

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta životního prostředí**

**Katedra ekologie**

**Vliv dlouhodobého hnojení travního porostu na obsah  
rizikových prvků v půdě**

Diplomová práce

**Autor: Ing. Michaela Jungová, DiS.**

**Vedoucí práce: Prof. RNDr. Michal Hejcman, Ph.D. et Ph.D.**

**2017**



### **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma Vliv dlouhodobého hnojení travního porostu na obsah rizikových prvků v půdě vypracovala samostatně a použila jen pramenů, které cituji a uvádím v přiložené bibliografii.

V Praze dne 8. 4. 2017

.....

Michaela Jungová

## **Poděkování**

Děkuji vedoucímu své diplomové práce Prof. RNDr. Michalovi Hejcmanovi, Ph.D. et Ph.D. za odborné vedení a cenné rady při zpracování této práce. Dále děkuji RNDr. et Ing. Denise Myslivcové, Ph.D. a Mgr. Janovi Horákovi, Ph.D. za odborné postřehy a korekce při zpracování této práce.

## Abstrakt

Dlouhodobý travní pokus ve Steinachu (SGE), je pravděpodobně jeden z nejstarších dlouhodobě hnojených travních pokusů v kontinentální Evropě, který stále probíhá. Byl založen na aluviální louce *Alopecurus pratensis* v jihovýchodním Německu v roce 1933. Louka byla rozdělena na 75 ploch a hnojena minerálními a organickými hnojivy různého složení a množství.

Cílem této práce bylo poskytnout podrobnější informace o vlivu dlouhodobého hnojení N, P, K na obsah rizikových prvků v půdě.

Vliv dlouhodobého hnojení byl sledován v extrakcích a) rostlinám dostupných prvků (extrakce  $\text{CaCl}_2$ ), b) snadno mobilizovatelných prvků (extrakce EDTA), c) potenciálně mobilizovatelných prvků (extrakce  $\text{HNO}_3$ ), d) v celkové koncentraci prvků (extrakce Aqua regia).

Koncentrace rizikových prvků As, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni a Zn v půdním profilu se vlivem fosforečného hnojení podstatně zvýšila, nicméně mezní hodnoty pro celkovou koncentraci stopových prvků v půdě povolené českou národní legislativou byly překročeny pouze dvakrát a to v případě As a Cd. Totální koncentrace As (AsT) byla překročena pouze jednou a to na ploše hnojené pouze dusíkem. Předpokladem tedy je, že navýšení AsT frakcí v půdě bylo pravděpodobně způsobeno v minulosti používaným hnojením Thomasovou moučkou, o níž je známo, že obsahuje zvýšené koncentrace As. Hnojení fosforečným hnojivem mělo však opačný vliv na koncentrace rostlinám snadno dostupného Mn, Ni a Zn, koncentrace těchto prvků v půdním roztoku byly podstatně vyšší. Přestože celkové koncentrace Cd byly ve srovnání s českými legislativními limity nižší, výsledky prokázaly na několika plochách hnojených minerálními i organickými N, P, K hnojivy vyšší koncentrace Cd a v jednom případě bylo dosaženo i limitní hodnoty. Vyšší hodnoty celkové koncentrace Cr byly nejčastěji zaznamenány na plochách hnojených minerálním hnojením N160P44K174  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ .

Celkově lze tedy říci, že v rámci různých variant hnojení, nebyly v SGE zjištěny výrazné vlivy dlouhodobě aplikovaných hnojiv na vyšší obsah rizikových prvků v půdě. Pouze dvě plochy překročily limit dle vyhlášky 13/1994 Sb., v jednom případě to byla totální koncentrace As a ve druhém totální koncentrace Cd.

**Klíčová slova:** arsen; kadmium; zinek; hnojení N, P, K; mobilita a akumulace

## Abstract

The long-term Steinach Grassland Experiment is probably one of the oldest still-running fertilised grass experiments in continental Europe. The experiment was established on an alluvial meadow *Alopecurus pratensis* in southeastern Germany in 1933. The meadow was divided into 75 plots and fertilised with both mineral and organic fertilisers of differing compositions and amounts.

The aim of this study was to provide more detailed information about the effects of long-term fertilisation by natrium (N), phosphorus (P) and potassium (K) on the contents of risk elements in soil.

The effects of long-term fertilisation were investigated in the extracts of a) plant-available elements (extraction of CaCl<sub>2</sub>), b) easily mobilised elements (extraction of EDTA), c) potentially mobilisable elements (extraction of HNO<sub>3</sub>), the total concentration of elements (extraction of Aqua regia).

Concentrations of risk elements As, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni and Zn in the soil profile has increased substantially due to the phosphorus fertilisation; however, the limits for total trace elements concentration as set by the Czech legislation have been exceeded only twice, namely in the case of As and Cd. The total concentration of As (As<sub>T</sub>) has been exceeded only once, on the plot fertilised only by nitrogen. The assumption is that that the increased level of As<sub>T</sub> fraction in soil was probably caused in the past by fertilising with Thomas slag which is known to contain elevated concentrations of As. However, fertilising with the phosphorus-containing fertilisers has had the opposite effect on concentrations of Mn, Ni and Zn that are easily available to plants; concentrations of these elements in the soil extraction were substantially higher. In spite of the overall concentrations of Cd being lower than the Czech legislative standards, the results on several plots fertilised by mineral and organic fertilisers containing N, P and K showed higher concentrations of Cd and in one case reached the limit value. Plots fertilised by mineral fertilisers N160P44K174 (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> recorded higher Cr concentrations.

In overview, it could be stated that under various types of fertilising no substantial effects of long-term fertiliser applications on a higher content of risk elements in soil has been detected. Only two plots have exceeded the limits set by Notice 13/1994 Sb., in one case it was a total concentration of As and in another one that of Cd.

**Keywords:** Arsenic; Cadmium; Zinc; fertilization with N, P, K; mobility and accumulation

# Obsah

1. Úvod .....	9
2. Cíle práce .....	11
3. Literární rešerše .....	12
3.1. Rizikové prvky .....	12
3.1.1. Arsen.....	13
3.1.2. Kadmium .....	14
3.1.3. Chrom .....	15
3.1.4. Nikl .....	16
3.1.5. Mangan .....	16
3.1.6. Měď .....	17
3.1.7. Olovo.....	18
3.1.8. Zinek .....	19
3.1.9. Železo .....	20
3.2. Mobilita a obsah rizikových prvků v půdě.....	20
3.3. Kontaminace půd rizikovými prvky.....	22
3.4. Příjem prvků rostlinami .....	23
3.5. Hnojiva .....	24
3.5.1. Organická (statková) hnojiva .....	25
Chlévský hnůj.....	25
Močůvka .....	26
Kejda.....	26
3.5.2. Minerální hnojiva (průmyslová, koncentrovaná).....	26
Dusíkatá hnojiva.....	26
Fosforečná hnojiva.....	28
Draselná hnojiva .....	30
3.6. Dlouhodobé pokusy.....	31
4. Metodika.....	33
4.1. Charakteristika zájmového území .....	33
4.2. Uspořádání pokusu .....	33
4.3. Chemické vlastnosti půdy .....	36
4.4. Extrakce prvků.....	37
4.5. Stanovení rizikových prvků .....	38
4.6. Analýza dat.....	38

5.	Výsledky .....	40
5.1.	Výsledný vliv hnojení na obsah rizikových prvků v extrakcích CaCl <sub>2</sub> , EDTA, HNO <sub>3</sub> a Total.....	40
5.1.1.	Rostlinám snadno dostupné prvky - extrakce CaCl <sub>2</sub> .....	40
5.1.2.	Snadno mobilizovatelné prvky - extrakce EDTA .....	41
5.1.3.	Potenciálně mobilizovatelné prvky - extrakce HNO <sub>3</sub> a celková koncentrace prvků extrakce Total (Aqua regia).....	42
5.2.	Výsledky regresních analýz .....	48
5.3.	Výsledky mnohorozměrné analýzy – RDA .....	51
6.	Diskuze.....	53
7.	Závěr .....	60
8.	Přehled literatury a použitých zdrojů .....	61
9.	Přílohy .....	69



## 1. Úvod

Kontaminace půd se řadí spolu s vodní a větrnou erozí, zábořem půd, degradací půdy, úbytkem organické hmoty a acidifikací k procesům, které nepříznivě ovlivňují produkční a ekologické funkce půdy. Na kontaminaci půd se podílí celá řada anorganických i organických látek, jejichž zdrojem mohou být jednak přirozené procesy a jednak antropogenní aktivita. Rizikové prvky pocházející z antropogenní činnosti patří mezi nejčastější a nejdéle působící kontaminanty životního prostředí. Pokud se dostanou do půdy, přetrvávají v ní tisíce let, a je velmi obtížné eliminovat jejich účinky na rostliny a na půdní úrodnost (Alloway 1990; Tlustoš et al. 2007).

V životním prostředí se rizikové prvky ve velmi malých dávkách vyskytují přirozeně (Tlustoš et al. 2007; Moreno-Jiménez et al. 2016; Wang et al. 2016), nicméně vyšší koncentrace rizikových prvků je způsobena lidskou činností a mezi jedno z odvětví, které vnáší do životního prostředí nezanedbatelné dávky rizikových prvků, patří zemědělství. Rizikové prvky jsou totiž účinnou složkou různých pesticidů a především hnojiv, jejichž dlouhodobá aplikace způsobuje vyšší koncentraci rizikových prvků v půdě a následně v biomase. Hnojiva mohou obsahovat rizikové prvky a také mohou zvyšovat mobilitu a dostupnost rizikových prvků v půdě (Tu et al. 2000; Tlustoš et al. 2007; Hejcman et al. 2009; Uprety et al. 2009; Hodaňová 2013; Wang et al. 2016). Z tohoto důvodu probíhají po celém světě dlouhodobé travní a polní pokusy, které nám poskytují cenné informace nejen o zemědělských vědách, ale též v oblasti ochrany přírody. S jejich vznikem je spojena Sprengel-Liebigova minerální teorie výživy rostlin a zákon minima, kdy zakládání prvních pokusů mělo ověřit účinek různých hnojiv na výnosy a úrodnost. Prostřednictvím těchto pokusů můžeme sledovat změnu agrochemických vlastností půd při zvyšované intenzitě hnojení, následně odčerpání živin z půdy sklizením travní biomasy a také obsah rizikových prvků v půdě.

Zakládání dlouhodobých travních pokusů se datuje na počátek 20. století. Steinach Grassland Experiment (dale jen SGE) patří v kontinentální Evropě k jedněm z nejstarších a dosud stále probíhajících pokusů. Tento pokus byl založen na aluviální louce (*Alopecurus pratensis* - syn. *Deschampsia caespitosa*) na jihovýchodě Německa (Bavorsko) v roce 1933 (Diepolder et al. 2005; Hejcman et al. 2014). Oproti obdobným dlouhodobým travním pokusům založeným před rokem 1940 je unikátní v tom, že na něm bylo použito 46 různých aplikací hnojení, která vytvářejí široký gradient chemických vlastností půdy. Podobný velký počet hnojení

jako v SGE probíhá v Experimentu Park Grass (Silvertown et al. 2006; Hejzman et al. 2014).

Tento dlouhodobý pokus, by měl odpovědět na otázku, jaký vliv má hnojení na obsah rizikových prvků v půdě v průběhu času. Rizikové prvky představují elementy, které mohou negativně ovlivnit zdraví organismů, kvalitu zemědělských půd a ohrozit funkčnost celého ekosystému (Jiao et al. 2012). Podle Allowaye (1990) není toto označení pro prvky zcela přesné, protože kromě prvků toxických i ve velmi malých koncentracích jako je arsen, kadmium a olovo, se do této skupiny řadí i prvky esenciální, nezbytné pro správný vývoj organismů jako je mangan, měď, zinek a železo, jejichž vyšší koncentrace v prostředí může způsobit poškození růstu či vývoje organismů.

Vstupy rizikových prvků do zemědělské půdy nelze zobecňovat, rizikové prvky, které se do půd dostávají prostřednictvím hnojiv, však dále podléhají změnám prostřednictvím atmosférických spadů, zapracováním rostlinných zbytků a sklizní. Nejistoty v posouzení rizika jasně ilustrují obtíže při odhadu vstupů a výstupů (Tlustoš et al. 2006).

## **2. Cíle práce**

**Jaký vliv má dlouhodobé hnojení travního porostu minerálními a organickými hnojivy na celkový obsah a mobilitu rizikových prvků v půdě?**

■ zda dochází po aplikaci N, P, K hnojiv k vyšší akumulaci rizikových prvků (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn v části půdy a) pro rostliny dostupné, b) snadno mobilizovatelné, c) potenciálně mobilizovatelné; d) v celkové koncentraci

■ zda překročily výše zmíněné prvky limity pro zemědělské půdy podle vyhlášky 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu

### 3. Literární rešerše

#### 3.1. Rizikové prvky

Fyzikální vlastnosti prvků určují, zda se jedná o kovy, polokovy nebo nekovy. Kovy jsou takové prvky, které jsou elektro pozitivní a snadno tvoří jednoatomové kationty, vyznačují se velkou tepelnou a elektrickou vodivostí, tažností a kujností a malou ionizační energií. Tvoří  $\frac{3}{4}$  všech prvků a jejich kovový charakter stoupá v periodické tabulce směrem doleva (Vacík et al. 1999). Kovy jsou biologicky neodbouratelné (persistentní) a mohou se kumulovat v živočišných i rostlinných tkáních. A i v nízkých koncentracích mohou být škodlivé, z tohoto důvodu dochází k vývoji metod měření obsahu kovů ve vzorcích životního prostředí (Tlustoš et al. 2007).

Podle různých kritérií, kovy dělíme na těžké a toxické. Přestože značná část těžkých kovů zároveň patří mezi kovy toxické, nelze tyto dva pojmy libovolně zaměňovat, protože každý popisuje jinou vlastnost daného kovu.

Těžké kovy můžeme definovat jako kovy, které mají specifickou hmotnost (hustotu) větší než  $5 \text{ g.cm}^{-3}$ . Patří mezi ně Fe, Cu, Zn, Cr, Ni, Cd, Pb a Hg. Některé z nich jsou pro živé organismy nezbytné - Fe, Cu, Zn, ovšem při vyšších koncentracích jsou toxické. Jiné jsou jedovaté při všech koncentracích - Pb, Hg, Cd.

Polokovy tvoří přechodnou skupinu mezi kovy a nekovy. Vyznačují se tím, že mají některé vlastnosti shodné s kovy a některé s nekovy. Patří mezi ně B, Si, As, Te, Sb a Ge (Vacík et al. 1999). Z polokovů je významným mikroelementem bor (Tesař et al. 1992).

Kovy rovněž můžeme dělit na esenciální - Ca, Mg, Na, K, Fe, I, Cu, Zn, Mn, Co, Mo, Se, Cr, Sn. Ty jsou v malých dávkách pro zdárnou funkci organismu nepostradatelné a fungují např. jako aktivátory enzymů. U pravděpodobně esenciálních kovů Ni, Br, Ba nebyla esencialita prokázána, ale předpokládá se (Cibulka et al. 1991).

Toxické kovy jsou kovy, které již ve velmi malých dávkách působí negativně (toxicky) na životní prostředí nebo organismy. Mezi vysoce toxické kovy patří As, Cd, Hg, Pb a mezi toxikologicky nejvýznamnější patří As, Cd, Cu, Hg, Ni, Pb a Zn. Příčinou toxicity některých kovů je jejich schopnost vázat se na -SH, -COOH a -NH<sub>2</sub> skupiny biomolekul, čímž přeměňují jejich strukturu a funkci. Mohou například deaktivovat různé enzymy, katalyzovat reakce produkující volné radikály, nebo nahrazovat jiné důležité prvky v biomembránách.

Prvky As, Cd, Cu, Pb a Zn řadíme do skupiny tzv. rizikových prvků, což je jedna z nejdéle známých skupin toxických látek ohrožujících životní prostředí (Alloway, 1995).

Obsahy rizikových prvků se staly jedním z parametrů kvality zemědělských produktů (Šrek et al. 2012) a některé jejich obsahy stanovuje nařízení komise č. 466/2001/ES, stanovující maximální limity některých kontaminujících látek v potravinách a maximálně přípustné hodnoty rizikových prvků pro zemědělské půdy stanovuje vyhláška č. 13/1994 Sb.

### 3.1.1. Arsen

Ačkoli je arsen nekovový prvek, má některé z chemických vlastností kovu a je často, v rámci výzkumných prací, označován jako kov (Panda et al. 2010; Wang et al. 2015). Ve sloučeninách se vyskytuje jako  $\text{As}^{3-}$ ,  $\text{As}^{3+}$  a  $\text{As}^{5+}$ . Příjem As je ovlivněn především obsahem jílové frakce a půdním pH. Arsen je silně sorbován na jílovou frakci o velikosti zrna menší než 0,001 mm a to v rozmezí 27 – 90% celkového obsahu As v půdě (Kabata et Pendias 2011). Mobilita As se zvyšujícím se pH roste, na rozdíl od ostatních rizikových prvků, což se může projevit při vápnění půd (Brandstetter et al. 2000). Ve srovnání s Cd a Zn, je mobilita As velmi nízká. Mezi další faktory, které ovlivňují mobilitu As, patří: redox potenciál, půdní typ, množství organické hmoty v půdě a interakce s ostatními prvky zejména fosforem. Při vyšších koncentracích P v půdě (např. při nadměrném hnojení) dochází k vytěsnění As z adsorpčních míst. Protože As a P mají podobné chemické složení, dochází k tomu, že As blokuje příjem P rostlinou a sám je pak pomocí fosfátového transportéru rostlinou přijímán. Při vysokých koncentracích tak zpomaluje růst rostliny a může způsobit její úhyn (Geng et al. 2005).

Obsah As v půdě je primárně závislý na geologickém podloží. Nekontaminované půdy obsahují 0,009 až 1,5  $\text{mg.kg}^{-1}$  arsenu, půda s koncentrací vyšší než 1,5  $\text{mg.kg}^{-1}$  je považována za kontaminovanou. V půdě se As vyskytuje ve formě arsenitanů a arseničnanů hliníku a železa, které jsou málo rozpustné (Berková 2012). Do prostředí se ve větším množství dostává při zvětrávání zbytků rudnin či hutních strusek starých hald. V lesnictví se používá jako ochranné prostředky na dřevo a v zemědělství, jako účinná složka nejrůznějších pesticidů (herbicidy, fungicidy, rodenticidy). Průměrné množství As v zemědělských půdách ČR se pohybuje kolem 8  $\text{mg.kg}^{-1}$  (Száková et al. 2007).

Arsen je teratogenní a karcinogenní. Obecně platí, že vyšší toxicitu vykazují sloučeniny v oxidačním stavu  $\text{As}^{3+}$ . Masscheleyn et al. (1991) zjistili, že za

oxidačních podmínek bylo změnou pH z 5 na 8 stanoveno v půdním roztoku 3krát více rozpustného As a téměř veškerý byl ve formě  $\text{As}^5$ . V redukčních a alkalických podmínkách se vyskytoval převážně ve formě  $\text{As}^3$  a jeho koncentrace byla nižší než v kyselém prostředí. Oproti ostatním těžkým kovům jsou u As více toxické anorganické sloučeniny než sloučeniny organické. Vysoký obsah As v půdách může negativně ovlivnit zdraví lidí nebo zvířat prostřednictvím potravního řetězce (Dissanayake et Chandrajith 2009; Wang et al. 2015). Arsen je vysoce kumulativní, v rostlinách se ukládá ve stoncích a listech. Některé druhy rostlin se používají jako akumulátory, mezi prvními objevenými hyperakumulátory byly kapradiny *Pteris vittata* a *Pityrogramma calomelanos* (Soudek et al. 2006; Pavlíková et al. 2008, Berková 2012).

### 3.1.2. Kadmium

Patří mezi přechodné kovy a je silně toxickým prvkem. V půdním roztoku je nejčastěji přítomen jako volný  $\text{Cd}^{2+}$  iont, či ve sloučeninách s chlorem nebo sírany tvoří v půdě organokomplexy. Při malých koncentracích se v půdách váže především adsorpcí, která je ovlivněna hlavně přítomností Ca a Zn. Tyto ionty jsou totiž schopny desorbovat Cd z půd. V malém množství tvoří i sloučeniny jako  $\text{Cd}^{1+}$ , které jsou velmi nestálé. V prostředí se přirozeně vyskytuje nejčastěji v rudách s obsahem Zn, Cu a Pb v podobě sirníků nebo jako uhličitán kademnatý, který se váže na půdní koloidy a v rozpustném stavu je součástí půdního roztoku. Ve vodě nemá výraznou schopnost tvorby komplexních sloučenin, zesiluje však toxické působení dalších těžkých kovů např.: Cu, Zn (Kafka et Punčochářová 2002). Stejně jako u As je příjem Cd ovlivněn především pH půdy, má však opačný trend než As, při zvyšujícím se pH mobilita Cd v půdě klesá (Tyle et al. 1982). Dalším významným faktorem je ovlivňování příjmu Cd zinkem. Vzhledem k chemické podobnosti mezi Cd a Zn může docházet k vytlačování Zn kadmiiem z vazebných míst (Grant et al. 2010). Tomuto jevu lze nejlépe zabránit vápněním půd a zvýšením sorpční kapacity v půdě zapravením těžších jílových půd do půd lehkých hlinitopísčitých, u kterých je mobilita Cd výrazně vyšší (Kiekens et Camerlynck 1982). Vzájemný vztah Cd a Zn byl studován řadou autorů, jejichž výsledky si často odporují. Je uváděn antagonistický i synergický vztah mezi těmito prvky. McKenna et al. (1993) sledovali vzájemný vztah Cd a Zn při jejich akumulaci a distribuci rostlinami špenátu a salátu a zjistili, že na místech kontaminovaných oběma prvky nebyla zjištěna vzájemná konkurence v jejich příjmu rostlinami. Ukázalo se, že na půdách s dostatečnou zásobou Zn nebyl obsah Cd v rostlinách ovlivněn.

Podle Tlustoše et al. (2006) na trvalých travních porostech určených pro produkci krmiv nebo využívaných jako pastevní pozemky je nutné co nejvíce omezit podíl dvouděložných rostlin, které ve své biomase kumulují nadlimitní obsah Cd ve všech intervalech obsahu Cd v půdě. Pozemky s obsahy nad  $4 \text{ mg Cd.kg}^{-1}$  půdy je k těmto účelům, vzhledem k vysokým obsahům Cd i v jednoděložných rostlinách, nevhodné využívat

Zdroji kontaminace Cd v ekosystémech je především metalurgický průmysl (zpracování rud). Podle mnoha studií (Neméth et al. 2002; Salviano et al. 2006; Chen et al. 2007, Jiao et al. 2012) se Cd dostává do půdy prostřednictvím fosforečných hnojiv. Gray et al. (1999) podali zprávu o tom, že v půdě trvalých travních porostů ve Woburn Market Garden Experimentu (UK), bylo po několika desetiletích aplikace fosforečných hnojiv, uloženo velké množství kadmia. Naproti tomu Hejzman et al. (2009) podali zprávu o tom, že v Rengen Grassland Experimentu (RGE) dlouhodobá aplikace Thomasovy moučky, nezpůsobila ukládání velkého množství Cd v půdě. Je to dáno tím, že při výrobním procesu oceli, kdy je vedlejším produktem Thomasova moučka, se kadmium při vysokých teplotách odpařuje.

