

**MENDELOVA UNIVERZITA V BRNĚ
AGRONOMICKÁ FAKULTA**

DIPLOMOVÁ PRÁCE

BRNO 2015

Bc. JAKUB JANOVSÝ

Mendelova univerzita v Brně
Agronomická fakulta
Ústav agrochemie, půdoznalství, mikrobiologie a výživy rostlin



**Závislost obsahu vybraných kovů na množství a kvalitě organické
hmoty v půdě**
Diplomová práce

Vedoucí práce:
Ing. Petr Škarpa, Ph.D.

Vypracoval:
Bc. Jakub Janovský

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Zpracovatel : **Bc. Jakub Janovský**
Studijní program: Zemědělská specializace
Obor: Zemědělské inženýrství
Název tématu: **Závislost obsahu vybraných kovů na množství a kvalitě organické hmoty v půdě**
Rozsah práce: 50 – 60 stran

Zásady pro vypracování:

1. Vypracování literárního přehledu na zadané téma
2. Příprava půdních vzorků (vybrané druhy ZPF) odebraných v roce 2012 v oblasti regionu Moravské Kopanice k analýze
3. Analýza půdních vzorků na vybrané kovy a parametry organické hmoty v půdě
4. Vyhodnocení výsledků rozborů půdy v čase a posouzení jejich vzájemné závislosti a dynamiky změn
5. Navržení a realizace metodiky statistického zpracování dat

Seznam odborné literatury:

1. Informace dostupné na: www.ukzuz.cz (online)
2. Licencované databáze: CAB abstract (online)
3. Licencované databáze: Biological Abstracts (online)
4. Licencované databáze: SCOPUS (online)
5. Licencované databáze: Web of Science (online)

Datum zadání diplomové práce: říjen 2013

Termín odevzdání diplomové práce: duben 2015


Bc. Jakub Janovský
Autor práce




Ing. Petr Škarpa, Ph.D.
Vedoucí práce


Ing. Petr Škarpa, Ph.D.
Vedoucí ústavu


doc. Ing. Pavel Ryant, Ph.D.
Děkan AF MENDELU

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem práci: Závislost obsahu vybraných kovů na množství a kvalitě organické hmoty v půdě vypracoval samostatně a veškeré použité prameny a informace uvádím v seznamu použité literatury. Souhlasím, aby moje práce byla zveřejněna v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách ve znění pozdějších předpisů a v souladu s platnou *Směrnicí o zveřejňování vysokoškolských závěrečných prací*.

Jsem si vědom, že se na moji práci vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., autorský zákon, a že Mendelova univerzita v Brně má právo na uzavření licenční smlouvy a užití této práce jako školního díla podle § 60 odst. 1 autorského zákona.

Dále se zavazuji, že před sepsáním licenční smlouvy o využití díla jinou osobou (subjektem) si vyžádám písemné stanovisko univerzity, že předmětná licenční smlouva není v rozporu s oprávněnými zájmy univerzity, a zavazuji se uhradit případný příspěvek na úhradu nákladů spojených se vznikem díla, a to až do jejich skutečné výše.

V Brně dne:

.....
Podpis

Poděkování

Děkuji vedoucímu mé diplomové práce Ing. Petru Škarpovi, Ph.D. za odborné rady, pomoc a podporu při zpracování a hodnocení diplomové práce. Také bych chtěl poděkovat paní doc. RNDr. Lubici Pospíšilové, CSc., za pomoc při analýzách organické hmoty.

Abstrakt

Cílem experimentu bylo posouzení závislosti obsahu vybraných kovů (Fe, Cu, Zn, Mn, Ni a Pb) na množství organické hmoty a její kvalitu v orné půdě. Odběr vzorků půdy probíhal v lokalitě Starý Hrozenkov a Žitková, nacházející se v oblasti Bílých Karpat. Vzorky půdy byly odebrány v průběhu vegetačního období roku 2012 v měsíčních intervalech (duben až říjen) z hloubky 0 – 30 cm. Pro určení obsahů přístupných kovů metodou AAS byly vzorky půdy extrahovány 2M HNO₃. Stanovení množství půdní organické hmoty bylo provedeno oxidometricky (Cox), pro určení sledovaných frakcí půdní organické hmoty (humusových látek, huminových kyselin a fulvokyselin) byla použita metoda krátké frakcionace.

Z výsledků analýz půdních vzorků bylo zjištěno, že zásoba všech sledovaných kovů byla v lokalitě Žitková nižší než v lokalitě Starý Hrozenkov. Podobně jako u kovů bylo také množství jednotlivých frakcí půdní organické hmoty v lokalitě Žitková nižší než v půdě Starého Hrozenkova. Na obou lokalitách byla zjištěna pozitivní korelace mezi obsahem Cox a téměř všemi sledovanými prvky. V půdě lokality Žitková byla zjištěna středně silná závislost kovů ($r = 0,4339 - 0,6675$) na obsahu humusových látek v půdě a střední závislost Zn, Cu a Fe na fulvokyselinách. Ve Starém Hrozenkově byla střední závislost Pb, Ni a Mn na huminových kyselinách a středně silná závislost Fe na fulvokyselinách ($r = 0,4459$).

