovaných na pole statkovými hnojivy (kejda skotu, resp. prasat v dávce 25, resp. 20 t.ha^{-1}).

Tab. 11. Obsahy rizikových prvků v digestátech (obsahy prvků v mg.kg^{-1} v čerstvé hmotě) podle přívodu kofermentů do bioplynových stanic ve východočeském regionu v období let 2012 až 2016.

Tab. 12. Obsahy rizikových prvků ve hnojích (obsahy prvků v mg.kg^{-1} v sušině) ze stáji skotu, prasat a drůbeže ve východočeském regionu v období let 2012 až 2016.

Tab. 13. Maximální a minimální obsahy rizikových prvků v mg.kg^{-1} v sušině organických a statkových hnojiv v roce 2015 v dlouhodobých pokusech VÚRV, v.v.i.

Tab. 14. Obsahy rizikových prvků v kejdech ze stáji skotu a prasat a v digestátech z bioplynových stanic (obsahy prvků v mg.kg^{-1} v sušině) ve východočeském regionu v období let 2012 až 2016.

Tab. 15. Vliv půdních podmínek na přístupnost prvků (Kabata-Pendias, Pendias 2001).

Tab. 16. Statistické charakteristiky regrese a rozhodčí kritéria výstavby regresního modelu uvolnitelnosti rizikového prvku Mn, Zn a Fe v závislosti na pH (KCl).

Tab. 17. Korelační koeficienty (r) vztahů mezi uvolnitelností rizikových prvků (%) v půdě a reakcí pH(CaCl_2 resp. KCl) půd.

Tab. 18. Korelační koeficienty (r) vztahů mezi pH(CaCl_2 resp. KCl) půd při sklizni a odběrem rizikových prvků částmi rostlin obilnin (g.ha^{-1}).

Tab. 19. Korelační koeficienty (r) vztahů mezi uvolnitelností rizikových prvků (%) v půdě a ukazateli půdní organické hmoty v půdě.

Tab. 20. Korelační koeficienty (r) vztahů mezi obsahy rizikových prvků (mg.kg^{-1}) v půdě a odběry rizikových prvků porosty nadzemních částí rostlin obilnin (g.ha^{-1}).

Seznam zkratek

As - arzén	Mo - molybden
AZZP - agrochemické zkoušení zemědělských půd	MW - megawatt
CaCl ₂ - chlorid vápenatý	MZe - Ministerstvo zemědělství ČR
Cd - kadmium	N - dusík
Co - kobalt	Ni - nikl
Cr - chrom	OH - organická hmota
CR - okres Chrudim	OL - organické látky
Cu - měď	OZE - obnovitelné zdroje energie
ČOS - Kompletní sypké krmivo je určeno pro výkrm selat po odstavu od 8 do 15kg živé hmotnosti	P - fosfor
ČR - Česká republika	Pb - olovo
DJ - dobytčí jednotka - 500 kg	pH - dekadický logaritmus aktivity oxoniových kationtů
EDTA - výluh v kyselině etylendiamintetraoctové	RK - okres Rychnov nad Kněžnou
EU - Evropská unie	SOM - půdní organická hmota
Fe - železo	SY - okres Svitavy
K - draslík	Te - tellur
KCl - chlorid draselný	Tl - thallium
Max. - maximum	ÚKZÚZ - Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský
Min. - minimum	UO - okres Ústí nad Orlicí
Mn - mangan	VÚRV - Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i.
	Zn - zinek

Název: Možnosti snížení vstupu rizikových prvků z agroekosystémů do potravního řetězce

Autoři: Eva Kunzová, Ladislav Menšík, Lukáš Hlisnikovský, Jiří Dostál

Vydal: Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., Praha - Ruzyně

Tisk: Vydavatelství Mendelovy univerzity v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno

Vydání: rok 2017

Počet stran: 37

Náklad: 100 ks

ISBN 978-80-7427-235-6