Kadmium je hned po zinku, rostlinami nejvíce přijímáno, a to především kořenovým systémem (Harrison et Chirgawi 1989).

### 3.1.3. Chrom

Nevýznamnějšími zdroji Cr v prostředí jsou hadce. Cr je v přírodě poměrně hodně zastoupen a vyskytuje se přibližně ve stejném množství jako nikl. Nejvýznamnějšími rudami Cr jsou chromit (oxid železato-chromitý) a krokoit (chroman olovnatý). V půdách se chrom vyskytuje ve formě  $\text{Cr}^{3+}$  nebo  $\text{Cr}^{6+}$ , přičemž trojmocné sloučeniny Cr snadno tvoří komplexy s ligandy O a N. Chrom se v půdě nejvíce váže na jíly a oxidy Fe a Mn.

Pro mobilitu Cr je velmi důležitý oxidační stav, zatímco Cr v oxidačním stavu III je téměř nemobilní, v oxidačním stavu VI je vysoce mobilní. Jeho mobilita v půdách roste s poklesem pH, protože povrch půdních částic je kladně nabitý, a to znesnadňuje průběh sorpce. Naproti tomu adsorpce Cr rostlinami roste se zvyšujícím se pH a se zvyšujícím se obsahem organické hmoty (Bradl 2005). Při průměrných teplotách je Cr značně chemicky odolný a stálý, za vyšších teplot přímo reaguje s halogeny, S, Br, Si, C i některými kovy. Chrom se nerozpouští v koncentrovaných kyselinách ani v lučavce královské.

Možnými zdroji znečištění jsou především odpadní vody z provozů nejen metalurgického, ale i kožedělného a textilního průmyslu. Dalším zdrojem Cr jsou některé inhibitory koroze, používané např. v chladících okruzích, při rozvodu teplé vody nebo při čištění kotlů. Značné koncentrace Cr lze nalézt ve vodách z hydraulické dopravy popílků. V zemědělském průmyslu se používá k dezinfekci osiva (Kafka et Punčochářová 2002). Richter (2004) uvádí, že hnojení fosforem a vápníkem snižuje toxicitu chromanů v kontaminovaných půdách.

#### **3.1.4. Nikl**

Průměrný obsah Ni v půdách je  $40 \text{ mg.kg}^{-1}$  a jeho výskyt je ovlivňován charakterem podložních hornin. Půdy se serpentinitovým podložím mohou obsahovat 100 – 7000  $\text{mg.kg}^{-1}$  Ni. V půdním roztoku se vyskytuje ve formě volných iontů  $\text{Ni}^{2+}$  nebo ve formě komplexů s organickými nebo anorganickými ligandy. Ionty  $\text{Ni}^{2+}$  a  $\text{Ni(OH)}^+$  se vyskytují hlavně v půdách s  $\text{pH} > 7,8$ . Je rozpustný v kyselém prostředí, kde se vyskytuje ve formě  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{NiSO}_4$  a  $\text{NiHPO}_4$ . Forma výskytu je závislá na poměru fosforečnanů a síranů v půdě (Raclavský et al. 2005).

U rostlin je příjem Ni vázán na koncentraci ostatních kovů v půdním roztoku, ionty  $\text{Cu}^{2+}$  a  $\text{Zn}^{2+}$  brzdí příjem  $\text{Ni}^{2+}$ , protože jsou adsorbováni stejným transportním systémem. Více než 50 % adsorbovaného Ni zůstává v kořenech rostlin, kritický obsah na úrovni toxicity je  $10 \text{ mg.kg}^{-1}$  sušiny. Rostliny reagují na toxicitu zpomalením klíčení a fotosyntézy, inhibicí růstu, uzavíráním průduchů a tím snížení asimilace  $\text{CO}_2$  nebo chlorózami. Tyto příznaky se pak podobají nedostatku Fe, Cu, Zn a Mn (Ryant et al. 2006; Pavlíková et al. 2008; Berková 2012).

Je také významným katalyzátorem chemických reakcí (Kafka et Punčochářová 2002). Vaněk et al. (2007) uvádí, že byla prokázána přítomnost Ni v urease, což je enzym hydrolyzující močovinu. V důsledku toho se pak může dostat do půdy, když se jako hnojivo používá močovina. Nikl je též významný v metabolismu dusíku (Vaněk et al. 2012).

#### **3.1.5. Mangan**

V půdě se Mn vyskytuje v širokém rozmezí hodnot od několika desítek  $\text{mg.kg}^{-1}$  až do desetin procent. Vyskytuje se zde v různých oxidačních stupních  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{3+}$ ,  $\text{Mn}^{4+}$  (nižší oxidační čísla jsou zásaditá, vyšší kyselá). Pro rostliny jsou přijatelné ionty sorbované na půdní roztok ve formě  $\text{Mn}^{2+}$  a Mn-cheláty. Vícemocné sloučeniny Mn jsou méně rozpustné, a tak mohou být rostlinami přijaty až po jejich redukci na manganaté. Všechny oxidační procesy (aerace, nižší vlhkost, přísun organických



látek) vedou k tomu, že Mn bude vícemocný, a tím nepříjemný pro rostlinu. Taktéž zvýšení pH vede ke snížení dostupnosti Mn rostlinou. Podle Vaňka et al. (2007) změna pH o jednu jednotku změní rozpustnost sloučenin Mn asi 100x. Naopak redukční podmínky zvyšují tvorbu sloučenin manganatých. Příjem Mn rostlinami je ovlivněn redox potenciálem půdy. To znamená, že v kyselější oblasti a při redukčních podmínkách může být jeho přijatelnost rostlinami vyšší a může vést na zamokřených pozemcích až k jeho toxicitě. Naopak na půdách neutrálních a alkalických, suchých a biologicky aktivních může být jeho příjem rostlinami omezen. Což znamená, že při hnojení organickými hnojivy, kdy dochází ke zvýšené aktivitě mikroorganismů, dojde k oxidaci Mn v půdě, a tím ke snížení jeho rozpustnosti, a naopak ke zvýšení jeho rozpustnosti i krátkodobým zamokřením (Vaněk et al. 2012).

Mn je esenciální pro rostliny i živočichy, u rostlin aktivuje enzymy metabolizující organické kyseliny, P a N a stabilizuje struktury chloroplastů. Odstranění nadbytku či nedostatku Mn, většinou souvisí, tak jako u Fe, s úpravou pH půdy (Vaněk et al. 2007).

### 3.1.6. Měď

V půdě se Cu vyskytuje jak v anorganických, tak v organických sloučeninách převážně jako  $\text{Cu}^{2+}$ . V minerální formě je přítomna v mřížce minerálů a nerozpustných solí (fosforečnany, uhličitany a sulfidy). S organickými sloučeninami vytváří nerozpustné komplexy. Vzhledem k její vysoké afinitě k organické složce půdy je její mobilita v půdě též ovlivněna obsahem organické hmoty. Velice účinným mechanismem zadržování Cu v půdách je její vazba na huminové a fulminové kyseliny, kde je měď vázaná pevnými organickými vazbami. K rozpuštěným organickým látkám se Cu váže také v půdním roztoku a je, oproti jiným kationtům, velmi těžko uvolnitelná (Kabata – Pendias 2011). V půdě se Cu řadí k málo mobilním prvkům a její mobilita je dána především pH půdy, kdy vzrůstá se snižujícím se pH (Vaněk et al. 2007).

Mimo přirozené zdroje, vstupuje Cu do půd díky používání fungicidů na bázi mědi, které jsou využívány především při ošetření révy vinné (Komárek et al. 2008, Uprety et al. 2009). Dále se dostává do půdy prostřednictvím organického hnojení, kdy zvířatům chovaným ve velkochovech, jsou do krmiv přidávány růstové stimulanty a probiotika bránící průjmu, která obsahují také prvky Cu a Zn (Carlson et al. 2004, 2008; Uprety et al. 2009; Hejčman et al. 2009).

Obsah Cu a ostatních prvků v rostlinách závisí též na druzích plodin střídajících se v osevním postupu a zkoumané odrůdě rostliny. Nedostatek Cu u rostlin se projevuje sníženými výnosy. Při nadbytečném příjmu Cu rostlinami zůstává většina uložena v kořenovém systému. Nadbytek Cu je však velmi ojedinělý, protože je většinou silně sorbována, takže nepřechází ani při velkém přísunu do půdního roztoku. Měď je na rozdíl od předchozích prvků esenciální pro rostliny a organismy, což znamená, že v malých koncentracích je nezbytná, avšak při nadměrných příjmech může být toxická. Rostlinami je přijímána jako  $\text{Cu}^{2+}$  (Vaněk et al. 2007).

Zatímco Vaněk et al. (2002) uvádějí, že její příjem rostlinou není nijak výrazně ovlivněn jinými ionty, tak Wang et al. (2012) prokázali, že existuje prokazatelný pozitivní vztah mezi prvky S a Fe s ionty Cu a Zn v zrna pšenice.

### 3.1.7. Olovo

Je silně toxickým kovem, řadícím se do IV. A skupiny, ve sloučeninách vyskytuje v mocenství  $\text{Pb}^{2+}$  a  $\text{Pb}^{4+}$ , které jsou méně stálé. Přirozeně se nachází ve strukturních mřížkách mnoha draselných nerostů (živec, muskovit, biotit. Dále se získává z rudy, v závislosti na mateřské hornině jako galenit ( $\text{PbS}$ ) nebo ve sloučeninách s uhlíčitany jako cerusit ( $\text{PbCO}_3$ ) či síran olovnatý ( $\text{PbSO}_4$ ). Olovo vstupující do prostředí pochází z průmyslové výroby, těžebního průmyslu, spalováním komunálních odpadů či zemědělské kejdy. Dalenberg a van Driel (1990) zjistili v laboratorních podmínkách za použití izotopů, že u travních porostů, špenátu, mrkve a zrna pšenice bylo atmosférickou depozicí přijato 73 – 95 % olova (Tlustoš et al. 2007). Mobilita Pb v půdě je závislá na půdním pH, kdy jeho rozpustnost klesá s rostoucím pH. V případě vysokého pH se naopak může vysrážet jako  $\text{Pb}(\text{OH})_2$  nebo jako  $\text{PbCO}_3$ , což omezuje jeho příjem rostlinami. Pb je v rostlinách málo pohyblivé, rostliny ho přijímají převážně pasivně listy (Cibulka et al. 1991). Mazanec et Nerad (1996) uvádějí, že největší koncentrace Pb se nachází v kořenech rostlin.

Mobilita Pb v půdě, je dána především obsahem humusu a jílovou frakcí půdy. Pevněji je vázáno v organických sloučeninách než ve vazbě s jílovými minerály. Olovo tvoří cheláty nebo komplexy s organickým materiálem a proces chelatizace tak zvyšuje podíl Pb v půdě (Vaněk et al. 2012). Vlastnosti Pb v půdách jsou také ovlivněny přítomností uhlíčanů. V nevápenatých půdách je jeho rozpustnost kontrolována různými hydroxidy a fosforečnany např.  $\text{Pb}(\text{OH})_2$  nebo  $\text{Pb}_3(\text{PO}_4)_2$ , na pH je pak závislé, která z těchto sloučenin bude určovat vlastnosti olova, například  $\text{Pb}(\text{OH})_2$  řídí děje při pH pod 9. Absorpci Pb v půdě ovlivňuje také přítomnost oxidů Fe nebo Mn. V přítomnosti Mn je Pb adsorbováno asi čtyřicetkrát více než

v přítomnosti oxidů Fe (Bradl 2005). Díky těmto vlastnostem je Pb jedním z nejméně mobilních prvků v půdě a jeho kontaminace v půdě má trvalý charakter (Tlustoš et al. 2006).

### 3.1.8. Zinek

Stejně jako Cd patří do II. B skupiny přechodných kovů a stejně jako Cu se řadí mezi esenciální prvky. V půdě se vyskytuje v minerální formě jako součást mřížky minerálů (sfalerit, wurtzit, zinkit, biotit, augit a amfibol). Část je v půdě vázána jako kationt  $Zn^{2+}$  (nejběžnější a nejpohyblivější) a v sorpčním komplexu jako  $ZnOH^+$ , menší podíl je vázán v organických sloučeninách. Minerální sloučeniny jsou kromě ZnS relativně rozpustné, ale pouze v kyselé oblasti pH. Proto je také větší část Zn v půdním roztoku organického původu (zvláště při pH neutrálním či alkalickém). Nejčastěji je Zn vázán na aminokyseliny, fulvokyseliny a je též součástí chelátových vazeb. Mobilita Zn v půdě je závislá na pH, kdy při vyšších hodnotách pH je poměrně malá. Jeho mobilita také závisí na vyšším obsahu P v půdě, je-li obsah P vyšší je mobilita poměrně malá (Zhu et al. 2002; Tlustoš et al. 2006; Vaněk et al. 2007).

Řadou autorů byl také studován vzájemný vztah Cd a Zn a jejich výsledky si často odporují. Je uváděn antagonistický i synergický vztah mezi těmito prvky. McKenna et al. (1993) sledovali vzájemný vztah Cd a Zn při jejich akumulaci a distribuci rostlinami špenátu a salátu a zjistili, že na místech kontaminovaných oběma prvky nebyla zjištěna vzájemná konkurence v jejich příjmu rostlinami. Při nízké koncentraci Cd v půdním roztoku byl zjištěn významný antagonistický vliv Zn na jeho příjem špenátem i salátem. Poměr Zn: Cd v mladých rostlinách se zvýšil při růstu koncentrace Zn v půdním roztoku a současně rostla i koncentrace Zn v rostlinách na stanovišti s vysokou koncentrací Cd. McLaughlin et al. (1995) uvedli, že aplikace Zn hnojiv omezila příjem Cd pšenicí a bramborami. Podle jejich zjištění bylo omezení příjmu Cd silnější na půdách s nedostatkem Zn. Na půdách s dostatečnou zásobou Zn, nebyl obsah Cd v rostlinách ovlivněn (Tlustoš et al. 2006).

Stejně jako v případě Cu se Zn dostává do půdy prostřednictvím organických hnojiv. Podle směrnice 70/524/EHS je povoleno až do  $250 \text{ mg.kg}^{-1}$  Zn přidávat do krmiva hospodářských zvířat v podobě stimulantů růstu a probiotik působících proti zažívacím potížím. Zinek a další prvky se důsledkem toho objevují v organických hnojivech (Poulsen et Larsen 1995, Uprety et al. 2009).

V případě dostupnosti Zn pro rostliny, závisí na obsahu jílových částic v půdě, kdy jílové částice sorbují zinečnaté ionty a snižují tak jejich přístupnost rostlinám (Vaněk et al. 2012). Nedostatek Zn u rostlin se projevuje především odumíráním vegetativních orgánů a zpomaleným růstem (Vaněk et al. 2002), jeho nadbytek se pak projevuje chlorózou mladých listů, jejich menším vzrůstem a v případě dlouhého působení nekrózami na listech, žloutnutím kořenového systému a zakrněním hlavního kořenu (Reichmann 2002).

### **3.1.9. Železo**

Ve většině půd je Fe obsaženo ve větším množství (okolo 2%). Jedná se převážně o Fe obsažené v krystalických mřížkách primárních a sekundárních minerálů. Vysoký podíl je v oxidované formě (magnetit, krevet, goethit, hnědel), kde je značně stabilní. Převážná část železa v půdě se nachází v anorganické formě, malé množství se vyskytuje v komplexech s humusovými látkami a tvoří část rozpustného Fe. Nízká rozpustnost anorganických sloučenin Fe je závislá na pH prostředí. Teprve v kyselějších oblastech  $\text{pH} < 5,0$  se mohou ionty  $\text{Fe}^{3+}$  a  $\text{Fe}^{2+}$  podílet na výživě rostlin. V tomto případě je opět důležitý redox potenciál, kdy v redukčních podmínkách (zamokření) převažuje přítomnost  $\text{Fe}^{2+}$ , zatímco v provzdušněných a biologicky činných půdách  $\text{Fe}^{3+}$  (Vaněk et al. 2007).

Železo významně ovlivňuje fyzikální a chemické vlastnosti půdy. Pokud dojde v půdě k nedostatku Fe, může to být způsobeno konkurenčními vztahy s prvky Mn, Cu, Ni a Cr. Agrotechnickými zásahy a opatřeními můžeme rozpustnost některých složek v půdě usměrňovat. Například vysokou rozpustnost Fe omezíme vápněním. Půdní hodnoty pH nad 5,5 nedávají předpoklad pro přechod Fe do půdního roztoku, čímž se omezuje jeho vazba na Ca ( $\text{H}_2\text{PO}_4$ )<sub>2</sub> a tím se též sníží takzvané zvrhávání superfosfátu. Je to zároveň předpoklad postupné rozpustnosti chemicky vázaného P v půdě, zvláště v kombinaci s organickým hnojením (Tlustoš et al. 2007).

### **3.2. Mobilita a obsah rizikových prvků v půdě**

Podle Schwartze et al. (2001) příjem rizikových prvků rostlinou není lineárně závislý na celkovém obsahu prvku v půdě, ale na jeho přístupnosti. Důležitým faktorem jsou chemické a mineralogické charakteristiky půdy, které ovlivňují mobilitu prvků a jejich transport. Patří mezi ně půdní pH, redox potenciál, kationtová výměnná kapacita, sorpční kapacita půdy, kvantita a kvalita organické hmoty, oxidy a jílové minerály a stupeň provzdušnění půdy (Alloway 1990; Kabata-Pendias 2001; Tlustoš et al. 2007) a mikrobiální aktivita (Petrangeli et al. 2001; Mühlbachová et Tlustoš 2006).

Podle Hornburga et Brümmera (1993) Mobilita prvků v půdě klesá v pořadí Cd > Ni > Zn > Cu > Pb (Tlustoš et al. 2007).

Tiller et al. (1984) uvádějí, že změna pH z 5 na 7 výrazně ovlivnila obsah přístupného Cd a Zn v půdě. U Cd byl zjištěn pokles ze 75 % na 15 % a u Zn z 50 % na 5 % přístupného množství. K podobným výsledkům došli i Hornburg et Brümmer (1993), uvádějí, že přístupný obsah Cd v půdě se zvyšuje při poklesu hodnoty pH pod 6,5, Zn pod 5,3 a Pb pod 4. Také Puls et al. (1991) zjistili, že s rostoucím pH půdy se zvyšuje sorpce především u Cd v porovnání s Pb. Tlustoš et al. (2006) uvádějí, že při změně hodnoty pH kontaminované půdy z 5,7 na 7,3 poklesl mobilní podíl Zn v půdě o 70 %, Cd o 50 % a Pb o 20 %.

Významná je tak ochranná úloha Ca (vápníku) před fyto toxickými účinky některých rizikových prvků, doporučuje se proto jako účinné agromeliorní opatření snižující kontaminaci rostlin rizikovými prvky. Doporučena je úprava půdního pH vápněním na hodnotu > 6,5 pH a omezení používání okyselujících hnojiv. Pozitivní vliv vápnění na omezení příjmu Cd a Zn rostlinami prokázali i Lübben et Sauerbeck (1991). Redox potenciál a hodnota půdního pH, tak patří mezi nejvýznamnější faktory regulace rozpustnosti a přístupnosti rizikových prvků rostlinám. 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; Tlustoš et al. 2006).

Půdní druh a půdní typ mají též významný vliv na obsah rizikových prvků. Lehké půdy (podíl částic <0,01 mm je menší než 20 %) jsou zdrojem snadno dostupných kovů (Wenzel et al. 1999). Výsledky Polákové et al. (2014) ukázaly, že obsah rizikových prvků As, Cd, Cr je v České republice (2008 - 2013) vyšší na půdách lehkých než na půdách ostatních (podíl částic <0,01 mm je vyšší než 20 %).

Černozemě a rendziny mají nižší podíl mobilní frakce Pb a Zn než podzoly a kambizemě s nízkým pH (Makovníková 2000).

Organická složka půdy je další faktorů ovlivňujících mobilitu a obsah rizikových prvků v půdě. Tyler et Mc Bride (1982) zjistili v sérii nádobových pokusů, že přidavek huminové kyseliny snižoval aktivitu Cd v roztoku, a tím i jeho příjem rostlinami. 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 et Drábek 2002).

Příkladem může být Pb, které má vysokou afinitu ke tvorbě komplexů s nerozpustnými huminovými látkami, což vede a imobilizaci tohoto prvku v humusových (svrchních) vrstvách Fulvokyseliny mohou naopak Pb chelatizovat a zvyšovat jeho pohyblivost v půdě a přijatelnost rostlinám (Kabata-Pendias et Pendias 2001, Vaněk et al. 2012).

### **3.3. Kontaminace půd rizikovými prvky**

Vysoká úroveň atmosférické depozice převážně lithogenních prvků je v oblastech s vysokou koncentrací těžebního, hutního a metalurgického průmyslu. V těchto oblastech dochází k emisím zinku při zpracování rud, únikům důlní vody a zvětráváním deponií, dále k průmyslovým, metalurgickým a chemickým emisím a ke zvýšenému spalování fosilních paliv. Nejvíce jsou postiženy vysokou kontaminací půdy oblasti s důlní činností, kde se jedná převážně o rizikové prvky As, Cd, Pb a Zn. Hlavní příčinou kontaminace těchto půd je zvětrávání zbytků rudnin či hutních strusek starých hald (Tlustoš et al. 2007, Horák et al. 2013).

Rizikové prvky jako jsou Cd, As, Pb, Zn se dostávají do půdy především z ovzduší, přibližně jde o 90% celkových vstupů. Znečištění půd těžkými kovy a rizikovými prvky souvisí tedy s jejich obsahem v atmosféře. Podle toho bývá nejvyšší zatížení v zimních a nejnižší naopak v letních měsících. Z výše uvedeného vyplývá, že snížení obsahu těžkých kovů v půdách se dá dosáhnout jen snížením míry znečištění ovzduší (Tomaščík 2010).

Dalším zdrojem kontaminující půdy jsou vody. Příkladem může být odkaliště, které obsahuje obrovské množství kontaminantů, které se mohou díky povrchové vodě dostávat do okolní krajiny (Bílek 1982; Tlustoš et al. 2007). Čistírenské kaly používané v zemědělství, mohou být též zdrojem rizikových prvků, i když to některé studie vyvracejí (Tlustoš et al. 2007).