Klíčová slova: mikroelementy, těžké kovy, orná půda, půdní organická hmota, humusové látky, huminové kyseliny, fulvokyseliny

Abstract

The aim of the experiment was to assess the dependence of selected metals (Fe, Cu, Zn, Mn, Ni and Pb) for the quantity of organic matter and its quality on arable land. Soil sampling was conducted in Starý Hrozenkov and Žitková, located in the White Carpathians. Soil samples were collected during the growing season of 2012, on a monthly basis (April to October) from a depth of 0-30 cm. To determine the content of available metals by AAS, soil samples were extracted with 2M HNO₃. Determination of the amounts of soil organic matter was performed by an oxidometric method (Cox), for determining the monitored fractions of soil organic matter (humic substances, humic and fulvic acids) was used the method of short fractionation.

The results of analyzes of soil samples revealed that the supply of all monitored metals was in Žitková lower than in Starý Hrozenkov. Like the metal was also the quantity of each fractions of soil organic matter at the site Žitková lower than in the soil Starý Hrozenkov. In both localities were found a positive correlation between Cox and almost all the monitored elements. In soil in Žitková was found medium strong dependence metals ($r = 0.4339$ to 0.6675) on the content of humic substances in soil and medium dependence Zn, Cu and Fe on fulvic acids. In the Starý Hrozenkov was medium dependence Pb, Ni and Mn on humic acids and medium strong dependence Fe on fulvic acids ($r = 0.4459$).

Keywords: microelements, heavy metals, arable land, soil organic matter, humic substances, humic acids, fulvic acids

Obsah

1 ÚVOD.....	10
2 CÍL PRÁCE	11
3 LITERÁRNÍ PŘEHLED	12
3.1 Organický podíl v půdě.....	12
3.2 Rozdělení organického podílu.....	13
3.2.1 Půdní organismy	14
3.2.2 Nehumifikované látky	16
3.2.3 Humifikované látky	17
3.2.3.1 Fulvokyseliny.....	20
3.2.3.2 Huminové kyseliny	20
3.2.3.3 Humáty	21
3.2.3.4 Hymatomelanové kyseliny	21
3.2.3.5 Huminy	21
3.2.3.6 Humusové uhlí	22
3.3 Kovy v půdě	22
3.3.1 Zinek	23
3.3.2 Měď	25
3.3.3 Mangan.....	28
3.3.4 Železo	31
3.3.5 Olovo.....	34
3.3.6 Nikl.....	36
4 MATERIÁL A METODIKA.....	39
4.1 Charakteristika pokusných lokalit	39
4.1.1 Žitková	40
4.1.2 Starý Hrozenkov	41
4.2 Odběr půdních vzorků	42

4.2.1 Způsob odběru	42
4.2.2 Příprava vzorků k analýze	43
4.3 Půdní analýzy	44
4.3.1 Extrakce půd 2 M kyselinou dusičnou	44
4.3.2. Stanovení kovů metodou atomové absorpční spektrofotometrie.....	44
4.3.3 Oxidometrické stanovení uhlíku v půdě	45
4.3.4 Stanovení frakčního složení humusových látek	46
4.4. Statistické hodnocení	48
5 VÝSLEDKY A DISKUZE	49
5.1 Lokalita Žitková	49
5.1.1 Přístupné kovy v půdě.....	49
5.1.2 Půdní organická hmota.....	53
5.1.3 Závislost obsahu kovů na množství organické hmoty v půdě	54
5.2 Lokalita Starý Hrozenkov	56
5.2.1 Přístupné kovy v půdě.....	56
5.2.2 Půdní organická hmota.....	57
5.2.3 Závislost obsahu kovů na množství organické hmoty v půdě	58
6 ZÁVĚR.....	60
7 SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	61
8 SEZNAM OBRÁZKŮ	69
9 SEZNAM TABULEK	71
10 PŘÍLOHY	72

1 ÚVOD

Obsah přístupných živin v půdě hraje v rostlinné výrobě podstatnou roli a je důležitý pro optimální růst a vývoj rostlin a dosažení vysokého výnosu a kvality produkce. Při současném nárůstu světové populace je nutností, aby v zemědělství docházelo k neustálému zvyšování produkce při současném udržení a vhodném využití stávajících ploch zemědělské půdy. Je velmi důležité dbát na správnou výživu rostlin a dobrou zásobenost půd živinami.

Mezi nejdůležitější a nejvíce sledované živiny patří makroelementy, mezi které řadíme dusík, vápník, hořčík, draslík, fosfor a síru. Tyto prvky se v sušině rostlin vyskytují v řádu desetin až desítek procent a účastní se řady významných funkcí v jejich metabolismu. Z tohoto důvodu se velká část pozornosti upíná právě k těmto živinám. Neméně důležité jsou však také mikroelementy, které jsou v rostlině zastoupeny pod desetinu procenta. Nároky rostlin na tyto prvky jsou daleko menší, než je tomu u makroelementů a proto jim bývá přikládána daleko menší důležitost. I přesto, že jsou nároky rostlin na tyto prvky nižší, jsou ve výživě rostlin nezastupitelné. Při sledování obsahů jednotlivých prvků v půdě by se nemělo zapomínat také na těžké kovy, které mohou být často už pouze svojí přítomností, nebo zvýšenou koncentrací v půdě, toxické.

Obsahy jednotlivých prvků, ať už se jedná o makro či mikroelementy, nebo těžké kovy, jsou do určité míry závislé na obsahu organické hmoty, zejména pak na její části humifikované. Množství a vzájemný poměr humusových látek vypovídají o kvalitě organické hmoty a mohou ovlivňovat poutání živin a jejich následné uvolňování a využívání rostlinami. Pokud tedy chceme docílit dobrého a vyrovnaného zásobení půdy živinami, především jejich rostlinami přijatelných forem, je důležité zaměřit se na skloubení jejich optimálního obsahu a obsahu a kvality organické hmoty v půdě.