Mezi další kontaminanty patří hnojiva, převážná většina fosfátových hnojiv, obsahuje ve větší míře kadmium. Naproti tomu fosfátové hnojivo Thomasova moučka, které vzniká jako vedlejší produkt při výrobě oceli, Cd v takovém množství neobsahuje, protože při jejím vzniku za vysokých teplot Cd evaporuje (Hejčman et al. 2009). Nejen minerální, ale i organická hnojiva mohou být zdrojem rizikových prvků. Ve velkochovech skotu, se používají léky proti špatnému zažívání, které obsahují měď (Cu) a zinek (Zn). Tyto prvky se pak dostanou jako organické hnojivo do půdy (Carlson et al. 2008; Uprety et al. 2009). Jak uvádějí další studie, tak i opakované hnojení drůbežím trusem (Pederson et al. 2002; Adeli et al. 2007; Schomberg et al. 2008; Uprety et al. 2009), prasečí kejdou (De la Torre et al. 2000;

Novak et al. 2004; Berenguer et al. 2008) nebo dobytčím hnojem (Lipoth et Schoneau 2007; Benke et al. 2008) dodalo do svrchních vrstev půdy větší množství Zn a Cu (Uprety et al. 2009). Dlouhodobá aplikace hnojiv, pak také způsobuje vyšší koncentraci rizikových prvků v biomase a hnojiva mohou nejen rizikové prvky obsahovat, ale i zvyšovat jejich mobilitu a dostupnost v půdě (Tu et al. 2000; Hejzman et al. 2009; Hodaňová 2013).

V současné době se pro hodnocení kontaminace půd a sedimentů toxickými kovy používají převážně techniky, pomocí kterých se zjišťuje celkový obsah kovů, popř. obsah blízký celkovému. Nicméně pouze část obsahu lze považovat pro ekosystém za potenciálně nebezpečnou. Tato část obsahu se obecně nazývá jako mobilní a snadno mobilizovatelná. Například Cu a Pb mají silnou tendenci tvořit komplexy s organickými látkami (Bernal et al. 2007), zatímco Zn a Cd jsou obvykle rozpustnější (Kabata-Pendias 2001), a všechny tyto kovy vykazují charakteristicky nižší pohyblivost při zvýšeném pH (Uprety et al. 2009).

### 3.4. Příjem prvků rostlinami

O tom, zda rizikový prvek z půdy vstoupí do rostliny, nerozhodují jen půdní vlastnosti, ale i rostlina sama. Chemické složení rostlin do určité míry odráží složení růstového média. Přístupnost rizikových prvků rostlinám je dána jejich vazbou na půdní složky. Rostliny přijímají podstatnou většinu živin kořeny. Živiny se dostávají do kořene intercesí, pomocí transpiračního hmotového toku a difúzí (Marschner 1995, Plhák 2003), nejnáze přijímají z půdního roztoku ionty nebo cheláty, popř. organické sloučeniny. Pro příjem rizikových prvků kořeny rostlin je však nezbytné, aby byly nejdříve uvolněny do půdního roztoku jako volné disociované ionty nebo rozpustné anorganické a organické komplexy (Adriano 2001). Příjem prvku a jeho transformace v rostlině je dále ovlivněn enzymatickými procesy, koncentrací a formou výskytu, projevem nedostatku a toxicity, iontovou kompeticí a interakcí. Z literárních údajů lze obecně určit pořadí rizikových prvků podle biopřístupnosti pro rostliny  $Zn > Cd > Ni > Cr > Pb$  (někdy  $Cd > Zn$ ), výsledné pořadí může mít odchylky, dle působení dalších faktorů (Tlustoš et al. 2006).

Rostliny se vyznačují rozdílnou schopností akumulovat v pletivech orgánů rizikové prvky, podle Wanga et al. (2006) listová zelenina ve srovnání s plodovou zeleninou akumuluje ve svých orgánech více Cd a Pb. Také pšenice a některé druhy rodu *Brassica* v sobě akumulují vyšší obsahy rizikových prvků. Kriteřiem, kterým se určuje schopnost rostlin odebírat z půdy rizikové prvky je transferfaktor (Tf), ten udává poměr obsahu prvku v rostlině k poměru celkového obsahu prvku v půdě.

Hodnotu transferfaktoru si určuje sama rostlina, existují i hyperakumulátory rizikových prvků, kteří rychle translokují rizikové prvky do nadzemní biomasy (Chaney et al. 1997; Baker et al. 2000; Tlustoš et al. 2007). Mezi jedny hyperakumulátorů patří *Rumex obtusifolius*, který nejlépe akumuluje Al (aluminium), protože obsahuje oxalát v listech, malátu ve stonku a citrátu v podzemních orgánech a tyto organické kyseliny tvoří silné komplexy s Al (Vondráčková et al. 2015). Rostliny také mají schopnost zvýšit si příjem prvků tím, že produkují do prostředí exudáty, které spolu s odumřelými zbytky a slizem podporují aktivitu mikroorganismů, čímž zvýší dostupnost prvků (Marschner 1995, Tlustoš et al. 2006). Podle Sprengel-Liebigova zákona minima (Liebig 1840) je pro růst rostlin limitující právě ten prvek, který je v minimu. Nároky rostlin na jednotlivé prvky se různí, navíc jsou ovlivněny dostupností ostatních prvků. Může též docházet, k limitaci dvou prvků současně (Agren et al. 2012). Vyšší obsah rizikových prvků v rostlinách nemusí znamenat jeho vyšší obsah v půdě. Ze sledování Tlustoše et al. (1998) vyplynulo, že rostliny, které rostly na kontaminovaných půdách, nemusely mít vždy obsah rizikových prvků v orgánech vyšší.

### 3.5. Hnojiva

Zákon č. 156/ 1998 Sb. definuje hnojiva jako látky poskytující účinné množství živin pro výživu kulturních rostlin a lesních dřevin, pro udržení nebo zlepšení půdní úrodnosti a pro příznivé ovlivnění výnosu či kvality produkce.

Hnojiva dělíme podle původu na minerální (průmyslová), která jsou produkty především chemického, báňského a stavebního průmyslu a organická (statková) hnojiva, která jsou produkty zemědělské výroby. Minerální hnojiva se dále dělí na jednosložková a vícesložková. Jednosložková hnojiva obsahují jednu hlavní živinu, která je 16 modifikována tak, aby byla pro rostliny co nejsnáze přijatelná (Vaněk et al. 2012) a další doprovodnými ionty ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$ ), mikroelementy a další látky. Nazývají se podle hlavního prvku dusíkatá, fosforečná, draselná a vápenatá. Vícesložková hnojiva, obsahující dvě a více hlavních živin a dalších látek (NP, NK, PK, NPK). Mezi nejdůležitější vlastnosti vícesložkových hnojiv patří obsah přijatelných živin a jejich vzájemný poměr (Ryant et al. 2006; Tlustoš et al. 2007; Vaněk et al. 2007).

Podle účinnosti dělíme hnojiva na přímá a nepřímá. Přímá hnojiva obsahují jednu nebo více rostlinných živin (průmyslová a organická) a nepřímá hnojiva jsou látky, které neobsahují žádné rostlinné živiny ve větším množství, ale upravují rostlinám životní prostředí biologicky, chemicky a fyzikálně. Patří mezi ně hnojiva bakteriální



(očkovací látky), regulátory růstu (stimulátory, retardanty), inhibitory mikrobiologických procesů (inhibitory ureázy a nitrifikace) a půdní zlepšovače (Tesař et al. 1992, Tlustoš et al. 2007). Za nepřímé hnojení lze též považovat úpravu půdní reakce vápněním půd nebo doplňování fosforu, draslíku a hořčíku do půdního prostředí (Vaněk et al. 2012).

Hnojiva dělíme podle skupenství na kapalná, která jsou průmyslovými hnojivy s jedno či více složkami hlavních živin. Vyrábějí se jako suspenze, či roztoky a dále jako kapalná hnojiva beztlaká, nízkotlaká či vysokotlaká. Tuhá hnojiva, jsou průmyslová hnojiva, která se podle převládající velikosti částice dělí buď na práškovitá (< 1 mm) a zrnitá (> 1 mm) (Tlustoš et al. 2007; Vaněk et al. 2007).

### 3.

#### 3.5.1. Organická (statková) hnojiva

Jako nevýhody ve využívání organických hnojiv se jeví nízká koncentrace živin, které obsahují, a proto je nutné aplikovat jich na jednotku mnohem větší množství, než hnojiv minerálních, které by poskytly ekvivalentní množství živin (Ryant et al., 2003). Jako organická hnojiva jsou označovány chlévský hnůj, močůvka, kejda a sláma, jako zdroj živin se dá dále využít zaoraná předplodina, kompost či kaly, jakožto odpadní produkty z provozu čistíren odpadních vod, jež musím být před použitím pečlivě zanalyzovány vzhledem k možnému obsahu patogenů, organických polutantů a rizikových prvků (Balík et al. 1999). Jsou velmi důležitá pro tvorbu humusu. Organická hnojiva zvyšují pórovitost, biologickou a enzymatickou aktivitu (Marschner et al. 2003) a snižují dostupnost těžkých kovů pro rostliny (Signh et al. 2010; Brown et al. 2003). Jak ukázalo zjištění Pavlíčka et al. (1998), také organická hnojiva mohou být zdrojem rizikových prvků v půdě (Tlustoš et al. 2006).

Statková hnojiva se dále rozlišují jako hnojiva s rychle uvolnitelným dusíkem, kde je poměr C:N je nižší než 10 (kejda, hnojůvka, močůvka, silážní šťávy, trus drůbeže a drobných hospodářských zvířat s podestýlkou nebo bez a hnojiva s pomalu uvolnitelným dusíkem, kde poměr C:N je vyšší než 10 (statková hnojiva se zbytky steliva – hnůj).

#### **Chlévský hnůj**

Je to směs steliva, výkalů, zbytků krmiva (chlévká mrva), která uzrála na hnojišti. Chlévský hnůj může být buď hovězí, prasečí, koňský či ovčí. Obsahu sušiny, organických látek a živin závisí na druhu zvířat, jejich stáří, způsobu krmení a ustájení. Vzhledem k tomu, že jsou zvířatům chovaných ve velkochovech, do

krmiv přidávají různé růstové stimulanty a probiotika bránící průjmu, dostávají se tak do hnoje prvky mědi a zinku (Petersen et al. 2007; Uprety et al. 2009). Při zrání hnoje dochází ke ztrátám organických látek a živin (30 - 40 % N, 5 % P, 10 - 20 % K). Z tohoto důvodu se do zrajícího hnoje přidávají v menších dávkách i hnojiva minerální (superfosfáty) a zemina, která blokuje ztráty  $\text{NH}_3$ . Účinky po aplikaci chlívského hnoje jsou patrné až pět let po ošetření, pozemky ošetřené hnojem vykazují vyšší úrodnost, kterou si udržují po dlouhé období (Vaněk et al. 2012).

### **Močůvka**

Močůvka je tekuté hnojivo skládající se z prokvašené moči hospodářských zvířat naředěné vodou. Lze ji zařadit k dusíkato-draselným hnojivům, obsah dalších organických látek a fosforu jsou zanedbatelné, proto se aplikace řídí náročností pěstované plodiny na dusík a draslík (Ryant et al. 2003, Vaněk et al. 2007). Močůvka je především vhodná k hnojení trvalých travních porostů. Podobné složení jako močůvka má i hnojůvka, která se uvolňuje při zrání hnoje a podle povětrnostních podmínek tvoří 8 - 20 % produkce hnoje (Vaněk et al. 2007).

### **Kejda**

Kejda vzniká při roštovém či volném ustájení hospodářských zvířat bez podestýlky, je to směs pevných a tekutých výkalů více nebo méně zředěná vodou. Kejda obsahuje větší množství snadněji rozložitelných organických látek, čímž se zvyšuje biologická aktivita půdy a mikroorganismy pak rychle rozkládají primární organickou hmotu v půdě. Z tohoto důvodu je vhodné kombinovat hnojení kejdou s jinými statkovými hnojivy. Z celkového obsahu N je v kejdě 40 - 60 % amonné formy, proto při nevhodné aplikaci (vysoké teploty, sucho, větrno) může docházet ke ztrátám  $\text{NH}_3$  (Vaněk et al. 2007).

#### **3.5.2. Minerální hnojiva (průmyslová, koncentrovaná)**

Jsou to většinou produkty chemického průmyslu, zčásti pocházejí ze stavebnictví či hutnictví. Vyznačují se vyšším obsahem živin (koncentrovaná) a obsahují jednu či více živin, jsou vyráběna především z přírodních surovin, jako jsou fosfáty, draselné minerály a vápence. Zdrojem dusíku je přímá syntéza amoniaku z dusíku a vodíku (Vaněk et al. 2007).

#### **Dusíkatá hnojiva**

Dusíkatá hnojiva se dělí podle formy vazby dusíku a agrochemických vlastností na hnojiva s dusíkem nitrátovým (ledkovým, dusičnanovým)  $\text{NO}_3^-$ , s dusíkem amonným

$\text{NH}_4^+$ , amoniakálním  $\text{NH}_3$ , s dusíkem amidovým (organickým)  $\text{NH}_2$ , dále s dusíkem ve dvou i více formách  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_2$  (Ryant et al. 2006; Patáková 2015). Ačkoliv je N nejběžnějším prvkem v atmosféře, vazba v molekule  $\text{N}_2$  je natolik silná, že jí jen málo fotosyntetizujících organismů dokáže porušit. Dusík je do půdy dodáván ve formě  $\text{NO}_3^-$  v podobě ledků (ledek vápenatý, ledek amonný), dále jako amonný kationt  $\text{NH}_4^+$ , který je obsažen v již zmiňovaném ledku amonném či jako amidový dusík  $\text{NH}_2$ , jež je součástí močoviny  $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$  (Vaněk et al. 2012; Patáková 2015). Jako rizikový faktor nadbytečného či nesprávného používání dusíkatých hnojiv může být kontaminace zdrojů pitné vody ionty  $\text{NO}_3^-$ , jež negativně působí na lidské zdraví a také okyselování půdy především použitím síranu amonného (Isherwood, 1998). Dusíkatá hnojiva mají potenciál k acidifikaci půdy (Singh et al. 2010).

#### Ledek vápenatý (LV)

Hlavní a účinnou složkou je dusičnan vápenatý  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ . Obvykle obsahuje 15,5 % N, z toho 14 % v ledkové formě ( $\text{NO}_3^-$ ) a 1,5 % ve čpavkové ( $\text{NH}_4^+$ ) a dále asi 20 % vápníku (Ca). Je to fyziologicky zásadité hnojivo. V půdě velmi pohyblivé, současně však snadno vyplavuje do spodních vrstev. Rostlinami je snadno přijatelné (Vaněk et al. 2007)

#### Ledek amonný, též jako dusičnan amonný (DA)

Je to hnojivo, které obsahuje obě formy dusíku  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ , problémem je jeho spékavost a hygroskopičnost. Je charakterizován jako výbušnina, pro jeho manipulaci platí přísná pravidla. Je hlavní surovinou pro výrobu ledků amonných s přídavkem inertních látek - vápence, dolomitu či síranu amonného (LAV, LAD, LAS) (Tesař et al. 1992; Vaněk et al. 2007).

#### Ledek amonný s vápencem LAV

Vyrábí se z dusičnanu amonného a jemně mletého vápence ( $\text{NH}_4\text{NO}_3 + \text{CaCO}_3$ ). Z celkového dusíku (27 % N) je 50 % ve formě amonné  $\text{NH}_4^+$  a 50 % ve formě nitrátové  $\text{NO}_3^-$ . Obsah inertní látky v hnojivu musí dosahovat 20 % směsi, což zajišťuje dobré fyzikální vlastnosti hnojiva. Podle Tesaře et al. (1992) se jedná o hnojivo, které působí fyziologicky kyselé, přestože přítomný uhličitan vápenatý mírně eliminuje jeho kyselost. Dále se ledek amonný vyrábí s dolomitem (LAD), s magnesiem (LAM) se síranem vápenatým (LAS). Čím větší obsah N je v hnojivu, tím menší podíl připadá na  $\text{CaCO}_3$  a opačně (Vaněk et al., 2007).

### Ledek draselný

Ledek draselný  $\text{KNO}_3$  obsahuje 13,5 % N a 38,2 % K. Používá se hlavně jako bezchlórové draselné hnojivo a jako součást vícesložkových hnojiv (Tlustoš et al. 2007).

### Ledek sodný

Označuje se též jako chilský -  $\text{NaNO}_3$  obsahuje 16,5 % N a 27 % Na. Je zdrojem sodíku, který může u plodin (řepka, krmné plodiny) působit příznivě na výnos a kvalitu produkce. Při dlouhodobém použití způsobuje přítomný sodík peptizaci půdních koloidů a tvorbu škraloupu. V důsledku zvýšeného pH půdy může dojít k blokaci mikroživin a zasolení půdy (Tesař et al. 1992).

### Močovina (MO)

Močovina  $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$  je amid kyseliny uhličitě. V půdě je velmi dobře pohyblivá a poměrně rychle se hydrolyticky štěpí na uhličitán amonný, který je labilní a snadno se rozkládá na kyselinu uhličitou a amoniak. Dochází k tomu vlivem enzymu ureázy četných mikroorganismů a rostlinných zbytků.

### Síran amonný

Síran amonný  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  je anorganická sůl, která obsahuje 21 % N ve formě amonného kationtu a 24 % S ve formě síranového aniontu. Jedná se o fyziologicky i chemicky kyselé hnojivo, při jeho dlouhodobé aplikaci je nutné neutralizovat okyselující účinek vápněním, protože snižuje pH půdy (Vaněk et al. 2007).

### **Fosforečná hnojiva**

Hlavním zdrojem fosforu pro výrobu hnojiv jsou fosfáty. Z geologického hlediska se ložiska dělí na apatity (magmatického původu) a fosfority (sekundárně vzniklé fosfátové horniny organického i sedimentárního původu) (Ryant et al. 2003; Tlustoš et al. 2007). Superfosfáty jsou však hlavním zdrojem rizikových prvků, obsahují především Cd, Cr a As. Rozhodující pro obsah těchto prvků je použitá surovina, např. apatity obsahují kolem 0,15 ppm Cd, zatímco fosfority zejména z afrických nalezišť kolem 50 ppm Cd (Beneš 1994). Také Raven et Loeppert (1997); Sager (1997); Isherwood (1998); Nicholson et al. (2003) poukázali na možné nebezpečí znečištění půd plynoucím z aplikace vysokých dávek fosforečných hnojiv. Podle Šrpatky et al. (2002) obsahují méně Cd fosfáty z poloostrova Kola ( $1,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), Sýrie a Jordánu ( $14,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), vyšší obsah mají fosfáty z Maroka ( $37,18 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )

a Tuniska ( $43,98 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), nejvyšší obsahy Cd ( $107,98 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) mají fosfáty původem z Toga. Naproti tomu je podle Hejcmana et al. (2009) Thomasova moučka fosforečné hnojivo, které naopak obsahuje Cd v malém množství. Je to dáno tím, že Thomasova moučka vzniká jako vedlejší produkt procesu výroby oceli a při vysokých teplotách Cd evaporuje.

#### Superfosfát jednoduchý (SP)

Superfosfát jednoduchý se dodává do půdy ve formě šedých granulí, charakteristický je pro něj nakyslý zápach. Obsahuje 7,5 – 8,5 % P, 20 % vápníku a 10 % síry. Jedná se o hnojivo s velkým množstvím sádry, které je vhodné při nedostatku síry v půdě. Převážná část fosforu je zde ve vodorozpustné a pro rostliny tak přijatelné formě. Superfosfát by neměl přijít do půdy s nízkým pH (menší 5,5), protože poté přechází do málo přijatelných forem (Vaněk et al. 2007).

#### Superfosfát trojitý (TSP)

Vyrábí se rozkladem surových fosfátů kyselinou fosforečnou, čímž při procesu výroby nevzniká sádra, obsahuje tak větší množství fosforu než superfosfát jednoduchý a není tak zdrojem síry. Obsahuje 20 - 21 % P, který je téměř celý vodorozpustný (Tesař et al. 1992; Vaněk et al. 2007).

#### Thomasova moučka - Thomas slag

Toto hnojivo vzniká jako vedlejší produkt při výrobě oceli, mletím strusky z Thomasova konvertoru. Jelikož celý tento proces probíhá při vysokých teplotách, dochází tak k evaporaci Cd a Thomasova moučka, na rozdíl od ostatních fosforečných hnojiv, obsahuje Cd v malém množství (Hejcman et al. 2009).

Thomasova moučka obsahuje 6 % P ( $13,5 \text{ \% P}_2\text{O}_5$ ) celkového, z toho má být 80 % P rozpustného ve 2% kyselině citrónové. Kromě P obsahuje 32 - 35 % Ca, 2,5 % Mg, 3 - 4 % Si, 5 - 6 % Mn. Účinnost P se zvyšuje jemností mletí (<http://web2.mendelu.cz/>).

#### Hyperphosphat mehlfein (HP)

Hnojivo obsahuje 12,8 % P a 1,8 % Mg. Vyrábí se mletím měkkých fosfátů, účinnost fosforu se zvyšuje jemností mletí. Čím jemnější, tím účinnější, vysoká jemnost však komplikuje vlastní aplikaci hnojiva. Obsahuje také další řadu doprovodných balastních prvků, jako jsou zinek, bór, molybden a mangan. Vzhledem k tomu, že se pomalu rozpouští, je jeho uvolňování do půdy velmi pozvolné. Hodí se do kyselých půd  $\text{pH} < 5,5$ .

## **Draselná hnojiva**

Draslík je jako hnojivo aplikován buď v podobě chloridové, jež se vyrábí především ze silvinitu či karnalitu, nebo jako typ síranový (Ryant et al. 2003; Tlustoš et al. 2007). Nevýhodou draselných hnojiv může být vysoký obsah Cl, nebezpečí zvýšení peptizace půdních koloidů, rozplavení půdních agregátů a poškození struktury půdy (Lhotský et al. 1994; Hodaňová 2013). Podle Beneše (1994) jsou draselná hnojiva téměř bez příměsí těžkých kovů.

### Draselná sůl

Draselná sůl obsahuje 7 – 50 % K a 2 – 6 % Mg. Nepoužívá se u plodin citlivých na chlor a v těžkých jílovitých půdách, které jsou náchylné ke kornatění. Kromě K a Cl obsahují i určité množství jiných biogenních prvků Mg, Ca, B, S a Na (Tesař et al. 1992).

### Síran draselný

Síran draselný obsahuje 42 % K a 17 – 18 % S. Používá se k plodinám, které jsou citlivé na chlor. Má silně okyselující účinek (Tesař et al. 1992).

## **Vápenatá hnojiva**

Vápenatá hnojiva jsou využívána především pro úpravu pH půdy, v menší míře pak slouží jako zdroj živin přímo pro rostliny. V půdě se mohou vyskytovat v několika formách a to v oxidové (CaO), uhličitanové (CaCO<sub>3</sub>), křemičitanové (Ca<sub>2</sub>SiO<sub>4</sub>) a síranové (CaSO<sub>4</sub>), jež je zdrojem jak Ca, tak i S (Vaněk et al. 2012). Kromě jednosložkových hnojiv se na trhu nabízí široká paleta kombinovaných hnojiv ať už s okamžitým či postupným uvolňováním živin. Vápenatá hnojiva obsahují nevýznamné množství těžkých kovů. Vápník ale může omezit mobilitu určitých kovů (např. Co, Cd, Hg) nebo ji naopak výrazně zvýšit, zejména u As, Se a Mo (Tomašík 2010).