Práce byla zaměřena na sledování obsahu vybraných mikroelementů a cizorodých prvků a posouzení jejich vývoje v průběhu roku. Byl sledován také obsah a kvalita organické hmoty na zkoumaných lokalitách a zjišťován její vliv na zásobu přístupných forem sledovaných kovů.

2 CÍL PRÁCE

Cílem diplomové práce bylo vypracování literárního přehledu prezentujícího dělení organické hmoty v půdě a představení sledovaných kovů (mikroelementů a cizorodých prvků) v půdě. V experimentální části byl sledován obsah vybraných kovů (Zn, Cu, Pb, Ni, Mn, Fe) v orné půdě ve dvou lokalitách Moravských Kopic a závislost jejich obsahu na množství a kvalitě organické hmoty (Cox, HL, HK, FK). Konkrétní cíle pokusu byly specifikovány následovně:

- 1) porovnání zásoby analyzovaných kovů a obsahu a kvality organické hmoty mezi půdami vybraných lokalit,
- 2) zjištění korelace půdní organické hmoty s obsahem přístupných forem sledovaných kovů.

3 LITERÁRNÍ PŘEHLED

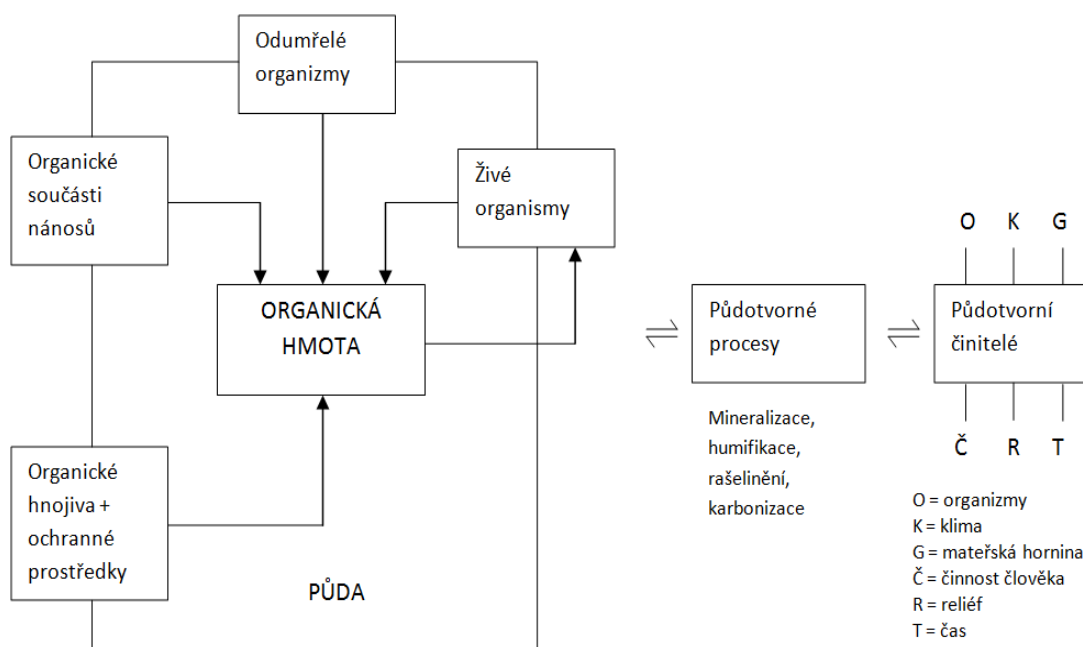
3.1 Organický podíl v půdě

Půda je dynamickým přírodním útvarem, umožňující růst rostlin a je charakterizována svojí úrodností. Jedná se vlastně o schopnost půdy poskytovat rostlinám nejlepší výživové, růstové a vláhové podmínky, a tím zabezpečit jejich růst a trvale vysoké výnosy, při dosažení co nejvyšší kvality (Šimek 1996).

Důležitou roli v půdní úrodnosti a při regulaci všech vlastností půd v závislosti na rostlinné výrobě hraje množství a kvalita organické hmoty, její zdroje a dynamika přeměn (Sotáková 1982). Obsah organické hmoty v půdě v současnosti neustále klesá. Tento deficit je způsoben významným snížením organického hnojení, zapříčiněného výrazným úbytkem živočišné výroby, což sebou nese i produkci menšího množství statkových hnojiv. Dále také způsobem hospodaření a působením podmínek prostředí. Deficit organického hnojení dnes tvoří více jak 40 %. Nedostatek organických látek v půdě sebou nese celý komplex následků, od snížení schopnosti půdy udržet vodu přes poruchy sorpčního komplexu, až po celkové snížení půdní úrodnosti. Právě organické hnojení a tím pádem dostatek organické hmoty v půdě vytváří na méně úrodných půdách základ přírůstků výnosů (Mikula 1998). Jednou ze zvláštností půdní úrodnosti a nepřímo také půdní organické hmoty je její setrvačnost, při které je dosahována průměrná úroveň rostlinné produkce i přes značně omezené vstupy, kdy teprve po delším období dochází k výraznějším změnám. Nesprávně si lze tuto skutečnost vysvětlit tím, že není třeba pravidelně uhrazovat živiny odčerpané z půdy a že na úrodných stanovištích se snižuje využití živin na tvorbu výnosu. Důsledkem toho může být hospodaření na úkor staré půdní síly, které je však únosné pouze dočasně na půdách s dobrou zásobou živin (Balík et al. 2000).