### Pálené vápno (PV)

Získává se pálením vápence ve vápenkách při teplotách okolo 1000 °C. Obsahuje 57 - 60 % Ca. Podstatu páleného vápna tvoří oxid vápenatý a oxid hořečnatý, podíl těchto oxidů je dán složením surovin, především vápenců. Většina vápenců obsahuje méně hořčíku (Mg). Používá se výhradně mimo vegetaci, protože se vlivem vlhkosti hasí a přechází na hydroxid, což je žravina. Běžné je jeho použití při melioraci těžkých půd, rekultivaci luk a pastvin a na pozemcích s extrémně kyselou reakcí (Vaněk et al. 2007).

### Mletý vápenec (MV)

Mletý vápenec se získává rozemletím přírodního vápence ( $\text{CaCO}_3$ ). O kvalitě rozhoduje obsah vápníku, hořčíku a jemnost mletí. Podle množství  $\text{MgCO}_3$  a  $\text{CaCO}_3$  rozlišujeme: a) vápenec 0 - 10 %  $\text{MgCO}_3$ , b) dolomitický vápenec 10 - 23 %  $\text{MgCO}_3$ , c) vápenatý dolomit 23 - 41 %  $\text{MgCO}_3$ , d) dolomit 41 - 46 %  $\text{MgCO}_3$ . Toto hnojivo většinou obsahuje 30 - 38 % Ca. Podle stupně jakosti obsahuje i jiné látky: např. vápenatý dolomit obsahuje ještě  $\text{SiO}_2$ ,  $\text{FeO}_3$ ,  $\text{Al}_2\text{O}_3$ . Působení vápenců je pozvolné (Vaněk et al. 2007).

### Vápenatohořečnatá struska (VHS)

Jedná se o jemně mletou ocelářskou strusku, která obsahuje min. 48 % křemičitanu hořečnatého a vápenatého. Obsahuje 24 - 28 % Ca a 8 % Mg. Uvolňování živin do půdy je pozvolné a může obsahovat vyšší množství rizikových prvků, především Cr (Vaněk et al., 2007).

## **3.6. Dlouhodobé pokusy**

V současnosti jsou dlouhodobé pokusy velmi aktuální, protože jejich význam budoucnosti pravděpodobně poroste. V porovnání s délkou lidského života jsou ekologické procesy velmi pomalé a změny, které způsobují lidská rozhodnutí, se nemusí během jejich trvání plně projevit. Data získaná z dlouhodobých experimentů, mohou přispět ke zdokonalování nástrojů využívaných v ekologické statistice a navíc jsou ukazatelem změn našeho vlivu na životní prostředí (Southwood 1994; Čermák 2005, Berková 2012). Jsou ukazatelem vztahů mezi hnojením a výnosy rostlin (Kunzová et Hejcman 2010; Šrek et al. 2010; Berková 2012), koloběhu živin a jejich obsahu v půdě, energetickými vstupy a druhovým bohatstvím a také obsahem rizikových prvků v půdě, v rostlině a po aplikaci různých hnojiv (Hejcman et al. 2009; Hrevušová et al., 2009; Uprety et al., 2009; Šrek et al. 2010; Berková 2012; Pavlů et al. 2012; Hejcman et al. 2014).

V Evropě existuje mnoho dlouhodobých travních pokusů, výsledky z nich jsou však minimálně publikovány v mezinárodních vědeckých časopisech (Hejcman et Schellberg 2009; Hejcman et al. 2009; Hejcman et al. 2014). Každý experiment je jedinečný a všechny pokusy společně pokrývají širokou škálu environmentálních podmínek jako je klima a půda, včetně režimu hnojiv a frekvenci defoliace, jakož i výslednou kvalitu produktivity a píce. Zatím je známo pouze šest pokusů, které trvají nejméně 40 let s dobře publikovanými výsledky, z nichž nejznámější je **Experiment Park Grass** založený na travním porostu *Lolium perenne* v roce 1856.

Mezi další dlouhodobé travní pokusy patří **Experiment Palace Leas Hay Meadow** založený ve Velké Británii na travním porostu *Agrostis capillaris* v roce 1896 (Hejcman et al. 2014). Analýza bohatosti rostlinných druhů na travním porostu *Arrhenatherion* byla publikována v **Nizozemském experimentu Wageningen** v roce 1958 (Pierik et al. 2011). Dalším velmi dobře publikovaným pokusem je **Rengen Grassland Experiment** založený na nížce produktivních loukách *Nardus stricta* v jihozápadním Německu v roce 1941 (Schellberg et al. 1999; Hejcman et al. 2009). Na Slovensku probíhá také dlouhodobý travní **Experiment Velká Lúka** založený na aluviální louce *Alopecurus pratensis* v roce 1961 (Vargová et al. 2012). V České republice patří mezi nejstarší travní pokusy **Experiment Černíkovice** založený na aluviální louce *Alopecurus pratensis* v roce 1965 (Honsová et al. 2007; Hrevušová et al. 2009; Hejcman et al. 2009; Hejcman et al. 2014). V Evropě je v současné době velkým problémem eutrofizace a to zejména prostřednictvím aplikace minerálního dusíku (N) a fosforu (P). Tato hnojiva jsou nejvíce zodpovědná za ztrátu druhově bohatých travních porostů (Hejcman et al. 2014).

Díky pokusům prováděným na těchto loukách, způsobu jejich obhospodařování v kombinaci s aplikací hnojiv, můžeme sledovat účinky hnojiv na druhovou skladbu rostlin, avšak lze jen stěží správně identifikovat, co je toho příčinou. Kromě toho podle Hopkinse et Wilkinse (2006) změny v režimu hnojení za posledních 50 let, frekvence sečí a další vlivy, brání přesné studii o vlivu hnojení na druhovou skladbu rostlin. Naproti tomu, dlouhodobé pokusy s hnojením, které jsou konstantní a mají kontrolované řízení, umožňují přesnou identifikaci skutečných účinků hnojení na druhovou skladbu rostlin (Hejcman et al. 2014).



## 4. Metodika

### 4.

#### 4.1. Charakteristika zájmového území

Dlouhodobý travní pokus Steinach Grassland Experiment (SGE) byl založen v roce 1933 na aluviální louce blízko města Steinach (Straubing-Bogen, Bavaria, Germany, 48°57'N, 12°36'E). Lokalita se nachází v nadmořské výšce 344 m n. m., s ročními srážkami 840 mm a průměrnou roční teplotou 7.3°C (meteorologická stanice Steinach 2008). V roce 2008, kdy probíhal sběr dat, bylo půdní pH 5,4 v hloubce 10 cm (měřeno na kontrolních plochách, které nebyly hnojeny ani vápněny). Podzemní voda se nacházela v hloubce 1 až 2 m.

Podle fyto-logické nomenklatury Botta-Dukáta et al. (2005) byly tyto aluviální louky klasifikovány jako *Alopecurion pratensis* (syn. *Deschampsion cespitosae*) (Hejcman et al. 2014). Aluviální louky se nacházejí na hlubokých a živinami dobře zásobených půdách, kdy pravidelné záplavy zásobují půdu živinami. Při vyšším pohybu vody v půdě, pak dochází i k vyšší mobilitě prvků v půdě. *Alopecurus pratensis* je dominantní druh aluviálních luk a je ukazatelem vlhkosti a úživnosti půdy. Při dostatku vláhy a živin dokáže vytlačit ostatní druhy z porostu. Patří ke kulturním velmi výnosným travám vysoké výživné hodnoty ([www.agrostis.cz](http://www.agrostis.cz)).

Půdním typem lokality je pseudoglej. U pseudoglejové půdy má humusový horizont a ornice zvýšený obsah humusu ve srovnání s okolními anhydromorfními půdami (Hejcman et al. 2014).

#### 4.2. Uspořádání pokusu

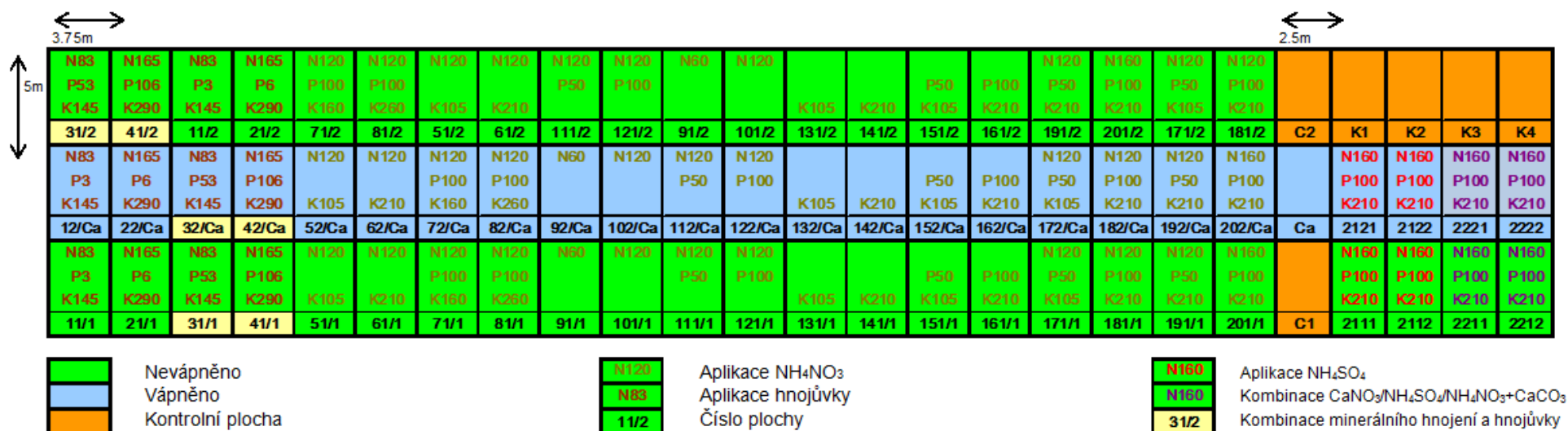
V roce 1933 bylo založeno na pozemcích o velikosti 300 m<sup>2</sup> pět hnojených a pět nehnojených ploch. V následujících letech byly pozemky rozděleny do více skupin, což umožnilo rozšířit pokus o další hnojení. V roce 1954 bylo nových zkoumaných ploch deset a v roce 1965 dvacet a posledních čtyřicet šest v roce 1986. Některé změny v aplikaci hnojení, zejména zvýšení množství aplikovaného dusíku, proběhly již v roce 1971. Pokusná louka byla sečena třikrát ročně (Hejcman et al. 2014).

Na další stránce se nachází tabulka č. 1 s přehledem hnojených ploch od roku 1993 do roku 2008.

Skupina	Číslo plochy	Perioda 1	Perioda 2	Perioda 3	Perioda 4	Perioda 5
		1933-1953 21 let	1954-1964 11 let	1965-1970 6 let	1971-1986 17 let	1987-2008 22 let
I hnojívka	11/1, 11/2 a 12/Ca	N116P4K232	N116P4K232	N116P4K232	N116P4K232	N116P4K232
	21/1, 21/2 a 22/Ca	N116P4K232	N116P4K232	N232P8K465	N232P8K465	N232P8K465
	31/1, 31/2 a 32/Ca	N116P4K232	N116P4K232	N116P26K232	N116P26K232	N116P26K232 <sup>1</sup>
	41/1, 41/2 a 42/Ca	N116P4K232	N116P4K232	N232P52K465	N232P52K465	N232P52K465 <sup>1</sup>
II N-K	51/1, 51/2 a 52/Ca	N40K87	N40K87	N40K87	N120K87	N120K87 <sup>1</sup>
	61/1, 61/2 a 62/Ca	N40K87	N40K87	N80K100	N120K174	N120K174 <sup>1</sup>
	71/1, 71/2 a 72/Ca	N40K87	N60P40K133	N80P44K133	N120P44K133	N120P44K133 <sup>1</sup>
	81/1, 81/2 a 82/Ca	N40K87	N60P40K133	N80P44K216	N120P44K216	N120P44K216 <sup>1</sup>
III N	91/1, 91/2 a 92/Ca	N40	N40	N40	N60	N60 <sup>1</sup>
	101/1, 101/2 a 102/Ca	N40	N40	N80	N120	N120 <sup>1</sup>
	111/1, 111/2 a 112/Ca	N40	N40P22	N40P22	N120P22	N120P22 <sup>1</sup>
	121/1, 121/2 a 122/Ca	N40	N40P22	N80P44	N120P44	N120P44 <sup>1</sup>
IV	131/1, 131/2 a 132/Ca	P22K87	K87	K87	K87	K87 <sup>1</sup>
	141/1, 141/2 a 142/Ca	P22K87	K87	K174	K174	K174
	151/1, 151/2 a 152/Ca	P22K87	P22K87	P22K87	P22K87	P22K87 <sup>1</sup>
	161/1, 161/2 a 162/Ca	P22K87	P22K87	P44K174	P44K174	P44K174 <sup>1</sup>
V	171/1, 171/2 a 172/Ca	N40P22K87	N40P22K87	N40P22K87	120N22P87K	120N22P87K
	181/1, 181/2 a 182/Ca	N40P22K87	N40P22K87	N80P44K174	120N44P174K	120N44P174K
	191/1, 191/2 a 192/Ca	N40P22K87	N40P400K133	N120P22K174	N120P22K174	N120P22K174 <sup>1</sup>
	201/1, 201/2 a 202/Ca	N40P22K87	N40P400K133	N120P44K174	N160P44K174	N160P44K174 <sup>1</sup>
VI	2111, 2112, 2121/Ca, 2122/Ca	-	-	-	-	N160P44K174 <sup>2</sup>
	2211, 2212, 2221/Ca, 2222/Ca	-	-	-	-	N160P44K174 <sup>3</sup>

**Tabulka č .1:** Přehled hnojení ploch od roku 1933 do 2008, čísla označují množství aplikovaného N, P, K  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ . "Ca" označuje vápnění v roce 1986. Malé číslice znamenají: <sup>1</sup> aplikaci  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ; <sup>2</sup> aplikaci  $\text{NH}_4\text{SO}_4$  a <sup>3</sup> je kombinace aplikací  $\text{CaNO}_3 / \text{NH}_4\text{SO}_4 / \text{NH}_4\text{NO}_3$  (Hejzman et al. 2014).

V důsledku reorganizace hnojení ošetřovaných ploch byla v roce 2008 pokusná louka rozdělena na tři pásy, které byly pravidelně třikrát za rok posekány. Každý pás byl rozdělen na 25 parcel (75 monitorovacích ploch celkem). Průměrná velikost jedné plochy byla 18,75 m<sup>2</sup> (3,75 x 5 m) u 60 parcel, dalších 15 ploch mělo velikost 12,5 m<sup>2</sup> (2,5 x 5 m). Šest kontrolních ploch oranžové barvy (obr. č. 1) nebylo hnojeno ani vápněno.



**Obrázek č. 1:** Prostorové uspořádání experimentálně hnojených ploch. Číslice označují množství ročně aplikovaných N, P, K (kg ha<sup>-1</sup>). Černá čísla a písmena ve spodní části každého pozemku jsou originální značky monitorovacích ploch. Zelené jsou nevápněné plochy s N, P, K hnojiv. Modré jsou plochy vápněné v roce 1986 s N, P, K hnojiv. Oranžové jsou kontrolní plochy bez hnojení. Hnědá písmena a číslice označuje hnojůvku a zelená je minerální N, P, K. Červená označuje minerální N ve formě (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> a fialová označuje kombinaci tří minerálních N hnojiv (Hejzman et al. 2014).

V roce 2008 bylo tedy 69 ploch hnojených a 6 ploch kontrolních. Podle obr. č. 1 bylo v těchto hnojených plochách i 25 ploch vápněných 8t.ha<sup>-1</sup> dolomitickým vápencem (modrá barva) a 44 ploch bez přímého vápnění (zelená barva). Byly zde tedy plochy vápněné a hnojené kombinacemi Ca (NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> a NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> (množství aplikovaného dusíku bylo: 60, 50, a 50 kg N ha<sup>-1</sup>) a plochy hnojené kombinacemi minerálních hnojiv N, P, a K. Dále zde byly plochy hnojené organickými hnojivy (hnojůvka) bez přímého vápnění a plochy s kombinacemi organického P a hnojůvky a další hnojené kombinacemi minerálního N, P, K a organickými hnojivy. Některé plochy byly hnojeny (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> nebo kombinacemi Ca (NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>, (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, a NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> (Hejzman et al. 2014).

Roční aplikace minerálního N byla v dávkách 60, 120 a 160 kg.ha<sup>-1</sup> a roční aplikace organického N v dávkách 116 a 232 kg ha<sup>-1</sup>. Roční aplikace minerálního P byla v dávkách 22 a 44 kg.ha<sup>-1</sup>, v posledních 20-ti letech se jedná o moderní superfosfáty, zatímco v předminulých letech se jednalo se o Thomasovu moučku (Hejzman et al. 2014). Thomasova moučka je hnojivo, které rovněž dodává do půdy Ca. Jedná se o množství 107 kg Ca ha<sup>-1</sup> při aplikaci 22 kg P ha<sup>-1</sup> a o dávku 214 kg Ca ha<sup>-1</sup> při roční aplikaci 44 kg P ha<sup>-1</sup>. Roční aplikace organického P byla 4 až 8 kg ha<sup>-1</sup>. Roční aplikace minerálního K byly 87, 133, 174 a 216 kg.ha<sup>-1</sup>, přičemž se jednalo o směs chloridu draselného (KCl) a MgSO<sub>4</sub> a roční aplikace organického K probíhala v množství 232 a 465 kg K ha<sup>-1</sup>. Minerální hnojiva fosforečná a draselná byla aplikována na podzim a všechna dusíkatá hnojiva byla aplikována během vegetační doby. Množství Ca a Mg bylo aplikováno ve formě dolomitického vápence (53% CaO 25% MgO), a to v roce 1986, v množství 3032 a 1206 kg ha<sup>-1</sup> (Hejzman et al. 2014). Podrobnější informace o aplikovaném hnojení viz tab. č. 1.

### 4.3. Chemické vlastnosti půdy

V polovině dubna 2008 bylo odebráno z každé pokusné plochy 10 samostatných půdních vzorků. Půdní vzorky byly odebrány z hloubky 0 - 10 cm a důkladně promíchány, důsledkem toho se získal jeden reprezentativní vzorek. Vzorky půdy byly vysušeny na vzduchu a následně po odstranění živých kořínků, prosety sítem s otvory 2 mm. Půdní pH bylo měřeno v suspenzi 10 g suché půdy ve směsi s 50 ml destilované H<sub>2</sub>O. Všechny analýzy byly provedeny v Eko-Lab Žamberk (<http://www.ekolab.zamberk.cz>) akreditované Českou národní laboratoří (Hejzman et al. 2014).

Půdní pH (H<sub>2</sub>O) se pohybovalo od 4,7 (na ploše č. 2) do hodnoty pH 7 na vápněné ploše č. 122/Ca. Průměrná hodnota pH 5,7 pak byla naměřena na plochách bez

přímého vápnění v roce 1986 a pH 6,1 na plochách s přímým vápněním v roce 1986 (Hejzman et al. 2014).

#### 4.4. Extrakce prvků

Pro jedнокrokové extrakce se používá velké množství činidel, od silných kyselin (lučavka královská, kyselina dusičná, kyselina chlorovodíková) přes neutrální roztoky solí ( $\text{CaCl}_2$  nebo  $\text{NaNO}_3$ ) po roztoky pufrů a komplexační činidla. Pro modelování biodostupných, popř. mobilních obsahů prvků se používají převážně roztoky neutrálních solí. Předpokládá se, že mobilní a biodostupné formy jsou ty, které jsou rozpuštěny v půdní či sedimentové vodě, případně vázány slabými interakcemi na minerální povrch. Při extrakci vzorků dochází k iontové výměně mezi ionty extrakčního roztoku a analyzovanými kovy (<http://is.muni.cz>)

**Celková koncentrace (Total)** stopových prvků v půdě byla stanovena ze štěpů získaných pomocí následujícího dvoufázového procesu rozkladu. Přesně 0,5 g vzorku se rozložilo suchou cestou v Apion Dry Mode Mineraliseru. Popel se pak rozložil ve směsi  $\text{HNO}_3$  a HF, nechal se odpařit do sucha při 160 °C a následně rozpustil ve zředěné lučavce královské/Aqua regia (Száková et al. 1999). **Total** je celková koncentrace prvků v půdě, představuje všechny frakce dohromady.

Další extrakce probíhala tak, že se extrahovalo 0,5 g vzorků půdy v 0,01 mol  $\text{l}^{-1}$   **$\text{CaCl}_2$**  vodném roztoku v poměru 1:10 (hmotnost/objem) po dobu 6 h, pro určení **rostlinám snadno dostupné části** prvků v půdě (Novozámský et al. 1993). **Rostlinám dostupná část** představuje půdní roztok, ze kterého rostliny snadno mohou prvky čerpat.

Ke stanovení **snadno mobilizovatelných prvků**, se použilo dalších 0,5 g vzorků půdy, které byly extrahovány s 0,05 mol  $\text{l}^{-1}$  **EDTA** vodném roztoku o pH 7 v poměru 1:10 (hmotnost/objem) po dobu 1h (Quevauviller et al. 1993). **Snadno mobilizovatelné prvky** představují tu část v půdě, která se váže s oxidy či s organickou hmotou a je rostlinám rychle k dispozici.

**Potenciálně mobilizovatelné** koncentrace prvků byly stanoveny extrakcí oddělených 0,5 g vzorků půdy s vodným roztokem 2 mol  $\text{l}^{-1}$   **$\text{HNO}_3$**  v poměru 1:10 (hmotnost/objem) při 20 °C po dobu 6 hodin (Borůvka et al. 1996). **Potenciálně mobilizovatelné prvky** je ta část půdy, která představuje prvky pevně vázané na jednotlivé půdní části, které jsou rostlinám k dispozici, dojde-li ke změně fyzikálně-chemických vlastností půdy.

Reakční směsi byly dále centrifugovány při 3000 otáčkách za minutu po dobu 10 minut a supernatanty byly před měřením udržovány při teplotě 6 °C. Blank (kontrolní) extrakce představující 5% z celkového počtu extraktů se připravily za použití stejné dávky činidel a na stejném zařízení se analyzovaly současně a stejným způsobem jako půdní extrakty (Analytika, s.r.o. Česká republika).

**Zkratky** pro jednotlivé extrakce, které se objevují v analýze dat jsou: **Ca** pro extrakci  $\text{CaCl}_2$ , **E** pro extrakci EDTA, **N** pro extrakci  $\text{HNO}_3$  a **T** pro Total (Aqua regia).

#### 4.5. Stanovení rizikových prvků

Rizikové prvky As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb a Zn byly změřeny pomocí optického emisního spektrometru s indukovanou plazmou (ICP-OES) s axiálním konfigurací plazmy, Varian, VistaPro, vybavenou autosamplermem SPS-5 (Austrálie). Kalibrované roztoky byly připraveny v odpovídajících extrakčních činidlech takto: 5-50  $\text{lg l}^{-1}$  pro Cd, 50-500  $\text{lg l}^{-1}$  pro As, Cr, Cu, Ni a, a 1 až 10  $\text{mg.l}^{-1}$  pro Fe, Mn, Pb a Zn. Provozní měření vlnových délek pro ICP-OES bylo 189,0 nm pro As; 214,4 nm pro CD; 324,7 nm pro Cu; 238,2 nm pro Fe; 205,6 nm pro Cr; 259,4 nm pro Mn; 231,6 nm pro Ni; 220,4 nm pro Pb a 206,2 nm pro Zn. Podmínky měření byly následující: výkon 1,2 kW, plazma průtokem 15,0  $\text{l min}^{-1}$ , pomocným průtokem 0,75  $\text{l min}^{-1}$ , k rozprašování průtokem 0,9  $\text{l min}^{-1}$ . Nízké koncentrace jako v 0,01  $\text{mol l}^{-1}$   $\text{CaCl}_2$  a 0,05  $\text{mol l}^{-1}$  EDTA extrakty byly stanoveny technikou generování kontinuální hydrid (HGAAS) za použití Varian AA280Z (Varian, Austrálie), atomového absorpčního spektrometru vybaveného hydridem generátorem VGA-77. Směs jodidu draselného a kyseliny askorbové byla použita pro zmenšení vzorku a extrakt se před měřením okyslel kyselinou chlorovodíkovou. Pro každý vzorek byla provedena dvě měření.

#### 4.6. Analýza dat

Přímá analýza redundance (RDA) v Canocu 5 (ter Braak et Šmilauer 2002) byla použita pro vyhodnocení vícerozměrných dat proto, že datové soubory byly dostatečně homogenní a environmentální proměnné (aplikované hnojení) byly ve formě kategorických prediktorů. Permutační test Monte Carlo s 999 náhodnými permutacemi byl použit k odhalení toho, zda testované vysvětlující proměnné prostředí: aplikace  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_3$ , PA, KA, PO, KO, měly významný vliv na druhové proměnné: rostlinám dostupné prvky (Ca), snadno mobilizované prvky (E), potenciálně mobilizované prvky (N) a celkový obsah prvků (T). Výsledky vícerozměrné analýzy byly následně vizualizovány v podobě ordinačního diagramu

vytvořeném v softwaru CanoDraw. Procento vysvětlené variability údajů o rizikových prvcích v půdě vyvolaných hnojením, bylo použito jako míra vypovídací schopnosti.

Pro analýzu vztahu mezi množstvím aplikovaného hnojiva N, P, K se všemi extrakcemi (CaCl<sub>2</sub>, EDTA, HNO<sub>3</sub> a Total) rizikových prvků byla použita jednoduchá lineární regrese v programu STATISTICA software 12.0 (StatSoft, Tulsa, AZ, USA). Závislou proměnou byly extrakce (CaCl<sub>2</sub>, EDTA, HNO<sub>3</sub> a Total) rizikových prvků (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) a nezávislou proměnou aplikace hnojiv N, P, K a pH(H<sub>2</sub>O). Data měla normální rozdělení a počítala se na hladině významnosti 0,05%. Tento jednoduchý analytický přístup byl použit proto, že v experimentu nebylo provedeno opakování jednotlivých hnojení, což vytvořilo značně vysoký gradient půdních chemických vlastností. Proto se analyzovali tyto přechody a byl na ně použit regresní přístup.

## 5. Výsledky

### 5.

#### 5.1. Výsledný vliv hnojení na obsah rizikových prvků v extrakcích CaCl<sub>2</sub>, EDTA, HNO<sub>3</sub> a Total

Všechny naměřené hodnoty koncentrací prvků (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) v extrakcích a) CaCl<sub>2</sub> prvky rostlinám dostupné, b) EDTA snadno mobilizovatelné prvky, c) HNO<sub>3</sub> potenciálně mobilizovatelné prvky, d) Total - celková koncentrace prvků, jsou uvedeny v příloze č. 1. Do tabulky č. 4 byly vybrány plochy, které měly hodnoty koncentrací jednotlivých prvků ve všech 4 extrakcích výrazně vyšší či nižší ve srovnání s ostatními pokusnými plochami.

Rozdíly hodnot průměrných, nižších a vyšších koncentrací prvků v jednotlivých extrakcích jsou podrobněji rozebrány v následujících řádcích. Extrakce HNO<sub>3</sub> a Total jsou navíc porovnány s limity rizikových prvků v půdě podle vyhlášky 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu.

### 3.

### 4.

### 5.

#### 5.1.

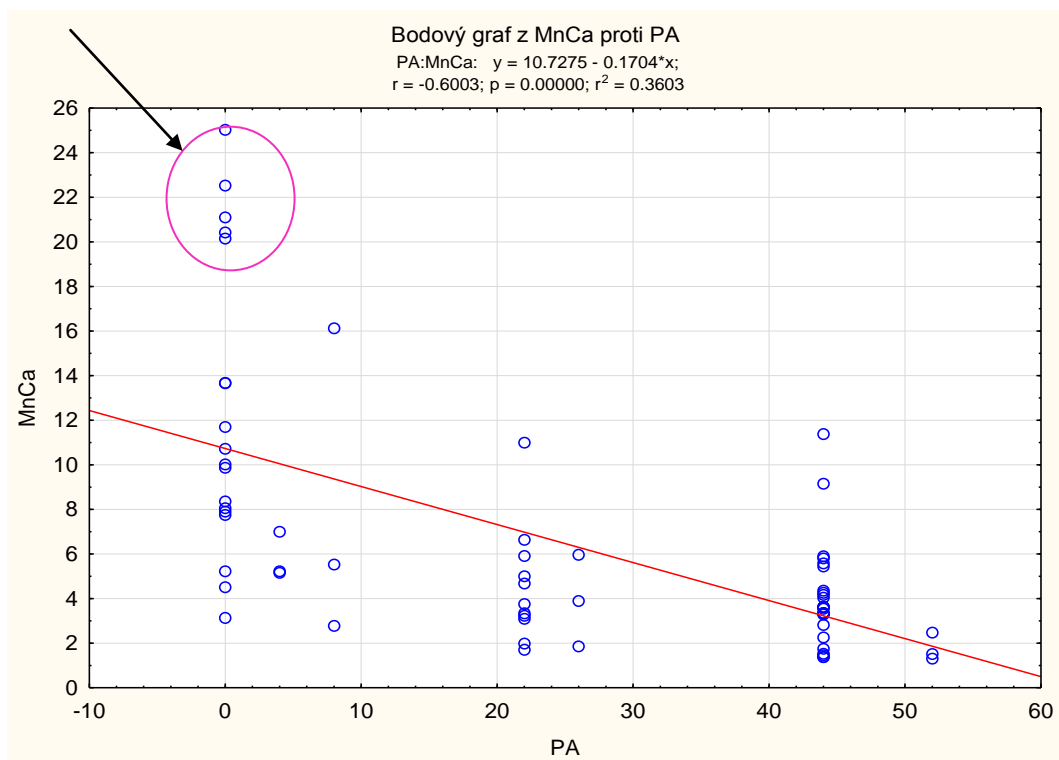
##### 5.1.1. Rostlinám snadno dostupné prvky - extrakce CaCl<sub>2</sub>

Hodnoty rizikových prvků hnojených i nehnojených ploch v extrakci CaCl<sub>2</sub> u prvků As, Cr, Cd, Fe, Ni a Zn byly na všech plochách přibližně stejné (příloha č. 1).

Výjimku nalezneme pouze u manganu (MnCa - zkratka Mn označuje prvek a zkratka Ca extrakci CaCl<sub>2</sub>), kde většina experimentálních ploch měla průměrnou hodnotu koncentrace 5,53 mg.kg<sup>-1</sup> a výjimku tvořily plochy 51/2 (N120K87 - číslice označují množství aplikovaného hnojiva N, P a K v kg.ha<sup>-1</sup>) 20,14 mg.kg<sup>-1</sup>, 61/2 (N120K174) 25,02 mg.kg<sup>-1</sup>, 91/2 (N60) 22,53 mg.kg<sup>-1</sup>, 131/1 (K87) 21,09 mg.kg<sup>-1</sup>, 141/2 (K174) 20,42 mg.kg<sup>-1</sup>, kde byly naměřeny hodnoty čtyřnásobně vyšší (příloha č. 1).

Všechny tyto plochy nebyly hnojeny fosforem a všechny měly v průměru půdní pH 5 (červeně vyznačené plochy v obr. č. 2). Při pohledu na graf regresní analýzy (obr. č. 2) je patrné, že při nižší dávce aplikovaného P byla koncentrace MnCa vyšší.





**Obr. č. 2:** Bodový graf regresní analýzy znázorňuje negativní korelaci mezi aplikovaným P a MnCa

### 5.1.2. Snadno mobilizovatelné prvky - extrakce EDTA

Hodnoty rizikových prvků hnojených i nehnojených ploch v extrakci EDTA u prvků As, Cd, Cr, Cu a Pb (viz příloha č. 1) byly přibližně stejné, rozdíly mezi nimi byly pouze desetinné či setinné. Naměřené hodnoty koncentrací se výrazně lišily u prvků FeE, MnE a ZnE. Nejvyšší hodnoty koncentrací FeE (více než  $200 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) byly naměřeny na plochách 202/Ca, 211/2, 212/Ca, zatímco ostatní hnojené plochy měly v průměru  $38,52 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Ve srovnání s těmito hodnotami hnojených ploch, měla také jedna z kontrolních ploch (C/2Ca) obsah FeE vyšší -  $86,38 \text{ mg.kg}^{-1}$  (příloha č. 1).

Vyšší hodnotu MnE měla i plocha nehnojená dusíkem 152/Ca (P22K87 - pH 6,2), jejíž naměřená hodnota byla  $90 \text{ mg.kg}^{-1}$ , zatímco ostatní experimentální plochy měly hodnoty v průměru  $28 \text{ mg.kg}^{-1}$  (příloha č. 1).

Výrazně vyšší hodnota ZnE  $5 \text{ mg.kg}^{-1}$  byla naměřena na ploše bez fosforečného hnojení 52/Ca (N120K87 - pH 4,86), zatímco u ostatních experimentálních ploch byla naměřena průměrná hodnota  $0,67 \text{ mg.kg}^{-1}$  (příloha č. 1).

### 5.1.3. Potenciálně mobilizovatelné prvky - extrakce HNO<sub>3</sub> a celková koncentrace prvků extrakce Total (Aqua regia)

Protože německé národní normy nestanovují limity koncentrace rizikových prvků v půdě trvalých travních porostů, byly zde použity české národní normy z vyhlášky č. 13/1994 Sb., pro zemědělské půdy.

Limitní obsah rizikových prvků v půdě je v české legislativě zpracován pro extrakce potenciálně dostupných prvků - HNO<sub>3</sub> a pro celkovou koncentraci prvků v půdě - Total (Aqua regia). Z tohoto důvodu byl ve výsledcích právě těmto extrakcím věnován větší význam.

**Tabulka č. 3:** Maximálně přípustné hodnoty obsahu rizikových prvků v půdách (mg.kg<sup>-1</sup>)

Půdy lehké	HNO <sub>3</sub>	Aqua regia
As	4.5	30
Cd	0.4	0.4
Cr	40	100
Cu	30	60
Ni	15	60
Pb	50	100
Zn	50	130

Půdy ostatní	HNO <sub>3</sub>	Aqua regia
As	4.5	30
Cd	1	1
Cr	40	200
Cu	50	100
Ni	25	80
Pb	70	140
Zn	100	200

Výluh roztokem 2M HNO<sub>3</sub> při poměru půdy k vyluhovačce 1:10. Rozklad Aqua Regia (podle vyhl. č. 13/1994 Sb.)

**Tabulka č. 4:** Vybrané experimentální plochy podle přílohy č. 1, u kterých byl zaznamenán odlišný obsah rizikových prvků ve srovnání se zbytkem experimentálních ploch. Tabulka zobrazuje koncentrace stopových prvků As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn (mg.kg-1) v 0-10 cm tlusté vrstvě zeminy extrahované CaCl<sub>2</sub> (rostlinám dostupný), EDTA (snadno mobilizovatelný), HNO<sub>3</sub> (potenciálně mobilizovatelný) a Total (celková koncentrace). Koncentrace Cu a Pb byly tak nízké, že nebyly v extrakci CaCl<sub>2</sub> detekovány. C - kontrolní plochy bez jakéhokoliv hnojení. Zkratka "Ca" označuje vápnění v roce 1986. Pozemky s aplikací minerálních P (44) byly nepřímo vápněny Thomasovou moučkou. Plochy označené symbolem \* byly hnojeny (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub> SO<sub>4</sub>.

Prvky		Extrakce Pokusné plochy																					
		C/2/Ca	C/3	21/1	31/2	41/1	41/2	42/Ca	51/1	51/2	91/2	141/1	161/1	181/1	201/1	201/2	202/Ca	211/2*	212/Ca*	212/2/Ca*	221*	221/2*	
<b>N</b>	(kg ha <sup>-1</sup> )			232	116	232	232	232	120	120	60			120	160	160	160	160	160	160	160	160	160
<b>P</b>	(kg ha <sup>-1</sup> )			8	26	52	52	52					44	44	44	44	44	44	44	44	44	44	44
<b>K</b>	(kg ha <sup>-1</sup> )			465	232	465	465	465	87	87		174	174	174	174	174	174	174	174	174	174	174	174
<b>pH</b>		5.80	5.10	5.89	5.90	6.63	6.7	6.79	4.94	4.86	5.07	5.24	6.03	6.54	6.28	6.40	6.79	4.68	5.02	4.95	5.97		
<b>As</b>	CaCl <sub>2</sub>	0.10	0.26	0.19	0.09	0.19	0.15	0.14	0.10	0.18	0.19	0.17	0.12	0.13	0.11	0.18	0.12	0.25	0.22	0.20	0.35	0.1	
	EDTA	0.18	0.17	0.01	0.08	0.07	0.03	0.15	0.12	0.32	0.22	0.09	0.09	0.21	0.03	0.02	0.13	0.63	0.06	0.19	0.02	0.21	
	HNO <sub>3</sub>	0.50	0.92	0.48	0.61	0.59	0.66	0.84	0.75	0.67	0.55	0.33	0.76	0.60	0.94	0.59	0.57	0.94	1.02	1.11	0.99	0.76	
	Total	12	15	8	20	7	24	9	10	18	32	12	20	24	19	17	9	19	21	8	12	8	
<b>Cd</b>	CaCl <sub>2</sub>	0.01	0.05	0.00	0.04	0.02	0.01	0.00	0.01	0.02	0.02	0.03	0.05	0.01	0.02	0.03	0.03	0.01	0.02	0.00	0.00	0.01	
	EDTA	0.04	0.08	0.06	0.03	0.02	0.06	0.07	0.07	0.02	0.02	0.07	0.02	0.08	0.01	0.03	0.06	0.04	0.01	0.03	0.06	0.07	
	HNO <sub>3</sub>	0.13	0.15	0.11	0.13	0.14	0.12	0.12	0.11	0.11	0.13	0.10	0.15	0.15	0.16	0.14	0.14	0.14	0.14	0.15	0.16	0.15	
	Total	0.60	0.50	0.59	0.59	0.91	0.72	0.58	0.635	0.71	0.60	0.59	0.40	0.82	0.94	0.98	0.90	0.58	1.01	0.61	0.98	0.64	
<b>Cr</b>	CaCl <sub>2</sub>	0.01	0.02	0.00	0.02	0.02	0.01	0.01	0.01	0.00	0.03	0.01	0.01	0.04	0.01	0.01	0.00	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01	
	EDTA	0.07	0.05	0.04	0.12	0.08	0.08	0.09	0.05	0.07	0.02	0.06	0.09	0.03	0.05	0.13	0.79	0.66	0.01	0.57	0.08	0.01	
	HNO <sub>3</sub>	1.47	5.83	0.93	3.34	4.62	3.61	4.00	1.37	0.77	1.08	0.90	6.30	6.36	7.29	4.27	4.56	8.13	7.28	8.15	5.75	5.05	
	Total	41	43	39	74	141	68	56	35	72	40	54	102	130	135	111	129	127	173	171	149	66	
<b>Cu</b>	EDTA	1.22	0.56	0.43	1.01	0.60	0.50	0.66	0.54	1.06	1.28	0.78	0.59	0.58	0.58	0.93	0.63	1.63	0.37	0.99	0.40	0.71	
	HNO <sub>3</sub>	3.13	2.05	2.66	2.05	2.03	2.88	2.87	2.64	1.58	2.84	1.88	2.16	2.23	3.50	2.02	2.04	3.22	2.90	3.29	3.09	3.03	
	Total	9	7	10	8	11	11	10	10	9	18	8	7	11	10	8	10	8	17	10	15	9	

Prvky Extrakce Pokusné plochy																						
		C/2/Ca	C/3	21/1	31/2	41/1	41/2	42/Ca	51/1	51/2	91/2	141/1	161/1	181/1	201/1	201/2	202/Ca	211/2*	212/Ca*	212/2/Ca*	221*	221/2*
<b>N (kg ha<sup>-1</sup>)</b>				232	116	232	232	232	120	120	60			120	160	160	160	160	160	160	160	160
<b>P (kg ha<sup>-1</sup>)</b>				8	26	52	52	52					44	44	44	44	44	44	44	44	44	44
<b>K (kg ha<sup>-1</sup>)</b>				465	232	465	465	465	87	87		174	174	174	174	174	174	174	174	174	174	174
<b>pH</b>		5.80	5.10	5.89	5.90	6.63	6.7	6.79	4.94	4.86	5.07	5.24	6.03	6.54	6.28	6.40	6.79	4.68	5.02	4.95	5.97	
<b>Fe</b>	CaCl <sub>2</sub>	0.20	0.22	0.13	0.10	0.21	0.07	0.10	0.28	0.55	0.85	0.28	0.09	0.33	0.89	0.12	0.09	2.10	0.54	0.60	0.15	0.11
	EDTA	86	39	20	51	30	22.70	31	22.25	55	33	26	41	21	33	53	208	240	13	203	30	23
	HNO <sub>3</sub>	872	949	854	867	901	830	836	892	664	848	645	992	911	1255	873	906	1174	1135	1253	1116	1066
	Total	14332	14180	14998	16695	22085	15933	15276	14915	18468	15336	15068	15882	20090	20160	17942	19768	17021	26984	14743	24558	14512
<b>Mn</b>	CaCl <sub>2</sub>	8.64	6.71	5.52	3.89	1.51	2.48	1.31	10.72	20.14	22.53	7.91	3.35	5.58	3.63	3.35	1.45	4.26	9.15	11.38	4.17	3.29
	EDTA	41	13	14	50	20		25	22	29	36	25	25	16	27	50	11	38	14	34	19	21
	HNO <sub>3</sub>	105	128	112	116	123	135	135	99	89	108	79	144	135	189	131	129	85	108	117	150	154
	Total	553	468	522	801	1266	821	714	514	831	637	529	944	1413	1278	1004	1323	603	1091	522	1306	775
<b>Ni</b>	CaCl <sub>2</sub>	0.05	0.06	0.03	0.02	0.03	0.05	0.05	0.08	0.15	0.12	0.06	0.05	0.04	0.03	0.03	0.02	0.03	0.06	0.06	0.05	0.05
	EDTA	0.46	0.11	0.18	0.28	0.17	0.16	0.11	0.16	0.25	0.21	0.09	0.16	0.14	0.11	0.22	0.08	0.30	0.06	0.20	0.07	0.13
	HNO <sub>3</sub>	0.69	0.67	0.69	0.70	0.66	0.61	0.61	0.64	0.53	0.65	0.55	0.77	0.79	0.87	0.70	0.62	0.58	0.62	0.66	0.78	0.77
	Total	13	18	13	19	29	14	15	14	22	14	19	18	25	25	21	25	18	23	13	26	13
<b>Pb</b>	EDTA	2.10	1.23	0.68	1.82	0.58	0.88	0.71	0.87	2.30	1.53	0.96	0.60	1.66	0.79	1.22	1.60	2.07	0.48	1.46	0.55	0.81
	HNO <sub>3</sub>	3.36	3.56	3.72	3.68	3.65	3.65	3.10	3.12	3.80	3.44	3.59	3.60	3.58	4.36	3.90	4.05	3.73	3.86	4.18	3.61	3.53
	Total	24	35	25	43	39	33	24	25	54	25	36	36	49	47	38	42	36	51	24	45	24
<b>Zn</b>	CaCl <sub>2</sub>	0.10	0.33	0.11	0.13	0.22	0.02	0.02	0.24	0.34	0.39	0.42	0.12	0.06	0.39	0.15	0.14	0.19	0.15	0.14	0.02	0.01
	EDTA	1.14	3.80	0.62	0.73	0.42	0.35	0.47	0.32	0.44	0.28	0.36	0.35	3.04	0.16	0.48	0.62	0.47	0.11	0.44	0.23	0.25
	HNO <sub>3</sub>	6.28	5.14	6.19	5.30	4.79	4.97	5.49	6.00	4.36	6.46	4.52	5.18	6.13	6.97	4.96	4.93	6.27	5.37	5.68	6.35	5.99
	Total	60	45	64	45	64	56	57	60	52	69	43	38	57	54	47	55	42	60	50	64	53

### **Arsen (As)**

Koncentrace AsN (N - extrakce HNO<sub>3</sub>) se v průměru pohybovaly kolem 0,6 mg.kg<sup>-1</sup>. Vyšší hodnoty koncentrací měly plochy 212/Ca (N160P44K174 - číslice označují množství aplikovaného hnojiva N, P, K v kg.ha<sup>-1</sup> (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> - pH 5,02) 1,02 mg.kg<sup>-1</sup>, 201/1 (N160P44K174 (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> - pH 6,28) 0,94 mg.kg<sup>-1</sup>, 211/2 (N160P44K174 - pH 4,68) 0,94 mg.kg<sup>-1</sup>, 221 (N160P44K174 (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> - pH 5,97) 0,99 mg.kg<sup>-1</sup>. Všechny tyto plochy byly hnojeny minerálně s dusíkem ve formě NH<sub>4</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>. Také kontrolní plocha C/3 měla obsah AsN 0,92 mg.kg<sup>-1</sup> (tab. č. 4).

Naproti tomu, plochy hnojené organickým hnojením 21/1 (N232P8K465 - pH 5,89) 0,48 mg.kg<sup>-1</sup>, 31/2 (N116P26K232 - pH 5,90) - 0,61 mg.kg<sup>-1</sup> a 41/1 (N232P52K465 - pH 6,63) 0,59 mg.kg<sup>-1</sup>, měly na rozdíl od ostatních ploch obsah AsN o několik setin nižší (tab. č. 4). Nejnižší obsah AsN měla plocha 141/1 (K174) 0,33 mg.kg<sup>-1</sup>, která byla hnojena pouze draslíkem (tab. č. 4).

V příloze č. 1 byla zaznamenána variabilita koncentrací AsT (T - extrakce Total) i na plochách se stejnou variantou hnojení 41/1 (N232P52K465 - pH 6,63) 7,00 mg.kg<sup>-1</sup> a 41/2 (N232P52K465 - pH 6,70) 24,25 mg.kg<sup>-1</sup> (N232P52K465).