Jandák et al. (2010) shrnul účinky organických látek na půdní úrodnost do několika základních funkcí. Organická hmota slouží jako přirozená zásobárna rostlinných živin, které jsou v procesu mineralizace postupně uvolňovány do půdy pro potřeby rostlin. Příznivě ovlivňuje také půdní sorpční komplex, což se projevuje tvorbou větší zásoby živin a omezením jejich ztrát vyplavováním do spodních vrstev půdy, kde jsou mimo dosah kořenového systému rostlin a mohou se dostávat do povrchových i podzemních vod. Huminové látky příznivě ovlivňují agregační schopnost

půd, čímž přímo zlepšují vzdušný a vodní režim půd. To vede ke zvýšení vododržnosti, zlepšení provětrávání a vedení vody, snižuje neproduktivní výpar a zvyšuje zásobu vody v půdním profilu. Organické látky také příznivě ovlivňují fyzikálně-mechanické vlastnosti půd. To se projevuje především u extrémních druhů půd, tzn. písčitých a jílovitých. U těžkých jílovitých půd snižují soudržnost, naopak u lehkých písčitých půd ji zvyšují. Dále zintenzivňují zvětrávání minerální složky půdy, mohou sloužit jako energetický zdroj půdním mikroorganismům a mohou působit stimulačně na rozvoj kořenového systému rostliny a na růst celé rostliny. Na obrázku 1 můžeme vidět schéma tvorby organické hmoty.



Obrázek 1: Tvorba organické hmoty (Sotáková 1982)

3.2 Rozdělení organického podílu

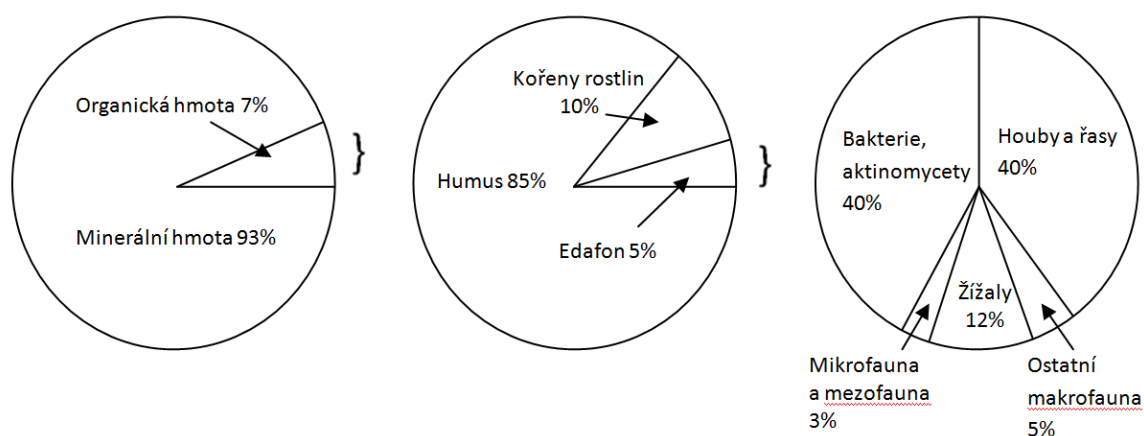
V oblasti mírného klimatu představuje organický podíl v půdách zhruba 0,4 – 10 % (Pospíšilová 2012). Fecenko a Ložek (2000) tvrdí, že obsah organického podílu v zemědělských půdách jen zřídka převyšuje 5 %, přičemž nejčastěji se pohybuje v rozmezí 2 – 3 %.

Existuje více způsobů, jak můžeme organickým podíl v půdě rozdělit. Jak uvádí Jandák et al. (2010), lze organický podíl půdy rozdělit na složku živou a složku neživou.

Do živé složky jsou zařazeny půdní organismy, které se dále dělí na mikroedafon, mezoedafon a makroedafon, jak z říše rostlinné, tak živočišné. Neživá složka je tvořena samostatnou půdní organickou hmotou, vzniklou po odumření rostlin a živočichů v půdě i na jejím povrchu, v různých stupních rozkladu. Bývá označována jako půdní humus a lze dále rozdělit do dvou základních skupin. První jsou nespecifické humusové látky (nehuminové nebo primární látky) a druhou skupinu tvoří specifické humusové látky (huminové nebo sekundární látky).

Míkula (1998) rozděluje organickou hmotu v půdě na primární organickou hmotu, která je zdrojem energie půdních mikroorganismů, rostlin i živočichů a je základem pro tvorbu humusu. Dále na složku rostlinnou, zahrnující také řasy, sinice, houby, mechy, lišejníky a složku živočišnou, pod kterou se řadí bakterie, mikroorganismy, bezobratlí i obratlovci. Do organické hmoty v půdě také můžeme zařadit exkřety rostlin a živočichů jako exudáty kořenů rostlin, enzymy mikroorganismů či exkřety živočichů. A v neposlední řadě sem patří humus, který je výsledkem rozkladných a následně syntetických, polymeračních a kondenzačních procesů.

Přítomnost jak živé, tak neživé složky v půdě je vzájemně podmíněna. Živé organismy formují a přetvářejí neživou organickou hmotu a ta je zdrojem energie a živin pro živé organismy (Fecenko a Ložek 2000).