Pouze jednou byl překročen limit českých legislativních norem pro koncentraci AsT, a to na ploše 91/2 (N60 - pH 5,07) 32,28 mg.kg<sup>-1</sup> (tab. č. 4).

### **Kadmium (Cd)**

Průměrné hodnoty koncentrací CdN a CdT na hnojených plochách se ve srovnání s plochami kontrolními výrazně nelišily. Pouze u CdT byly zaznamenány vyšší hodnoty kadmia na organicky hnojené ploše 41/1 (N232P52K465 - pH 6,63) 0,91 mg.kg<sup>-1</sup>, ale také na minerálně hnojených plochách 201/1 (N160P44K174 - (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> - pH 6,28) 0,94 mg.kg<sup>-1</sup>; 201/2 (N160P44K174 - pH 6,40) 0,98 mg.kg<sup>-1</sup>, 202/Ca (N160P44K174 - pH 6,79) 0,90 mg.kg<sup>-1</sup>; 221/2 (N160P44K174 - (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> - pH 5,97) 0,98 mg.kg<sup>-1</sup> (tab. č. 4) a plocha 212/Ca (N160P44K174/Ca - (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> - pH 5,02) dosáhla dle českých legislativních norem limitní hodnoty koncentrace CdT 1,00 mg.kg<sup>-1</sup> (tab. č. 4).

### **Chrom (Cr)**

Výsledné hodnoty naměřených koncentrací CrN na hnojených plochách vyšly rozdílně. Plochy 51/2; 52/Ca; 102/Ca; 132/Ca; 101/2; 141/1; 131/1; 131/2 měly obsah CrN nízký (v průměru 0,9 mg.kg<sup>-1</sup>), tyto plochy nebyly hnojeny fosforem (příloha č. 1). Naproti tomu plochy, které byly hnojeny minerálním N, P, K, měly hodnoty koncentrací CrN několikanásobně vyšší 201/1 (N160P44K174 - pH 6,28) 7,29 mg.kg<sup>-1</sup>; 211/1 (N160P44K174 - pH 4,85) 11,86 mg.kg<sup>-1</sup>; 212/Ca

(N160P44K174/Ca  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  - pH 5,02) 7,28  $\text{mg.kg}^{-1}$ ; 212/2/Ca (N160P44K174/Ca  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  - pH 4,95) 8,14  $\text{mg.kg}^{-1}$ , 211/2 (N160P44K174/Ca -  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  - pH 4,68) 8,12  $\text{mg.kg}^{-1}$  (tab. č. 4).

Nejvyšší hodnoty koncentrací CrT byly opět naměřeny na minerálně hnojených plochách 212/Ca (N160P44K174/Ca -  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  - pH 5,02) 172,58  $\text{mg.kg}^{-1}$  a 212/2/Ca (N160P44K174/Ca -  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  - pH 4,95) 171,22  $\text{mg.kg}^{-1}$  (tab. č. 4).

### **Měď (Cu)**

Naměřené hodnoty koncentrací CuN byly pro všechny hnojené a kontrolní plochy v dobré shodě s hodnotami v průměru 2,69  $\text{mg.kg}^{-1}$  (příloha č. 1).

Naměřené hodnoty koncentrací CuT byly v průměru 9,3  $\text{mg.kg}^{-1}$ . Pouze u několika ploch byly naměřeny hodnoty koncentrací CuT vyšší. Jednalo se o plochy převážně hnojené minerálně s dusíkem v amonné formě 91/2 (N60 - pH 5,07) 18,47  $\text{mg.kg}^{-1}$ ; 212/Ca (N160P44K174/Ca -  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  - pH 5,02) 16,78  $\text{mg.kg}^{-1}$  a 221 (N160P44K174 -  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  - pH 5,97) 15,17  $\text{mg.kg}^{-1}$  (tab. č. 4).

### **Železo (Fe)**

Hodnoty koncentrací FeN se převážně pohybovaly na hnojených plochách od 600 do 1000  $\text{mg.kg}^{-1}$ , přičemž nejvyšší naměřené hodnoty měly plochy minerálně hnojené s vyšší dávkou P (příloha č. 1). Jednalo se o plochy 201/1 (N160P44K174  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  - pH 6,28) 1255  $\text{mg.kg}^{-1}$ ; 211/1 (N160P44K174  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  - pH 4,85) 1330  $\text{mg.kg}^{-1}$  a 212/2/Ca (N160P44K174  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  - pH 4,95) 1253  $\text{mg.kg}^{-1}$  (tab. č. 4).

Výsledné hodnoty celkové koncentrace FeT v kontrolních plochách měly v průměru kolem 14300  $\text{mg.kg}^{-1}$  (příloha č. 1) u hnojených ploch měly nejvyšší hodnoty plochy 41/1 (N232P52K465 - pH 6,63) 22085  $\text{mg.kg}^{-1}$ ; 212/Ca (N160P44K174/Ca -  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  - pH 5,02) 26984  $\text{mg.kg}^{-1}$  a 221 (N160P44K174  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  - pH 5,97) 24558  $\text{mg.kg}^{-1}$  (tab. č. 4).

### **Mangan (Mn)**

Naměřené hodnoty MnN se u experimentálních ploch lišily s rozdílnou hodnotou půdního pH. Plochy hnojené nižším množstvím hnojiv a s průměrným půdním pH 5 měly hodnoty nižší 141/1 (K174 - pH 5,24) 79  $\text{mg.kg}^{-1}$ , plochy s vyšší dávkou hnojiv a hodnotou pH 6 měly hodnoty vyšší 201/1 (N160P44K174  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  - pH 6,28) 188  $\text{mg.kg}^{-1}$  (tab. č. 4).

Ten samý trend byl patrný i v případě MnT, kde hodnoty přesahující množství 1200  $\text{mg.kg}^{-1}$  byly na plochách s vyšším půdním pH: 41/1 (N232P52K465 - pH 6,63);

181/1 (N120P44K174 - pH 6,54); 201/1 (N160P44K174 - pH 6,28); 202/Ca (N160P44K174 - pH 6,79). Zatímco na plochách s nižším půdním pH, byly naměřené hodnoty nižší: 141/1 (K174 - pH 5.24) 51/1 N12K87 - pH 4,95) 514 mg.kg<sup>-1</sup>, 211/1 (N160P44K174 - pH 4,85) 513 mg.kg<sup>-1</sup> a plocha 212/2/Ca (N160P44K174/Ca (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> - pH 4,95) 522 mg.kg<sup>-1</sup> (tab. č. 4).

### **Nikl (Ni)**

Limitní hodnota NiN je 25 mg.kg<sup>-1</sup> (tab. č. 3), v tomto experimentu byla naměřena průměrná hodnota 0,7 mg.kg<sup>-1</sup> (příloha č. 1). Limitní hodnota NiT podle českých legislativních norem je 80 mg.kg<sup>-1</sup> (tab. č. 3), v tomto experimentu byla naměřena průměrná hodnota 18 mg.kg<sup>-1</sup> (příloha č. 1). Výsledné koncentrace NiN a NiT v půdě byly tedy výrazně nižší, než limitní hodnoty v českých legislativních normách. Kontrolní plochy měly v průměru stejné hodnoty jako plochy hnojené (příloha č. 1).

### **Olovo (Pb)**

Stejně výsledky jako u Ni byly zaznamenány i v případě Pb, hodnoty koncentrací PbN měly na plochách hnojených i nehnojených průměrnou hodnotu 3,66 mg.kg<sup>-1</sup> (příloha č. 1), která je opět hluboce pod limitem českých norem (tab. č. 3).

Průměrná hodnota hnojených i kontrolních ploch PbT byla 33,80 mg.kg<sup>-1</sup> (příloha č. 1), zatímco limitní hodnota Pb pro totální koncentraci je 140 mg.kg<sup>-1</sup> (tab. č. 3).

### **Zinek (Zn)**

Naměřené hodnoty koncentrací ZnN hnojených i nehnojených ploch byly v průměru 7 mg.kg<sup>-1</sup> (příloha č. 1), což je hluboce pod limitem českých legislativních norem (viz tab. č. 3). Průměrná hodnota hnojených ploch ZnT byla 50 mg.kg<sup>-1</sup> a kontrolní plochy měly hodnotu 60 mg.kg<sup>-1</sup> (příloha č. 1), což je opět pod limitem českých národních norem (tab. č. 3).

## 5.2. Výsledky regresních analýz

Pro odhalení možných interakcí mezi hnojením a rizikovými prvky byla použita regresní analýza, jejíž výsledky jsou zobrazeny v tab. č. 5.

**Tabulka č. 5: Přehled výsledků regresních analýz**

Analýza	Nezávislá proměnná	Závislá proměnná	Rovnice	R	P - hodnota
1	PA	AsN	$y = 0.5541 + 0.0051 \cdot x$	0.57	0.001
2	PA	CdN	$y = 0.1176 + 0.0006 \cdot x$	0.65	0.001
3	PA	CrN	$y = 1.5601 + 0,0966 \cdot x$	0.73	0.001
4	PA	CrT	$y = 53.4075 + 1.1321 \cdot x$	0.65	0.001
5	PA	FeN	$y = 811.2026 + 4.7016 \cdot x$	0.58	0.001
6	PA	MnCa	$y = 10.7275 - 0.1704 \cdot x$	-0.60	0.001
7	PA	MnN	$y = 101.4712 + 0.9161 \cdot x$	0.61	0.001
8	PA	MnT	$y = 636.3345 + 7.2455 \cdot x$	0.62	0.001
9	NA	AsCa	$y = 0.1238 + 0.0003 \cdot x$	0.27	0.029
10	NA	CdCa	$y = 0.0298 - 6.9976E-5 \cdot x$	0.27	0.027
11	NA	CrCa	$y = 0.018 - 1.7952E-5 \cdot x$	-0.11	0.383
12	NA	MnCa	$y = 8.9925 - 0.0218 \cdot x$	-0.25	0.039
13	NA	ZnCa	$y = 0.2632 - 0.0009 \cdot x$	-0.44	0.001
14	KA	AsCa	$y = 0.1464 + 5.4867E-5 \cdot x$	0.10	0.428
15	KA	CdCa	$y = 0.0242 - 1.366E-5 \cdot x$	-0.10	0.420
16	KA	CrCa	$y = 0.0177 - 1.0714E-5 \cdot x$	-0.12	0.324
17	KA	CuE	$y = 0.8257 - 0.0004 \cdot x$	-0.20	0.100
18	pH	AsCa	$y = 0.1117 + 0.0073 \cdot x$	0.07	0.589
19	pH	CdCa	$y = 0.0134 + 0.0015 \cdot x$	0.05	0.663
20	pH	CdN	$y = 0.0773 + 0.0093 \cdot x$	0.32	0.009
21	pH	FeCa	$y = 2.1649 - 0.3097 \cdot x$	-0.36	0.003
22	pH	MnCa	$y = 41.9823 - 5.9757 \cdot x$	-0.67	0.001
23	pH	MnN	$y = -35.3826 + 26.8658 \cdot x$	0.57	0.001
24	pH	MnT	$y = -303.4308 + 188.4201 \cdot x$	0.52	0.001
25	pH	NiCa	$y = 0.1929 - 0.0243 \cdot x$	-0.51	0.001
26	pH	ZnCa	$y = 0.8814 - 0.1219 \cdot x$	-0.55	0.001
27	pH	ZnT	$y = 51.0427 + 0.1753 \cdot x$	0.01	0.913

Z výše uvedené tabulky č. 5 je patrný pozitivní vliv aplikovaného fosforečného hnojení (PA) na obsah rizikových prvků v půdě, který byl zaznamenán převážně u extrakcí HNO<sub>3</sub> a totální koncentrace prvků v půdě. Došlo k silné pozitivní závislosti AsN na P hnojení (tab. č. 5 analýza 1). Další silná pozitivní korelace s P hnojením se projevila u CdN (tab. č. 5 analýza 2) a CrN (tab. č. 5 analýza 3). Také v případě CrT došlo k silné pozitivní korelaci s aplikovaným P (tab. č. 5 analýza 4). Stejně tak



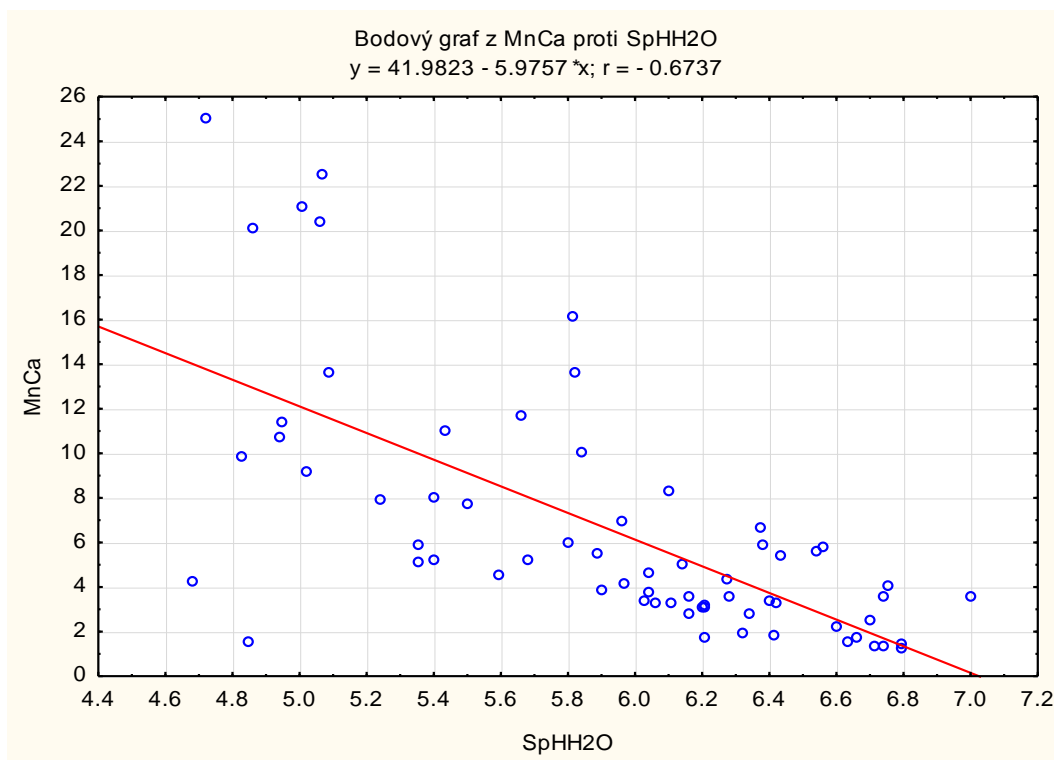
i v případě FeN došlo k silné pozitivní korelaci s P hnojením (tab. č. 5 analýza 5). Silná negativní korelace s P hnojením se naopak projevila u MnCa (tab. č. 5 analýza 6), k podobnému výsledku došlo i v případě N hnojení a koncentrace MnCa (tab. č. 5 analýza 12). Extrakce MnN a MnT vyšly pozitivně korelovány s P hnojením (tab. č. 5 analýza 7 a 8). U ostatních rizikových prvků nebyla zaznamenána významně silná pozitivní či negativní korelace s N, P, K hnojením.

V případě aplikovaného N hnojení (NA) byla zaznamenána slabší pozitivní závislost mezi NA a AsCa (tab. č. 5 analýza 9) a také mezi NA a CdCa (tab. č. 5 analýza 10). Dále byla zaznamenána negativní závislost mezi NA a ZnCa (tab. č. 5 analýza 13). Na ostatní rizikové prvky pak nemělo N hnojení významný vliv.

Z celého souboru dat nebyl zjištěn žádný vliv aplikace K (KA) na obsah rizikových prvků v půdě ani u jedné z extrakcí (tab. č. 5 analýza 14 - 17).

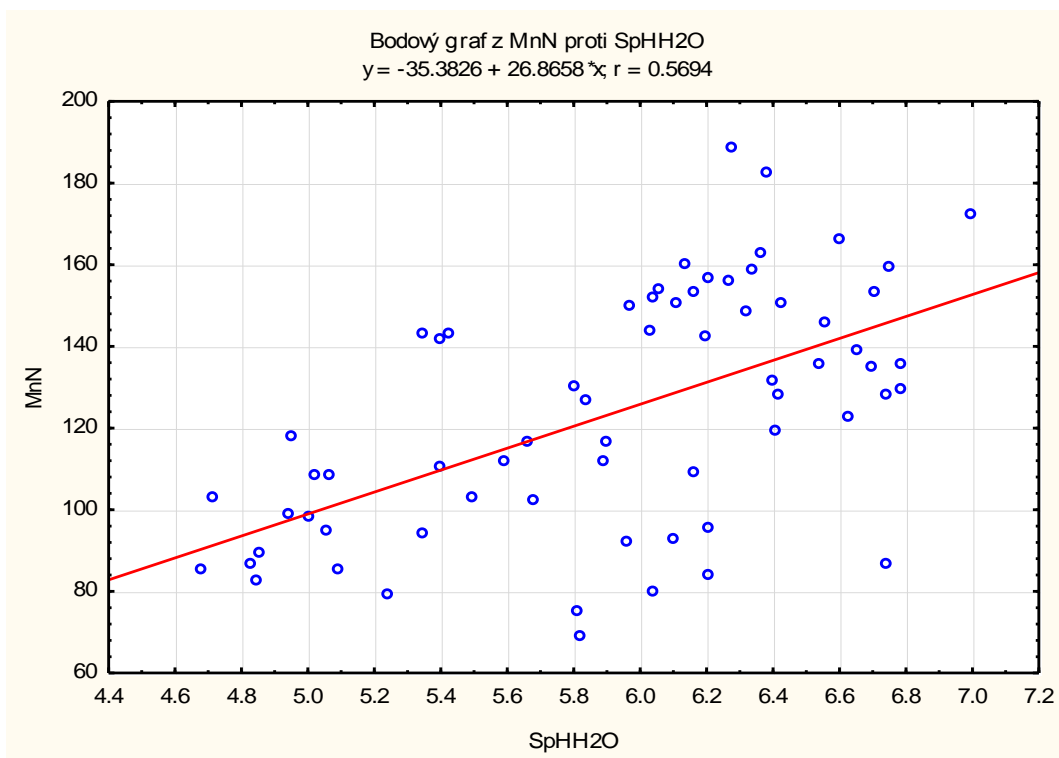
Jak uvádí tabulka č. 5 analýza 18, nedošlo k významnému vlivu půdního pH na koncentraci AsCa v půdě. Vliv půdního pH nebyl prokázán ani u CdCa (tab. č. 5 analýza 19), pouze u CdN byla zaznamenána slabší pozitivní korelace s půdním pH (tab. č. 5 analýza 20).

Výraznější vliv půdního pH se projevil u manganu, kdy v případě MnCa došlo k silné negativní korelaci s vyšším půdním pH (obr. č. 3).

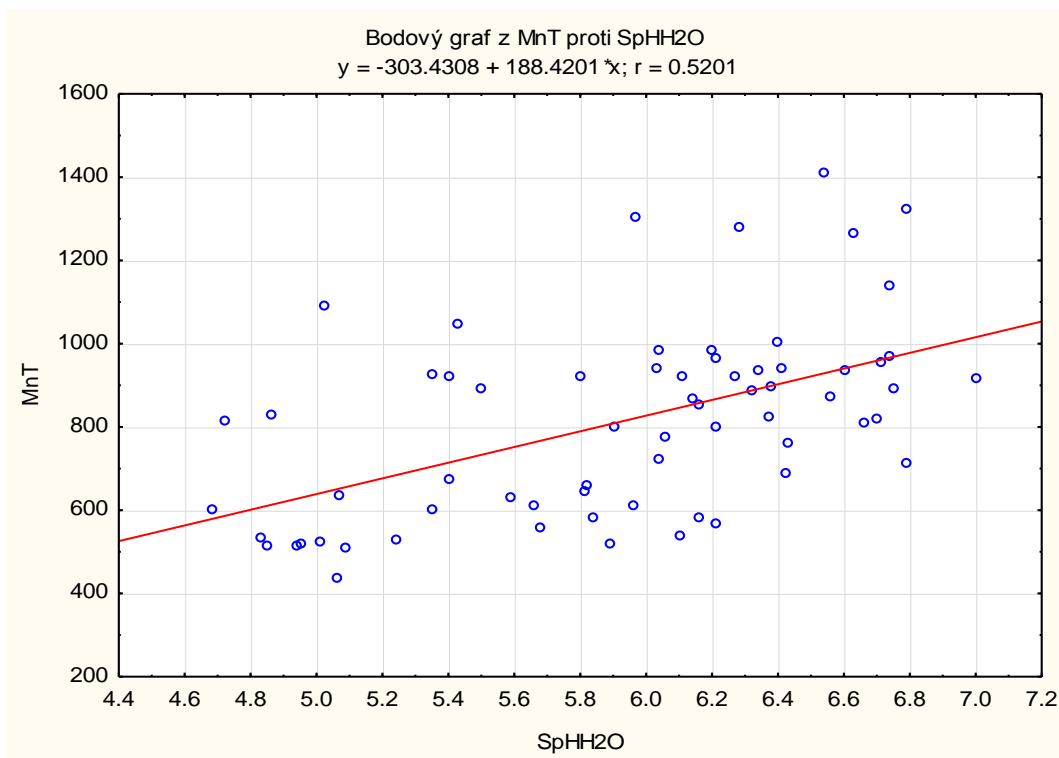


**Obr. č. 3:** Bodový graf znázorňuje silnou negativní korelaci mezi MnCa a vyšším půdním pH

Naproti tomu, došlo k silné pozitivní korelaci u extrakcí MnN a MnT (obr. č. 4 a 5 ) s vyšším půdním pH (tab. č. 5 analýzy 23 a 24).



**Obr. č. 4:** Bodový graf znázorňuje silnější pozitivní korelaci mezi MnN a vyšším půdním pH

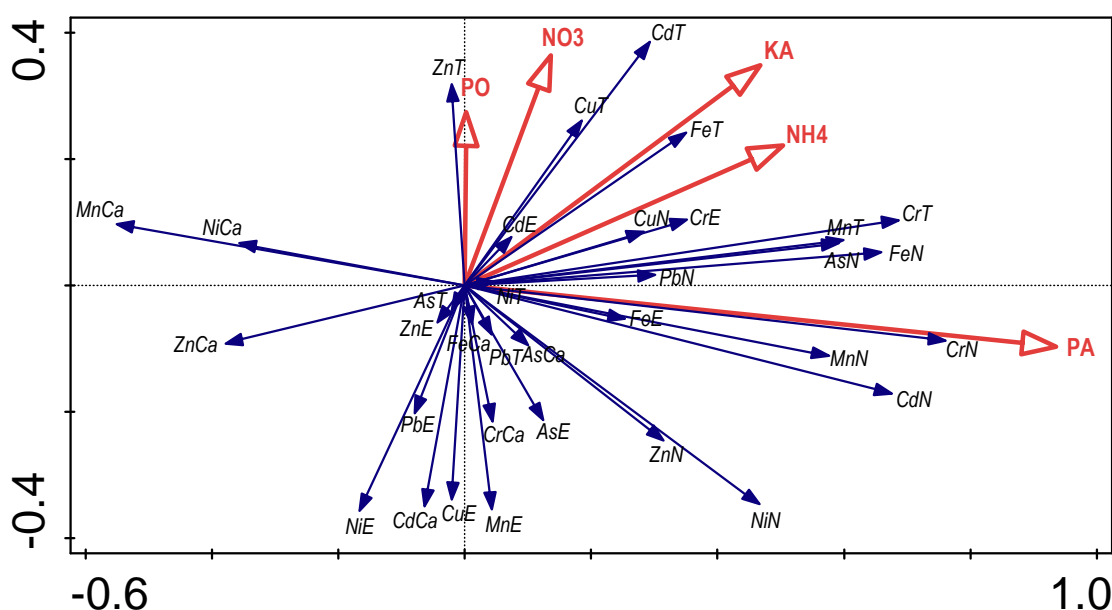


**Obr. č. 5:** Bodový graf znázorňuje silnější pozitivní korelaci mezi MnT a vyšším půdním pH

Další závislost vyšší koncentrace prvku na půdním pH byla zaznamenána pouze u Ni a Zn, kde došlo k negativní korelaci NiCa (tab. č. 5 analýza 25) a ZnCa (tab. č. 5 analýza 26) a půdním pH. Výsledkem bylo, že při nižším půdním pH je koncentrace obou prvků vyšší než při vyšším půdním pH.