Obrázek 2: Složení organického podílu luční půdy (Jandák et al. 2010)

3.2.1 Půdní organismy

Půdní organismy jsou nedílnou součástí správně fungující a zdravé půdy. Podílí se na přeměnách organické hmoty a při biologickém zvětrávání i na přeměnách

minerální části. Tyto pochody mohou probíhat jak uvnitř těl mikroorganismů, tak mimo jejich těla za pomoci enzymů vylučovanými těmito organismy (Jandák et al. 2010). Všechny organismy žijící v půdě ať už trvale či dočasně označujeme souhrnně pojmem půdní edafon. Jeho zástupci vytváří tzv. detritový potravní řetězec. Tento řetězec se podílí na rozkladu mrtvé, z části rozrušené biomasy organismů, označované jako detritus (Mikula 1998). Půdní organismy můžeme rozdělit do tří základních skupin. Je to mikroedafon, mezoedafon a makroedafon (obr. 2).

Jandák et al. (2010) uvádí, že převážná část mikroedafonu, co do množství, hmotnosti i významu, je tvořena zástupci rostlinné říše. V menší míře je tvořen zástupci živočišné říše, označované jako mikrozoedafon. Co do velikosti, nepřekračují tyto živočichové často velikost 100 µm. Patří sem nálevníci, kořenonožci, bezbarví bičíkovci aj. (Mikula 1998).

Mezoedafon je tvořen drobnými živočichy, mezi něž se řadí roztoči, chvostokoci, hlístice, háďátka, hmyz, stonožky, žížaly a řada dalších. Patří sem živočichové, kteří se živí půdní mikroflórou a mikrofaunou, saprofágové, kteří požírají polorozložené organické zbytky nebo koprofágové, živící se výkaly (Mikula 1998).

Dále se na zpracování detritu podílí makroedafon tvořený obratlovci žijícími v půdě. Do této skupiny půdních organismů jsou řazeni krtci, sysli, křečci, hraboši, myši atd. Jejich funkce v půdě má hlavně mechanický význam (Jandák et al. 2010). Díky nim dochází k provrtávání, převracení a prohrabování organických zbytků. Jejich trusem, výměšky a odumřelými těly doplňují organickou hmotu do půdy, slepují částice rozloženého detritu a obohacují půdu minerálními látkami (Mikula 1998).

Tabulka 1: Množství živin uvolněných rozkladem rostlinných zbytků samotnými půdními mikroorganismy (A), mikroorganismy a mezofaunou (B) a mikroorganismy, mezofaunou a makrofaunou (C), (Tesařová 1990)

	Uvolněné živiny v % původního množství					
	N	P	K	Na	Ca	Mg
Nadzemní opad						
A	64	52	86	82	64	75
B	78	80	89	84	82	84
C	84	80	89	86	90	89
Kořenové zbytky						
A	39	34	83	59	55	74
B	45	57	85	75	68	80
C	59	58	85	80	69	80

3.2.2 Nehumifikované látky

Představují v půdě 10 – 15 % z celkového organického podílu půdy (Richter 1996). Jedná se o nerozložené nebo částečně rozložené zbytky rostlin, organických hnojiv, živočichů, mikroorganismů a makroedafonu, které jsou rozkládány až na jednoduché složky v procesu mineralizace (Jandák et al. 2010). Konečnými produkty mineralizace jsou H_2O , CO_2 , NH_3 , K^+ , Ca^+ , Mg^+ , SO_4^{2-} aj. a mikroelementy jako bór, mangan, měď, zinek, molybden aj. (Richter 1996). Jandák et al. (2010) uvádí, že mineralizace probíhá za příznivých teplotních podmínek (za vyšší teploty) a vlhkostních podmínek (nižšího obsahu vody). Z toho vyplývá, že mineralizace bude probíhat na půdách lehčího charakteru, silně provzdušněných, kde dochází k rozvoji aerobních bakterií.

Při bližší charakteristice nespecifických humusových látek, sem můžeme zařadit látky organické povahy, lehce rozložitelné a snadno odbouratelné mikroorganismy. Patří sem organické kyseliny, glycidy, pektiny, bílkoviny, třísloviny, tuky, vosky, pryskyřice a řada dalších. Na rozdíl od humusu nejsou tyto látky tmavě zbarveny (Jandák et al. 2010). Dle Richtera (1996) a Sotákové (1982), slouží konečné produkty mineralizace k výživě rostlin a vytvářejí živinnou zásobu půdy. Bývají označovány jako tzv. humus živný. Šimek (2003) uvádí, že velká část uvolněných minerálních látek se adsorbuje na půdních koloidech, odkud mohou být později opět uvolněny a využity jako živiny, popřípadě vytváří nerozpustné minerální sloučeniny nebo se z půdy vyplavují. Při mineralizaci dochází také k uvolnění poměrně velkého množství energie, která slouží k zajištění energetického metabolismu půdních mikroorganismů. Tyto procesy jsou podmínkou biologické aktivity půdy (Richter 1996, Jandák et al. 2010).

Při nedostatku vzduchu a nadbytku vlhkosti v půdě jsou nastoleny vhodné podmínky pro anaerobní mikrobiální proces. V tomto případě probíhá rozklad organických látek velmi pomalu a organické látky jsou jakoby konzervovány (Fecenko a Ložek 2000). Dle Richtera (1996), závisí rychlost mineralizace v půdě na:

- vlastnostech výchozího materiálu a jeho množství v půdě,
- přístupu vzduchu,
- teplotě půdy,
- půdní vlhkosti,
- půdní kyselosti,

- obsahu dusíkatých látek.