### 5.3. Výsledky mnohorozměrné analýzy – RDA

Podle redundanční analýzy - RDA (obr. č. 6) byl vliv hnojení na koncentraci rizikových prvků v půdě významný ( $F = 3,1$ ;  $P = 0,001$ ) a vysvětluje 22 % procent variability celkových dat. Permutační test Monte Carlo 999 vyšel na všech čtyřech osách statisticky významný. Ordinační diagram jasně ukazuje účinky jednotlivých hnojení na koncentraci rizikových prvků v půdě.



**Obr. č. 6:** Ordinační diagram RDA zobrazuje vliv aplikovaných hnojení na koncentraci prvků v půdě. Zkratka Ca - extrakce  $\text{CaCl}_2$  - rostlinám dostupné; E - extrakce EDTA - snadno mobilizovatelné; N - extrakce  $\text{HNO}_3$  - potenciálně mobilizovatelné a T - extrakce Aqua regia - totální obsah prvku v půdě.

Jak je patrné z RDA analýzy, nacházely se na levé straně ordinačního diagramu extrakce prvků rostlinám snadno dostupných (extrakce  $\text{CaCl}_2$ ), a to MnCa, NiCa, ZnCa. Zatímco na pravé straně ordinačního diagramu se nacházely extrakce potenciálně mobilizovatelných prvků (extrakce  $\text{HNO}_3$ ) AsN, CdN, CrN, FeN, MnN, NiN a ZnN, které byly pozitivně korelovány s aplikovaným minerálním fosforem - PA (obr. č. 6).

Totální koncentrace prvků CuT, CdT, FeT, CrT, MnT byly pozitivně korelovány s aplikací amonného dusíku (NH<sub>4</sub>) a s aplikací minerálního draslíku KA (obr. č. 6).

Jak je dále patrné z obrázku č. 6 s aplikací minerálního fosforu (PA) byly pozitivně korelovány převážně prvky potenciálně dostupné (extrakce HNO<sub>3</sub>) AsN, CdN, CrN, FeN, MnN, NiN, ZnN. A naopak negativně s PA byly korelovány prvky rostlinám dostupné (extrakce CaCl<sub>2</sub>) MnCa, NiCa, ZnCa (obr. č. 6).

S aplikací organického fosforu (PO) byly negativně korelovány prvky snadno mobilizovatelné (extrakce EDTA) AsE, CuE, MnE, NiE, PbE. K pozitivní korelaci s PO došlo u koncentrace ZnT (obr. č. 6).

## 6. Diskuze

Předmětem této práce byla především analýza dat z dlouhodobého hnojení trvalého travního porostu ve Steinachu (dále jen SGE - Steinach Grassland Experiment) organickými a minerálními N, P, K hnojivy. Otázkou bylo zjistit, zda 85 let hnojení trvalého travního porostu mělo vliv na vyšší obsah rizikových prvků (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb a Zn) v půdě prostřednictvím extrakcí  $\text{CaCl}_2$ , EDTA,  $\text{HNO}_3$  a Total. A také, zda byly překročeny limity české národní legislativy podle vyhlášky 13/1994 Sb.. Koncentrace rostlinám snadno dostupných prvků ( $\text{CaCl}_2$ ) a snadno mobilizovatelných prvků (EDTA) však nemohly být s vyhláškou 13/1994 Sb. porovnány, protože nemá pro tyto extrakce limity stanoveny. Z tohoto hlediska, tak byly sledovány pouze limity extrakcí  $\text{HNO}_3$  a Total. V dalším kroku pak bylo zjišťováno, zda byly koncentrace rizikových prvků vyšší ve srovnání s jinými dlouhodobými experimenty (Uprety et al. 2009; Hejcman et al. 2009). A také, zda hnojiva půdu ve větší míře kontaminovala. Z výsledků analýzy dlouhodobého travního experimentu v SGE vyplynulo, že výše obsahu rizikových prvků v půdě trvalého travního porostu po 85 letech hnojení organickým a minerálním N, P, K dopadla takto:

### Arsen (As)

Koncentrace rostlinám dostupného AsCa a snadno mobilizovatelného AsE na kontrolních plochách byla přibližně stejná jako na plochách hnojených a jejich průměrné hodnoty byly nízké a přibližně stejné jako naměřili i v jiných experimentech (Hejcman et al. 2009, Uprety et al. 2009). Zaznamenána byla také variabilita hodnot mezi vzorky se stejnou variantou hnojení. Výsledky mnohorozměrné analýzy ukázaly slabý vliv PA hnojení na obsah AsCa a AsE v půdě. Podobně i Sistr et al. (2007) nepozorovali výrazné změny v mobilní frakci As v půdě vlivem P hnojení v laboratorních podmínkách. Byl však prokázán výrazný pozitivní vliv PA hnojení na koncentraci AsN v půdě, což je v souladu i s výsledky jiných autorů, v jejichž experimentech byla také použita Thomasova moučka (Hejcman et al. 2009). Předpokladem tedy je, že navýšení AsN frakcí v půdě bylo pravděpodobně způsobeno v minulosti používaným dlouhodobým hnojením Thomasovou moučkou, o níž je známo, že obsahuje zvýšené koncentrace As.

Koncentrace AsN a AsT byly hluboce pod limity stanovenými pro zemědělské půdy v ČR a měly přibližně stejné hodnoty, jako naměřili Hejcman et al. (2009) a Uprety et al. (2009) ve svých dlouhodobých experimentech s hnojením travních porostů

a orné půdy. Pouze v jednom případě byla limitní AsT hodnota překročena, a to na ploše 91/2, která byla hnojena pouze N60 ve formě NO<sub>3</sub>. Mnohorozměrná analýza potvrdila negativní korelaci AsT a NO<sub>3</sub> a NH<sub>4</sub>. Podle Woolsona et al. (1971) může být příčinou zvýšené koncentrace As v půdě vysoký obsah chemicky reaktivního Fe v půdě v důsledku opakovaného hnojení. V půdách s nízkým obsahem chemicky reaktivního Fe, se pak As může hromadit tvorbou komplexů s chemicky reaktivním Al nebo s vyměnitelným Ca (Jiao et al. 2012).

### **Kadmium (Cd)**

Koncentrace rostlinám dostupného CdCa a snadno mobilizovatelného CdE na kontrolních plochách byla přibližně stejná jako na plochách hnojených a jejich průměrné hodnoty byly nízké. Vysvětlit by se to dalo tím, že jakékoliv hnojivo, které bylo až dosud použito, mělo velmi nízký obsah Cd. U fosforečného hnojiva Thomasova moučka, které vzniká jako vedlejší produkt výroby oceli, je obsah Cd ve srovnání s ostatními fosforečnými hnojivy velmi nízký. Je to dáno tím, že Cd se při vysokých teplotách v průběhu procesu výroby oceli odpařuje (Hejcman et al. 2009). V SGE bylo toto hnojivo v minulosti používáno, v posledních letech však byly používány i jiné superfosfáty, které měly na rozdíl od jiných dlouhodobých experimentů (Neméth et al. 2002; Otero et al. 2005; Cesur et Kartal 2007; Chen et al. 2007) obsahy Cd mnohem nižší.

K podobnému výsledku jako v SGE došli i Jeng et Singh (1995), kteří po 70 letech aplikace fosfátových hnojiv, zaznamenali pouze mírné zvýšení Cd v půdě.

Přestože použité superfosfáty obsahovaly Cd v malém množství, tak výsledky mnohorozměrné analýzy prokázaly silnou pozitivní korelaci mezi PA hnojením a koncentrací CdN a CrT v půdě. K přibližně stejnému výsledku dospěly i ostatní dlouhodobé experimenty (Hejcman et al. 2009; Uprety et al. 2009).

Ukázalo se, že průměrné koncentrace CdT byly podle českých legislativních norem nízké, ale v několika případech dosáhly hodnot vyšších, a to jak na plochách hnojených minerálně, tak i organicky. Jedna minerálně hnojená plocha 212/Ca dosáhla limitní hodnoty CdT - 1 mg.kg<sup>-1</sup> podle vyhlášky č. 13/1994 Sb. a čtyři další, přibližně stejně minerálně hnojené plochy, měly v průměru 0,95 mg.kg<sup>-1</sup>. Naproti tomu dosáhla vyšší hodnoty CdT - 0,91 mg.kg<sup>-1</sup> v půdě i jedna organicky hnojená plocha 41/1. Mohlo to být dáno tím, že organické hnojení obsahuje huminové kyseliny, které s Cd tvoří cheláty a ty pak snižují jeho dostupnost v půdním roztoku (Loganathan et al. 1997; Kabata – Pendias 2011; Zhao et Wang 2010; Wang et al. 2016), a tím dochází k jeho akumulaci v pevné části půdy.

Velký význam na mobilitu Cd v půdě má kromě organické hmoty i půdní pH, nežádoucí mobilita Cd se dá podle Vaňka et al. (2012) zamezit vápněním. Z výsledků regresní analýzy vyplývá pozitivní vliv půdního pH na koncentraci CdN v půdě. Ukázalo se, že při vyšším pH je koncentrace CdN vyšší než při nižším pH. Toto potvrzuje i Jiao et al. (2012), podle kterého dochází v alkalickém prostředí srážení Cd a v důsledku toho zůstává v pevné fázi půdy. Dalším z možných vysvětlení vyšší koncentrace Cd v půdě mohl být geogenní původ (Hejcman et al. 2009). Mohlo také dojít ke kontaminaci půd Cd před začátkem experimentu, protože Cd může přetrvávat v ekosystému velmi dlouhou dobu (Abaye et al. 2005; Uprety et al. 2009).

### **Chrom (Cr)**

Koncentrace rostlinám dostupného CrCa a snadno mobilizovatelného CrE na kontrolních plochách byla přibližně stejná jako na plochách hnojených. Nebyl zde zaznamenán výrazný vliv aplikace P na rostlinám dostupný Cr (CrCa). Mohlo by to být způsobeno tím, že naprostá většina Cr zůstala pevněji vázána v půdě a bylo možné ji detekovat až při použití silného extrakčního činidla HNO<sub>3</sub> nebo Aqua regia.

Tento výsledek byl podpořen regresní analýzou, kde naopak koncentrace CrT a CrN byly pozitivně korelovány s vyšší aplikací P. Pozitivní vliv aplikace PA na vyšší obsah CrN v půdě je patrný i z RDA analýzy a lze jej doložit i plochami nehnojenými fosforem, kde byl obsah Cr nejnižší. Nejvyšší hodnoty CrT jsou nejčastěji zaznamenány na plochách hnojených minerálním hnojením N160P44K174 (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, což bylo podpořeno i RDA analýzou.

Průměrné hodnoty koncentrací CrN a CrT byly na rozdíl od ostatních dlouhodobých experimentů (Hejcman et al. 2009; Uprety et al. 2009) výrazně vyšší, stále však nepřekročily limity povolené českou národní legislativou.

Vyšší akumulace CrN a CrT v půdě mohla být zřejmě způsobena v minulosti aplikovanou Thomasovou moučkou, která patří k hnojivům s největším obsahem Cr (Hejcman et al. 2009, Uprety et al. 2009).

### **Měď (Cu)**

Koncentrace rostlinám dostupného CuCa a snadno mobilizovatelného CuE na kontrolních plochách byla přibližně stejná jako na plochách hnojených a jejich průměrné hodnoty byly nízké a přibližně shodné s výsledky ostatních experimentů s dlouhodobým hnojením zemědělských půd (Hejcman et al. 2009, Uprety et al. 2009).

Z RDA analýzy je patrné, že došlo k pozitivní korelaci organického PO a nitrátového hnojení  $\text{NO}_3$  s totálním obsahem CuT v půdě a také s minerálním hnojením KA. K podobnému výsledku dospěli i v Rengen Grassland Experimentu (Hejcman et al. 2009). Naproti tomu došlo k negativní závislosti těchto dvou hnojení na snadno dostupnou měď (CuE). Tento výsledek se dá vysvětlit tím, že se Cu váže na huminové a fulvonové či fulvinové kyseliny, čímž dochází k jejímu zadržování v půdách. S těmito organickými sloučeninami pak vytváří komplexy a je velmi těžko uvolnitelná oproti jiným kationtům (Clemente et al. 2006; Kabata – Pendias 2011). Je proto velmi málo pohyblivá a větší část je soustředěna v humusovém horizontu (Vaněk et al. 2012).

### **Železo (Fe)**

Obsah FeN se na většině experimentálních ploch pohyboval v rozmezí od 600 do 1000  $\text{mg.kg}^{-1}$ , přičemž nejvyšší obsah FeN měly plochy minerálně hnojené s dusíkem ve formě  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  a s roční aplikací P 44  $\text{kg ha}^{-1}$ . Toto je patrné i z RDA analýzy, kde je vidět korelace PA a  $\text{NH}_4$  s potenciálně dostupným FeN v půdě. Tento výsledek je podpořen i regresní analýzou, kde byla zaznamenána silná pozitivní korelace mezi P hnojením a FeN v půdě. U celkové koncentrace (FeT), měly taktéž plochy minerálně hnojené s amonným dusíkem skoro dvojnásobné hodnoty, v tomto případě však RDA analýza ukázala silnou korelaci FeT mimo jiné s aplikací minerálního draslíku (KA).

Mohlo to být dáno tím, že použitá hnojiva více okyselila půdní prostředí a biologická dostupnost Fe pro rostliny byla nižší, a tudíž se nedostalo do půdního roztoku a zůstalo v pevné složce půdy. Podle Škrbice et al. (2007) je biologická dostupnost Fe pro rostliny vyšší na vápenatých půdách a také z organických hnojiv.

Obsah železa v půdě byl ve všech koncentracích shodný i s jinými dlouhodobými experimenty (Hejcman et al. 2009, Uprety et al. 2009).

### **Mangan (Mn)**

V extrakci MnCa měla většina experimentálních ploch průměrnou hodnotu koncentrace 7  $\text{mg.kg}^{-1}$ , výjimku tvořilo pět ploch, u kterých byly hodnoty trojnásobně vyšší. Tyto plochy měly společné to, že nebyly hnojeny P.

Následně byl tento výsledek podpořen i regresní analýzou, kde došlo k negativní korelaci mezi MnCa a P hnojením. Ukázalo se, že s vyšší aplikací P dochází k nižší koncentraci MnCa. Což také bylo potvrzeno tím to, že plochy, které nebyly hnojeny P, měly obsah MnCa vyšší. Následně vyšla u extrakcí MnN a MnT silná pozitivní



korelace s P hnojením. Ukázalo se, že s vyšší dávkou P hnojení se zvyšuje koncentrace MnN a MnT v půdě. Z těchto výsledků vyplývá, že došlo zřejmě k tomu, že přítomnost P snížila mobilitu Mn, a ten se pak nemohl uvolnit do půdního roztoku a došlo k jeho navýšení v místech pro rostliny nesnadno dostupných.

Zaznamenaná byla také negativní korelace mezi MnCa a půdním pH. Z výsledků je patrné, že při nižším pH byla koncentrace MnCa v roztoku vyšší. To mohlo být dáno tím, že v redukčních podmínkách, které jsou na vlhkých aluviálních loukách, se mangan vyskytuje ve formě iontů  $Mn^{2+}$  a Mn-chelátů, které jsou snadno sorbovány do půdního roztoku (Vaněk et al. 2012) a MnCa tak mohl být rostlinami odčerpán. Naproti tomu u koncentrací MnN a MnT byla zaznamenána silná pozitivní závislost těchto prvků na vyšším půdním pH. Ukázalo se, že tam kde bylo vyšší pH, byly hodnoty koncentrací MnN a MnT vyšší.

Ve srovnání s ostatními experimenty, byla v SGE naměřena průměrná hodnota koncentrace MnE  $123 \text{ mg.kg}^{-1}$ , v Ruzyni Field Experimentu (RFE) byla koncentrace MnE  $300 \text{ mg.kg}^{-1}$  a v Rengen Grassland Experimentu (RGE) byla MnE  $600 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Naměřené hodnoty koncentrace MnT byly naopak ve Steinachu vyšší (o  $300 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) než v Ruzyni, a nižší (o  $200 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) než v Rengenu. Tyto rozdílné hodnoty mohly být způsobeny rozdílným geologickým podložím.

### **Nikl (Ni)**

Niklu bylo aplikováno v dávce hnojiva zřejmě příliš málo na to, aby to ovlivnilo jeho vyšší koncentraci v 0-10 cm vrstvě půdy. Mohlo také dojít k tomu, jak uvádí Liu et al. (2007), že aplikace fosfátů výrazně snížila mobilní část niklu v půdě. Průměrný obsah Ni v půdách ( $40 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) je zpravidla ovlivňován charakterem podložních hornin, tam kde je podloží například serpentinit, může být jeho obsah 100 – 7000  $\text{mg.kg}^{-1}$ . Znamená to, že nižší obsah Ni v půdě mohl být ovlivněn geologickými podmínkami.

### **Olovo (Pb)**

Koncentrace PbCa, PbE a PbN na kontrolních plochách byla přibližně stejná jako na plochách hnojených a jejich průměrné hodnoty byly nízké. U celkové koncentrace PbT se hodnoty pohybovaly od 24 do  $52 \text{ mg.kg}^{-1}$ , přičemž nízké i vysoké hodnoty byly jak na plochách s nižším či vyšším pH, tak na plochách hnojených minerálně i organicky. Výsledné hodnoty byly zřejmě geologického původu a hnojení na ně nemělo významný vliv. Ve výsledcích sice byla zaznamenána pozitivní korelace mezi P hnojením a PbN, což znamená, že při vyšší

dávce P se zvýšila koncentrace PbN v půdě. Korelační koeficient však byl velmi slabý, a proto tomu nebylo třeba dávat větší význam.

### **Zinek (Zn)**

Koncentrace rostlinám dostupného ZnCa, snadno mobilizovaného ZnE; potenciálně mobilizovatelného ZnN a celkové koncentrace ZnT byly na kontrolních plochách přibližně stejné jako na plochách hnojených a jejich průměrné hodnoty byly nízké. Z RDA analýzy je však patrná pozitivní korelace ZnT na organickém P hnojení. Podobné výsledky byly zaznamenány i v Ruzyně Field Experimentu (Uprety et al. 2009), kde byla organická hnojiva také korelována s ZnT, ZnE, ZnN. To by mohlo souviset s tím, že organická hnojiva obsahují vyšší obsah Cu a Zn, protože ve velkochovech hospodářských zvířat jsou podávány dobytku léky proti průjmu obsahující tyto prvky.

Z RDA analýzy je patrná negativní korelace ZnCa a N hnojení. Výsledky regresní analýzy tuto informaci podpořily a ukázalo se, že při vyšší dávce N se snižuje obsah ZnCa v roztoku. To následně potvrdila i pozitivní závislost ZnT na aplikaci N, kdy s vyšší dávkou N stoupá obsah ZnT v půdě.

Vzhledem k tomu, že N hnojiva okyselují půdu, mohlo mít půdní pH vliv na obsah Zn v půdě. Tento vliv půdního pH je patrný i z regresní analýzy, kdy se prokázala negativní korelace mezi ZnCa a pH. Ukázalo se, že při nižším pH bylo ZnCa v roztoku více než při vyšším pH. To se pak projevilo nejvíce na plochách s nižším půdním pH. Tyto výsledky odpovídají tomu, že podle Vaňka et al. (2012) se dá zamezit mobilitě zinku, aby se nedostal do půdního roztoku, vápněním. Dalším z možných vysvětlení vyšší koncentrace ZnT je pokles mobility Zn na vápněných půdách (Kucharski et al. 2005; Hejzman et al. 2009).

Také ve spojení s P hnojením výsledky ukázaly negativní korelaci mezi ním a ZnCa. Vyšlo najevo, že při vyšší dávce P byl menší obsah ZnCa v roztoku, a následně byla zaznamenána i pozitivní korelace mezi ZnN a P hnojením, kdy při vyšší dávce P se zvýšil obsah ZnN v půdě.

Celkově lze tedy říci, že v rámci různých variant hnojení, nebyly v SGE zjištěny výrazné vlivy aplikovaných hnojiv na vyšší obsah rizikových prvků v půdě. Pouze dvě plochy překročily limit dle vyhlášky 13/1994 Sb., v jednom případě to byla totální koncentrace As a ve druhém totální koncentrace Cd. Předpokladem je, že ani v jednom případě na tento výsledek nemělo vliv hnojení, ale spíše geogenní původ.

Tyto výsledky mohly být také dány tím, že hnojení naopak zlepšilo odstraňování rizikových prvků z půdy, a to zvýšením produkce biomasy. Podobně tomu bylo i v případě de Vriese a McLaughlina (2013), kteří při pokusech na australské půdě zjistili, že hnojení nezvyšovalo koncentraci Cd půdě, protože většina z prvků obsažených v hnojivech byla akumulována plodinami a odstraněna sklizní z pole. Ke stejným výsledkům dospěli i Yu et al. (2011), kteří zjistili, že nedostatek některých půdních mikronutrientů v severní Číně byl urychlen dlouhodobou intenzivní produkcí plodin. Proto bývají obsahy rizikových prvků v půdách ovlivněny nejen vstupem hnojiv, ale i ve vztahu k celkové produkci plodin (Chen et al. 2007; Yu et al. 2011).

## 7. Závěr

Hlavním výsledkem této práce bylo zjištění, že ani 85 let dlouhodobého hnojení nebyla dostatečně dlouhá doba k tomu, aby došlo výrazně k překročení hranice vyšších koncentrací potenciálně mobilizovatelných ( $\text{HNO}_3$ ) a celkových koncentrací rizikových prvků (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) v půdě podle vyhlášky 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu.

Pouze dvě plochy překročily limit dle vyhlášky 13/1994 Sb., v jednom případě to byla totální koncentrace As a ve druhém případě totální koncentrace Cd. Překročení však nebylo vysoké a tento výsledek mohl být zřejmě z jiného důvodu, než vlivem dlouhodobého hnojení.

Větší vliv na obsahy rizikových prvků v půdě než hnojení může mít atmosférická depozice, jak ukazují výsledky Jiao et al. (2012), podle kterých má P hnojení přibližně stejný vliv na obsah As v půdě jako atmosférická depozice.

Stejně tak i Uprety et al. (2009) došli k závěru, že aplikace organických a minerálních hnojiv minimálně kontaminují půdy As, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn a to i poté, co byly používány více než 50 let.

Vyšší hodnoty celkové koncentrace Cr, ve srovnání s jinými dlouhodobými experimenty (Hejcman et al. 2009; Uprety et al. 2009), byly nejčastěji zaznamenány na plochách hnojených minerálním hnojením N160P44K174  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  a byly zřejmě způsobeny v minulosti používaným fosforečným hnojivem Thomasova moučka.

Fosforečné hnojení mělo pozitivní vliv na vyšší obsah potenciálně mobilizovatelných prvků As, Cd, Cr, Fe, Mn, Ni, tyto prvky však zůstaly v pevné části půdy. Na prvky obsažené v půdním roztoku Mn, Ni a Zn mělo naopak fosforečné hnojení vliv negativní a vyšší obsahy těchto prvků byly tam, kde hnojeno P nebylo.

## 8. Přehled literatury a použitých zdrojů

ABAYE DA, LAWLOR K, HIRSCH PR, BROOKES C., 2005: Changes in the microbial community of the arable soil caused by long-term metal contamination. *Eur J Soil Sci* 56:93–102.

ADELI A., SISTANY K.R., TEWOLDE H., ROWE D.E., 2007: Broiler litter application effects on selected trace elements under conventional and no-till systems. *Soil Sci* 172:349–365.

ADRIANO D. C., 2001: Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals. Second edition, Springer-Verlag, New York, 867.

ALLOWAY B. J., 1990: Heavy Metals in Soils. Blackie Academic and Professional, Glasgow and London, 339 s.

ALLOWAY B.J., 2009: Soil factors associated with zinc deficiency in crops and humans. *Environ. Geochem. Health* 31, 537–548

BALÍK J., ŠTÍPEK K., ČERNÝ J., 2006: Precizní zemědělství. II. část: Výživa rostlin a hnojení v systému precizního hospodaření. Výzkumný ústav rostlinné výroby v.v.i., Praha, 34 s.

BALÍK J., PAVLÍKOVÁ D., TLUSTOŠ P., VANĚK V., 2010: Význam dlouhodobých pokusů pro praxi, vědu a zaměření výzkumu. In: Vaněk V., Balík J., Pavlíková D. et Tlustoš P.[eds]: Sborník z XVI. mezinárodní konference „Racionální použití hnojiv zaměřené na úlohu a význam dlouhodobých pokusů ve výživě rostlin“. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha, 13-19 s.

BAKER A. J. M., MCGRATH S. P., REEVES R. D., SMITH J. A. C., 2000: Metal Hyperaccumulator Plants: Review of the Ecology and Physiology of a Biological Resource for Phytoremediation of Metal-Polluted Soils. In: Terry N., Bañuelos G. (2000): Phytoremediation of Contaminated Soils and Water, Lewis Publishers CRC, Boca Raton, Florida, USA, 85-108.

BENEŠ S., 1994: Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí – II. část. Ministerstvo zemědělství ČR, Praha, 158 s.

BENKE M.B., INDRARATNE S.P., HAO X., CHANG C., GOH T.B., 2008: Trace element changes in soil after long-term cattle manure applications. *J Environ Qual* 37:798–807.

BERENQUER P., CELA S., SANTIVERY F., BOIXADERA J., LLOVERAS J., 2008: Copper and zinc soil accumulation and plant concentration in irrigated maize fertilized with liquid swine manure. *Agron J* 100:1056–1061.

BORŮVKA L., HUANWEI C., KOZÁK J., KRIŠTOUFKOVÁ S., 1996: Heavy contamination of soil with cadmium, lead and zinc in the alluvium of the Litavka river. *Rostl Výr* 42:543-550

BORŮVKA L., DRÁBEK O., 2002: Rozdělení těžkých kovů mezi frakcemi humusu v silně kontaminované půdě. Sborník přednášek „Mikroelementy 2002“, Nová Rábyně, 134-138.

BOTTA-DUKÁT, Z., CHYTRÝ M., HÁJKOVÁ, P., HAVLOVÁ, M., 2005. Vegetation of lowland wet meadow along a climatic continentality gradient in central Europe. *Preslia* 77, 89–111.

BRADL H. B., 2005: Heavy metals in the environment, volume 6, London, Elsevier LTD, ISBN 0-12-088381-3

BROWN S.L., HENRY C.L., CHANEY R.L., COMPTON H., DEVOLDER P.S., 2003: Using municipal biosolids in combination with other residuals to restore metalcontaminated mining areas. *Plant and Soil* 249, 203–215.

CARLSON D., SEHESTED J., FENG Z., POULSEN H.D., 2008: Serosal zinc attenuates serotonin and vasoactive intestinal peptide induced secretion in piglet small intestinal epithelium in vitro. *Comp Biochem Physiol Comp Physiol* 149:51–58.

CESUR H., KARTAL M.E., 2007: Determination of cadmium levels in agricultural areas of Carsamba and Bafra Plains. *Environ Monit Assess* 132:165–169.

DE LA TORRE A.I., JIME'NEZ J.A., CARBALLO M., FERNANDEZ J.R., MUNOZ M.J., 2000: Ecotoxicological evaluation of pig slurry. *Chemosphere* 4:1629–1635.

DIEPOLDER, M., SCHRÖPEL, R., 2003: Effekte unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität bei weidelgrasreichem Dauergrünland—Ergebnisse eines bayerischen Langzeitversuches (Effects of different management intensities on a *Lolium perenne* rich permanent grassland—Results of a Bavarian long term experiment). In: Tagungsband der 47. Jahrestagung der Arbeitsgemeinschaft für Grünland und Futterbau (AGGF) in der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften e.V, Braunschweig, pp. 117–120.

DIEPOLDER M., SCHNEIDER B., JAKOB B., 2005: Ergebnisse von der Weiherwiese dem ältesten Grünlandversuch Bayerns (Results from the Weiherwiese—The Oldest Long-term Grassland Fertilizer Experiment in Bavaria), 2. Schule und Beratung, Bayerns, pp. 11–17.

DISSANAYAKE C.B., CHANDRAJITH R., 2009: Phosphate mineral fertilizers, trace metals and human health. *J Natl Sci Found Sri Lanka* 37: 153–165

FANG Y., SUN X.Y., YANG W.J., MA N., XIN Z.H., FU J., LIU X.C., LIU M., MARIGA A.M., ZHU X.F., HU Q.H., 2014: Concentrations and health risks of lead, cadmium, arsenic, and mercury in rice and edible mushrooms in China. *Food Chem* 147:147–151

GAO X., MOHR R.M., MCLAREN, D.L., GRANT C.S., 2011. Grain cadmium and zinc concentrations in wheat as affected by genotypic variation and potassium chloride fertilization. *Field Crop. Res.* 122, 95–103.

HEJCMAN M., SZÁKOVÁ J., SCHELLBERG J., ŠREK, P., TLUSTOŠ P., 2009: The Rengen Grassland Experiment: soil contamination by trace elements after 65 years of Ca, N, P and K fertiliser application. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 83, 39–50.

HEJCMAN M., SOCHOROVÁ L., PAVLŮ V., ŠTROBACH J., DIEPOLDER M., SCHELLBERG J., 2014: The Steinach Grassland Experiment: Soil chemical properties, swardheight and plant species composition in three cut alluvial meadow after decades-long fertilizer application *Agriculture, Ecosystems and Environment* 184. 76-87

HODAŇOVÁ V., 2013: Multivariate analysis of relationship between yield of winter wheat, soil chemical properties, concentration of elements (N, P, K, Ca, Mg, As, Cd, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) in grain and their uptake in the long-term fertilizer experiment. *Bakalářská práce, Česká zemědělská univerzita v Praze FŽP, Praha*

HORÁK J.; HEJCMAN M., 2013: Use of trace elements from historical mining for alluvial sediment dating. *Soil and Water Research* 8. 77-86.

CHANEY R. L., MALK M., LI Y. M., BROWN S. L., ANGLE J. S., BAKER A. J. M., 1997: Phytoremediation of soil metals. *Curr. Opin. Biotechnol.*, 8: 279-284.

CHEN W., CHANG A.C., WU L., 2007: Assessing long-term environmental risks of trace elements in phosphate fertilizers. *Ecotoxicol Environ Saf* 67:48–58.

JENG A.S., SINGH B.R., 1995: Cadmium status of soils and plants from a long-term fertility experiment in southeast Norway. *Plant Soil* 175, 67-74.

JIAO W.T., CHEN W.P., CHANG, A.C., PAGE A.L., 2012: Environmental risks of trace elements associated with long-term phosphate fertilizers applications: A review. *Environmental Pollution* 168: 44–53.

KABATA P.A., 2001: *Heavy Metals in Soils and Plants*, third ed. CRC Press, Boca Raton, Florida.

KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H., 2001: *Trace Elements in Soils and Plants*. 3. ed., CRC Press, USA, 432

KAFKA Z., PUNČOCHÁŘOVÁ J., 2002: Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. *Chemické listy* 96, str. 611-617.

KIEKENS L., CAMERLYNCK R., 1982: Transfer characteristics for uptake of heavy metals by plants. *Landwirtsch. Forsch., Sonderh.* 39, Kongressband, 255-261.

KOZÁK J., 1991: Těžké kovy v půdách. In: Cibulka J. a kol. (1991): *Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře*. Academia, Praha, 62-104

KUNZOVÁ E., HEJCMAN M., 2009: Yield development of winter wheat over 50 years of FYM, N, P and K fertilizer application on black earth soil in the Czech Republic. *Field Crop Research* 111, 226–234.

KUNZOVÁ E., HEJCMAN M., 2010: Yield development of winter wheat over 50 years of nitrogen, phosphorus and potassium application on greyic Phaeozem in the Czech Republic. *European Journal of Agronomy* 33, 166–174.

LI F, ZHENG Y.M., HE J.Z., 2010: Effect of long-term fertilization on total soil arsenic in China. In: Li BL (ed) *Ecological Complexity and Sustainability*. Ann NY Acad Sci. Wiley-Blackwell, Malden, pp E65–E73

LI Y, LI J, CHEN S, DIAO W., 2012: Establishing indices for groundwater contamination risk assessment in the vicinity of hazardous waste landfills in China. *Environ Pollut* 165:77-90.

LÜBBEN S., SAUERBECK D., 1991: The uptake and distribution of heavy metals by spring wheat. *Water Air Soil Pollut.*, 57-58: 239 - 247

MAKOVNÍKOVÁ J., 2000: Závislosti mezi vybranými půdními parametry a přístupným obsahem kadmia, olova, medi a zinku. *Rostl. Vyr.*, 46: 289-296.

MARSCHNER H., 1995: *Mineral Nutrition of Higher Plants*. 2nd ed. Academic Press, London, 889.

MARSCHNER P., KANDELER E., MARSCHNER B., 2003: Structure and function of the soil microbial community in a long-term fertilizer experiment. *Soil Biology & Biochemistry* 35, 453–461

MAZANEC O. et NERAD J., 1996: Průzkum obsahu rizikových prvků v půdách České republiky. SKZÚZ. Brno, 73 s.

MENCH M.J., 1998: Cadmium availability to plants in relation to major long-term changes in agronomy systems. *Agric Ecosyst Environ* 67:175–187.

MLADENOVIC A.A., FROHNE T., KRESOVIC M., STÄRK H.J., TOMIČ Z., LIČUNA V., RINKLEBE J., 2017: Biogeochemistry of Ni and Pb in a periodically flooded arable soil: Fractionation and redox-induced (im)mobilization *Elsevier Journal of Environmental Management* Volume 186, Part 2, 141-150.

MORENO-JIMÉNEZ E., FERNÁNDEZ J.M., PUSCHENREITER M., WILLIAMS P.N.; PLAZA C., 2016: Availability and transfer to grain of As, Cd, Cu, Ni, Pb and Zn in a barley agri-system: Impact of biochar, organic and mineral fertilizers. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 219. 171–178

MÜHLBACHOVÁ G., TLUSTOŠ P. 2006: Effect of liming on the microbial biomass and its activities in soil long-term contaminated by toxic elements. *Plant Soil Environ.*, 52, 345-352.

MŽP, 1994: Vyhláška č. 13/1994 kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu. Ministerstvo životního prostředí ČR, Praha, 12 s.



NĚMEČEK J., MACKŮ J., VOKOUN J., VAVŘÍČEK D., NOVÁK P., 2001: Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. Česká zemědělská univerzita, Praha, 78 s.

NĚMEČEK J., VÁCHA R. PODLEŠÁKOVÁ E., 2010: Hodnocení kontaminace půd v ČR. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha, 148 s.

NÉMETH T, MAGYAR M, CSATHÓ P, OSZTOICS E, BACZÓ G, HOLLÓ S, NÉMETH I., 2002: Long-term field evaluation of phosphate rock and superphosphate use strategies in acid soils of Hungary: two comparative field trials. *Nutr Cycl Agroecosyst* 63:81–89. doi: 10.1023/A:1020529001629

OTERO N., VITORIA L., SOLER A., CANALS A., 2005: Fertiliser characterisation: major, trace and rare earth elements. *Appl Geochem* 20:1473–1488.

PANDA S.K., UPADHYAY R.K., NATH S., 2010: Arsenic stress in plants. *J Agron Crop Sci* 196:161–174

PAVLÍKOVÁ D., PAVLÍK M., MATĚJŮ L., BALÍK J., 2008: Ekotoxikologie. Česká zemědělská univerzita, Praha.

PAVLŮ V., GAISLER J., PAVLŮ L., HEJCMAN M., LUDVÍKOVÁ V., 2012: Effect of fertiliser application on plant species composition of *Festuca rubra* grassland under cutting management and its after effect under abandonment. *Acta Oecol.* 45, 42-49

PEDERSON G.A., BRINK G.E., FAIRBROTHER T.E., 2002: Nutrient uptake in plant parts of sixteen forages fertilized with poultry litter: nitrogen, phosphorus, potassium, copper and zinc. *Agron J* 94:895–904

PETTERSSON, C.G., ECKERSTEN, H., 2007: Prediction of grain protein in spring malting barley grown in northern Europe. *European Journal of Agronomy* 27, 205-214.

RACLAVSKÝ K., RACLAVSKÁ H., MATÝSEK D., 2005: Ochrana půd. Učební texty, CD ROM. VŠB – TU Ostrava.

RICHTER R., 1996: Půdní úrodnost. Institut výchovy a vzdělávání Ministerstva zemědělství, Praha

RYANT P., RICHTER R., HLUŠEK, J., FRYŠČÁKOVÁ E., (poslední aktualizace 16. 2. 2017): Multimediální učební texty z výživy rostlin.

SINGH A., AGRAWAL M., MARSHALL F.M., 2010: The role of organic vs. inorganic fertilizers in reducing phytoavailability of heavy metals in a wastewater-irrigated area. *Ecological Engineering* 36, 1733-1740.

SILVERTOWN J., POULTON P., JOHNSTON, E., GRANT E., HEARD M., BISS P.M., 2006: The Park Grass Experiment 1856–2006: its contribution to ecology. *J. Ecol.* 94, 801–814.

STATSOFT, 2012: Statistica for Windows. StatSoft, Tulsa.

SUCHAROVÁ, J., SUCHARA, I., REIMANN, C., BOYD, R., FILZMOSER, P. et ENGLMAIER, P., 2011: Spatial distribution of lead and lead isotopes in soil B-horizon, forest-floor humus, grass (*Avenella flexuosa*) and spruce (*Picea abies*) needles across the Czech Republic. *Applied Geochemistry*. 26: 1205–1214.

SZÁKOVÁ J., TLUSTOŠ P., GÖSSLER W., FRKOVÁ Z., NAJMANOVÁ J., 2009: Mobility of arsenic and its compounds in soil and soil solution: the effect of soil pretreatment and extraction methods. *J Hazard Mater* 172: 1244–1251

SZÁKOVÁ J., TLUSTOŠ P., BALÍK J., PAVLÍKOVÁ D., BALÍKOVÁ M., 2000: Efficiency of extractants to release As, Cd, and Zn from main soil compartments. *Analisis* 28: 808–812

SOUDEK P., VÍCHOVÁ L., VALENOVÁ Š., PODLIPNÁ R., MALÁ J., VANĚK T., 2006: Arsen a jeho příjem rostlinami. *Chemické Listy* 100, 323–329.

ŠKRBIĆ B., ONJIA A., 2007: Multivariate analyses of mikroelement contents in beat cultivated in Serbia (2002). *Food Control* 18, 338–345.

ŠREK, P., HEJCMAN, M., KUNZOVÁ, E., 2012: Effect of long-term cattle slurry and mineral N, P and K application on concentration of N, P, K, Ca, Mg, As, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb and Zn in peeled potato tubers and peels. *Plant Soil and Environmental* 58: 167–173.

TER BRAAK, C.J.F., ŠMILAUER, P., 2002: *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA

TESAŘ S., BALÍK J., KOLÁŘ L., MATOUSCH O., TLUSTOŠ P., VANĚK V., VOSTÁL J., 1992: *Výživa rostlin a hnojení*. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.

TILLER K.G., 1989: Heavy metals in soils and environmental significance. *Adv. Soil Sci.*, 9: 113-142

TOMAŠTÍK M., 2010: *Pohyb těžkých kovů v environmentu*, Bakalářská práce. Univerzita T. Bati ve Zlíně, 37 str.

TU C., ZHENG C.R., CHEN H.M., 2000. Effect of applying chemical fertilizers on forms of lead and cadmium in red soil. *Chemosphere* 41, 133–138.

TLUSTOŠ P., SZÁKOVÁ J., KOŘÍNEK K., PAVLÍKOVÁ D., HANČ A., BALÍK J., 2006: The effect of liming on cadmium, lead, and zinc uptake reduction by spring wheat grown in contaminated soil. *Plant, Soil and Environment* 52, 16–24.

TLUSTOŠ P., Száková J., Šichorová K., Pavlíková D., Balík J., 2007. *Rizika kovů v půdě v agroekosystémech v ČR*. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i. Ruzyně, Praha

TYLER L. D., MCBRIDE M. B., 1982: Influence of Ca, pH and humic acid on Cd uptake. *Plant Soil*, 64: 259-262.

- UPRETY D., HEJCMAN M., SZÁKOVÁ J., KUNZOVÁ E., TLUSTOŠ P., 2009. Concentration of trace elements in arable soil after long-term application of organic and inorganic fertilizers. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 85: 241–252
- VACÍK, J., 1999: Přehled středoškolské chemie. Státní pedagogické nakladatelství, Praha.
- VANĚK V., BALÍK J., PAVLÍKOVÁ D., TLUSTOŠ P., 2002: Výživa a hnojení polních a zahradních plodin. Redakce odborných časopisů Ing. M. Sedláček, Praha, 132 s.
- VANĚK V., BALÍK J., PAVLÍKOVÁ D., TLUSTOŠ P., 2007: Výživa polních a zahradních plodin. Profi Press, Praha.
- VANĚK V., BALÍK J., KOLÁŘ L., 2010: Dlouhodobé pokusy a současnost. In: Vaněk V., Balík J., Pavlíková D. et Tlustoš P.[eds]: Sborník z XVI. mezinárodní konference „Racionální použití hnojiv zaměřené na úlohu a význam dlouhodobých pokusů ve výživě rostlin“. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha, 9-12.
- VONDRÁČKOVÁ S., HEJCMAN M., TLUSTOŠ P., SZÁKOVÁ J., 2013: Effect of quick lime and dolomite application on mobility of elements (Cd, Zn, Pb, As, Fe, and Mn) in contaminated soils. *Polish Journal of Environmental Studies* 22: 577–589.
- VONDRÁČKOVÁ S., SZÁKOVÁ J., DRÁBEK O., TEJNECKÝ V., HEJCMAN M., MÜLLEROVÁ V., TLUSTOŠ P., 2015: Aluminium Uptake and Translocation in Al Hyperaccumulator *Rumex obtusifolius* Is Affected by Low-Molecular-Weight Organic Acids Content and Soil pH. *PLoS ONE* 10(4):
- WANG Q., ZHANG J., XIN X., ZHAO B., MA D., ZHANG H., 2016: The accumulation and transfer of arsenic and mercury in the soil under a long-term fertilization treatment. Springer-Verlag Berlin Heidelberg: 427-437.
- 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, 273-303
- WOOLSON E.A., AXLEY J.H., KEARNEY P.C., 1971: The chemistry and phytotoxicity of arsenic in soils: I. Contaminated field soils. *Soil Sci. Soc. America Proc.* 35, 938-943.
- ZÁRUBOVÁ P., HEJCMAN M., VONDRÁČKOVÁ S., MRNKA L., SZÁKOVÁ J., TLUSTOŠ P., 2015: Distribution of P, K, Ca, Mg, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn in wood and bark age classes of willows and poplars used for phytoextraction on soils contaminated by risk elements, *Environ Sci Pollut Res.* 22:18801–18813
- ZHANG, H., LUO, Y., SONG, J., ZHANG, H., XIA, J., ZHAO, Q., 2011. Predicting As, Cd and Pb uptake by rice and vegetables using field data from China. *J. Environ. Sci. (China)* 23, 70-78

ZHENG YM, LIU YR, HU HQ, HE JZ (2008) Mercury in soils of free agricultural experimental stations with long-term fertilization in China. *Chemosphere* 72:1274–1278

Zhao, Z.Q., Zhu, Y.G., Li, H.Y., Smith, S.E., Smith, F.A., 2003. Effects of forms and rates of potassium fertilizers on cadmium uptake by two cultivars of spring wheat (*Triticum aestivum*, L.). *Environ. Int.* 29, 973-978.

Zhao, Z.Q., Zhu, Y.G., Smith, S.E., 2005. Cadmium uptake by winter wheat seedlings in response to interactions between phosphorus and zinc supply in soils. *J. Plant Nut.* 28, 1569-1580.

Zhao, F.J., McGrath, S.P., Meharg, A.A., 2010. Arsenic as a food chain contaminant: mechanisms of plant uptake and metabolism and mitigation strategies. *Annu. Rev. Plant Biol.* 61, 535-559.

### **Internetové zdroje**

[http://is.muni.cz/th/327906/prif\\_b/Biodostupnost\\_a\\_mobilita\\_toxickych\\_kovu\\_v\\_pudach\\_a\\_sedimentech.pdf](http://is.muni.cz/th/327906/prif_b/Biodostupnost_a_mobilita_toxickych_kovu_v_pudach_a_sedimentech.pdf) (cit. 10.9. 2016)

<http://www.ekolab.zamberk.cz> (cit. 9.5. 2016)

[http://web2.mendelu.cz/af\\_221\\_multitext/vyziva\\_rostlin/index.htm](http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/index.htm) (cit. 2.11. 2016)

## **9. Přílohy**

Příloha č. 1 je složena v záložce zadních desek diplomové práce.