Dle Jandáka et al. (2014), můžeme nehumifikované (nespecifické) humusové látky rozdělit na:

- **jednodušší cukry a org. kyseliny** – rozpustné ve vodě, v aerobním prostředí jsou mikroby rozkládány na CO₂ a H₂O, v anaerobním prostředí podléhají kvašení za vzniku alkoholů, organických kyselin, CO₂ a H₂O,
- **pryskyřice, tuky, vosky a třísloviny** – rozpustné v organických rozpouštědlech, v anaerobních podmínkách jsou těžce rozložitelné,
- **celulóza a hemicelulóza** – rozložitelná v silných kyselinách, louzích a celkem snadno i mikrobiálně, je hlavní složkou rostlin, slouží jako zdroj energie pro edafon,
- **lignin** – velmi těžce rozložitelný, dominující součást dřevní hmoty,
- **organické dusíkaté látky** – jsou tvořeny bílkovinami, dále pak nukleoproteidy a nukleovými kyselinami, při rozkladu uvolňují dusík, který je zpřístupněn rostlinám,
- **popeloviny** – minerální látky.

Organické látky v půdě můžeme seřadit podle obtížnosti rozkladu od nejjednodušších až po nejhůře rozložitelné:

cukry a bílkoviny → **bílkoviny** → **hemicelulóza** → **celulóza** → **tuky** → **lignin**

3.2.3 Humifikované látky

Organické látky humifikované, zvané také pravý, či vlastní humus, jsou velmi složité organické nebo organominerální látky vznikající v podmínkách přiměřeného poměru mezi půdním vzduchem a vodou, při dostatku minerálních živin, při vhodné půdní reakci a působením půdní mikroflóry, v procesu humifikace (Kolář 1987). Humusové látky mají tmavou barvu, jsou amorfni, koloidní a jsou vysokomolekulární s velkou povrchovou aktivitou. Molekulová hmotnost humusu se pohybuje od několika stovek do několika set tisíc (Richter 1996). Dle Koláře (1997) má humus značnou iontovýmennou kapacitu, sorpční kapacitu a je schopen tvořit s koloidní minerální půdní frakcí adsorbční komplexy a různé organominerální sloučeniny více či méně

stabilního charakteru. Jak uvádějí Jandák et al. (2010) a Richter (1996), jsou humifikované organické látky zastoupeny 85 – 90 % z celkové organické hmoty v půdě.

Správně vytvořený humus má nezastupitelnou funkci v půdě a je nezbytným činitelem při vytváření fyzikálních, chemických a biologických vlastností půdy pro výživu rostlin. Má příznivý vliv na tvorbu půdních agregátů, kdy působí jako tmelivo půdních částic a tím podporuje tvorbu drobtovité struktury. Významný vliv má také na sorpční a iontovýměnné procesy v půdě, využitelnost rostlinných živin a vláhový režim v půdě. Jílovité půdy zkypruje a zlepšuje jejich fyzikální vlastnosti, kdežto u písčitých půd zase zvyšuje vododržnost a sorpční schopnost pro živiny. Neméně důležitý vliv má humus také na mikrobiální činnost půdy, která hraje velmi důležitou roli při úpravě živin ve formy přijatelné rostlinami a pro koloběh živin, především dusíku, fosforu a síry. Další významnou roli hraje také při detoxikaci škodlivých sloučenin a částečně těžkých kovů (Kolář 1997).

Dle Šimka (2003) a Jandáka et al. (2010), existuje řada způsobů a hledisek jak můžeme humus klasifikovat. Nejčastější rozdělení humusových látek je podle odolnosti k rozkladu a podle rozpustnosti v kyselinách a alkáliích na tři základní skupiny (obr. 3):

- **fulvokyseliny (FK),**
- **huminové kyseliny (HK)** – jejich soli humáty a hymatomelanové kyseliny (HMK),
- **huminy,**
- humusové uhlí.

Podle fyzikálního stavu můžeme humus dělit na:

- **původní organické zbytky v nezměněném stavu** – opad, listí, větvičky, těla živočichů, atd.,
- **hrubý (surový) humus** – mikroskopicky rozeznatelná struktura výchozího materiálu,
- **jemný amorfní humus** – z větší části biologicky rozložený,
- **koloidně disperzní humus** – vykazuje vlastnosti koloidů.

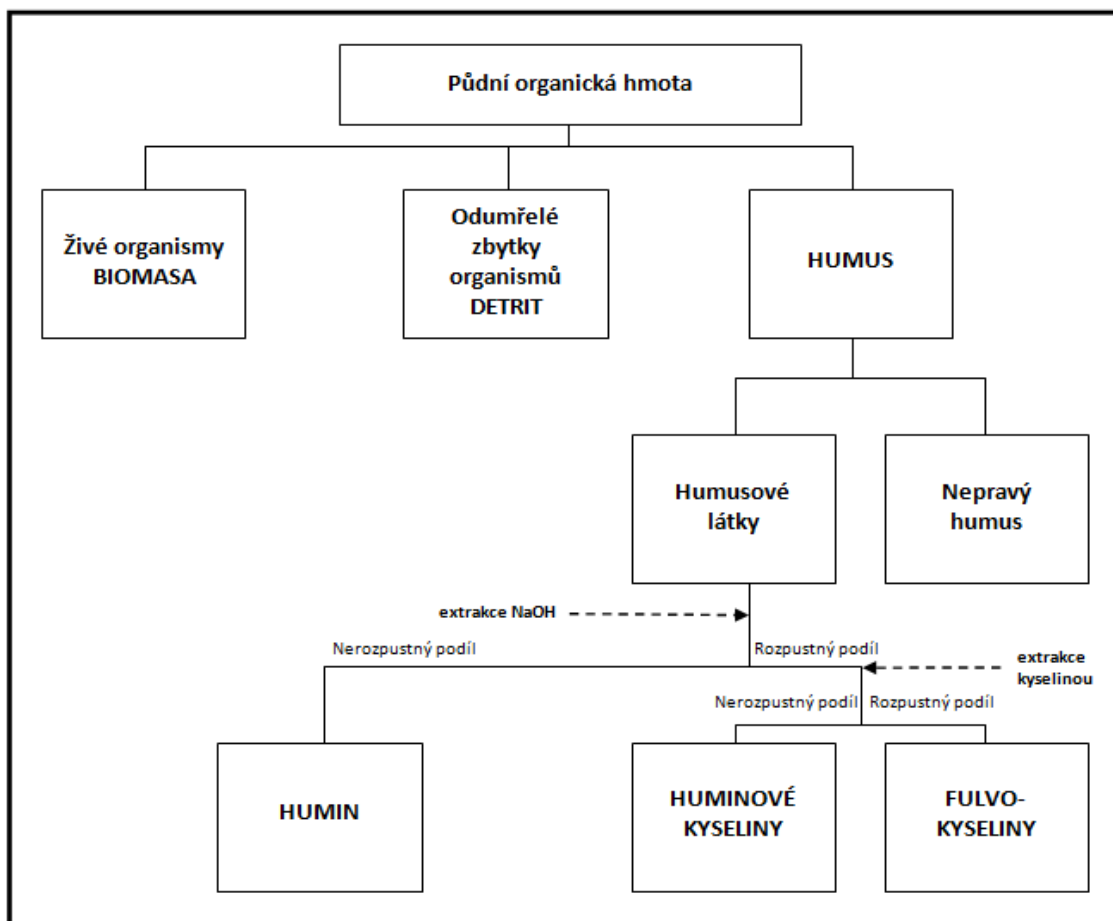
Podle reakce a sorpční nasycenosti:

- **kyselý, sorpčně nenasyčený humus** – je tvořen fulvokyselinami a některými huminovými kyselinami, pH pod 5,7, nepříznivě ovlivňuje pH, pohybuje se v půdním profilu, rozrušuje půdní strukturu, nedochází k agregaci,

- **neutrální, sorpčně nasycený humus** – je tvořen některými huminovými kyselinami a sodnými a vápenatými humany a ulmany, slouží jako zásobárna živin pro rostliny, tvorba sorpčního komplexu, ovlivňuje agragaci, vododržnost, provzdušněnost,
- **sodný (alkalický) humus** – je tvořen sodnými humany, pH nad 8,3, je vázán na zasolené a alkalické půdy, je rozpustný a pohyblivý (Šimek 2003).

Další možnost klasifikace humusu je na:

- **humus živný** – je tvořen poměrně lehce rozložitelnými látkami, mezi které patří fulvokyseliny a látky nehumínové povahy – tzv. mladá organická hmota,
- **humus stálý (trvalý)** – je tvořen látkami huminové povahy, mezi které patří huminové kyseliny a humín, odolný k mikrobiálnímu rozkladu.



Obrázek 3: Rozdělení organických látek v půdě a klasifikace humusových látek (Brady a Weil 1999)

3.2.3.1 Fulvokyseliny

Fulvokyseliny jsou typické pro kyselejší půdy. Jsou žlutého až hnědého zbarvení. Nejsnáze podléhají rozkladu, jsou velmi pohyblivé a snadno se přemísťují v půdním profilu (Jandák et al. 2014). Ve vodě, minerálních kyselinách, louzích i v roztocích hydrolyticky zásaditých solí jsou dobře rozpustné. Důsledkem jejich silně kyselé reakce a dobré rozpustnosti ve vodě je, že se chovají velmi agresivně vůči minerální části půdy a zároveň ji ochuzují o živiny a koloidní látky. Jsou snadněji rozložitelné než huminové kyseliny. Mají nejnižší molekulovou hmotnost, která se pohybuje od 200 do 50 000 (Pospíšilová 2012). Jejich celkové složení i stavba makromolekuly je jednodušší než u huminových kyselin (Jandák et al. 2010). Dle Steelinkse (1985) fulvokyseliny obsahují 40,7 – 50,6 % C, 3,8 – 7 % H, 39,7 – 49,8 % O a 0,9 – 3,3 % N. MacCarthy (2001) udává průměrné množství kolem 46,2 % C, 4,9 % H, 45,6 % O a 2,5 % N. Množství popelovin se pohybuje v rozmezí od 2 do 8 % (Jandák et al. 2010).

3.2.3.2 Huminové kyseliny

Huminové kyseliny se řadí mezi nejkvalitnější složku humusových látek a výrazně ovlivňují půdní vlastnosti. Mají příznivý vliv na půdní úrodnost, kationovou výměnnou kapacitu, půdní strukturu a pufrční schopnost půd. Jsou charakteristické tmavým zbarvením, dobrou rozpustností v louhu a roztocích hydrolytických zásaditých solí a částečně nebo jen velmi slabě rozpustné ve vodě. Jsou vysoce odolné vůči mineralizaci (Pospíšilová 2012). Jejich základ tvoří aromatické jádro, na které jsou navázány cyklické a alifatické sloučeniny. Mají porézní stavbu a vysokou sorpční schopnost a molekulovou hmotnost (až 300 000). Jejich elementární složení se odvíjí od řady faktorů jako půdní typ, chemické složení rostlinných zbytků a podmínky humifikace (Jandák et al. 2010). Steelink (1985) uvádí rozmezí hodnot pro elementární složení půdních humusových látek mezi 53,8 – 58,7 % C, 3,2 – 6,2 % H, 32,8 – 38,3 % O a 0,8 – 4,3 % N. MacCarthy (2001) udává průměrné zastoupení C 55,1 %, 5,0 % H, 35,6 % O a 3,5 % N. Oproti fulvokyselinám mají tedy více C a méně O. Obsahují asi 1 – 10 % popelovin, nejčastěji Si, Al, Fe, S, P, Ca, Mg, K a Na (Jandák et al. 2010).

Jak uvádí Richter (1996), s vápníkem a hořčíkem vytvářejí ve vodě nerozpustné soli, tzv. humáty. Ty podporují tvorbu drobtovité struktury a jsou schopny vázat řadu těžkých kovů jako Cd, Pb, Zn aj. Tyto těžké kovy vážou do těžce rozpustných sloučenin, čímž zamazují jejich pohyb v půdě a jejich příjem rostlinou.

3.2.3.3 Humáty

Humáty jsou soli huminových kyselin s vícemocnými kationty jako Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} (Pospíšilová 2012). Jsou rozpustné v polárních organických rozpouštědlech a louhu. Ve vodě se rozpouští jen velmi těžce. Humáty nejsou z důvodu nerozpustnosti schopny migrace. Pouze humáty hořčíku se ve vodě peptizují, čímž se stávají mobilnější. U humátů vápníku a trojmocných kationtů dochází k nahrazení těchto iontů jednomocnými kationty K^+ , Na^+ , NH_4^+ . Tím se stávají lehce rozpustnými a jsou schopny migrace půdním profilem (Sotáková 1982).

3.2.3.4 Hymatomelanové kyseliny

Jedná se o látky, které se dají izolovat alkoholovou extrakcí z huminových kyselin (Sotáková 1982). Dají se považovat za součást huminových kyselin, mají však menší molekulovou hmotnost a jsou žlutého až žlutohnědého zbarvení (Jandák et al. 2010). Jak uvádí Orlov (1985), představují složitou směs látek, které vznikají buď z huminových kyselin, nebo syntézou lehce rozložitelných organických zbytků, popřípadě při oxidačně-redukčním rozkladu humusových látek (za určité vlhkosti a za přítomnosti kyslíku).

3.2.3.5 Huminy

Dle Pospíšilové (2012) se jedná o část humusu, která je nejméně prozkoumána. Pravděpodobně jde o silně karbonizovanou organickou hmotu pevně vázanou na minerální podíl půdy. Jak uvádí Richter (1996) je pevně vázána především na jílové minerály typu montmorillonitu. Touto vazbou Jandák et al. (2014) vysvětluje jejich neschopnost získání ani mnohonásobnou alkalickou extrakcí z dekalcinované půdy.

V podstatě se jedná o nerozpustné formy huminových kyselin. MacCarthy (2001) uvádí průměrné složení huminů na 56,1 % C, 5,5 % H, 34,7 % O a 3,7 % N.

3.2.3.6 Humusové uhlí

Humusové uhlí je součástí půdního humusu a je nejstarší, vývojově kulminující složkou produktů humifikace. Je to tmavá, silně karbonizovaná hmota, bohatá na uhlík a dusík. Nepeptizuje, nehydrolyzuje, nerozpouští se a nezúčastňuje se půdotvorného procesu, čímž ztratila funkci pravého humusu. V průběhu vzniku humusových látek je humusové uhlí mineralizováno nebo se mění na kerogen (Stevenson 1982).

3.3 Kovy v půdě

Experimentální část této práce byla zaměřena na sledování vlivu půdní organické hmoty a vybraných kovů. Mezi tyto kovy byly zařazeny převážně mikroelementy a některé těžké kovy.

Mikroelementy se v rostlinách, na rozdíl od makroelementů, které jsou v množství několik desetin až desítek %, nacházejí ve velmi malém množství, zpravidla menším než 0,05 %. I přes jejich relativně nízké obsahy v organismech mají tyto prvky velký význam, jak z hlediska zdravotního stavu, tak příznivého vývinu rostlin i živočichů. K těmto mikrobiogenním prvkům můžeme zařadit Cu, Fe, Mn, Mo, Zn a B (Poláková et al. 2011). Mikroelementy, na rozdíl od makroelementů, které slouží v rostlině převážně jako stavební látky, mají ve spojení s enzymatickými systémy funkci spíše katalytickou. Mohou zvyšovat efektivitu využití hlavních živin (P, K, Mg, Ca) a mají také přímý nebo nepřímý vliv na kvalitu rostlinných produktů (Richter et al. 1994). Charakteristickou zvláštností těchto prvků je, že pro rostlinu jsou nepostradatelné, ale při vysoké koncentraci se stávají pro rostlinu toxickými (Richter et al. 2007).

Těžké kovy jsou látky cizorodé a ve vyšším zastoupení v půdě se podílejí na kontaminaci životního prostředí. Mezi tyto prvky řadíme Cd, Pb, Cr, As, Be a Ni. Toxicita uvedených kovů je dána jejich koncentrací v prostředí. V přirozených podmínkách se těžké kovy nacházejí v nízkých koncentracích, ale vlivem antropogenní činnosti se jejich obsah, zejména v povrchové vrstvě humózního horizontu, zvyšuje (Poláková et al. 2011).

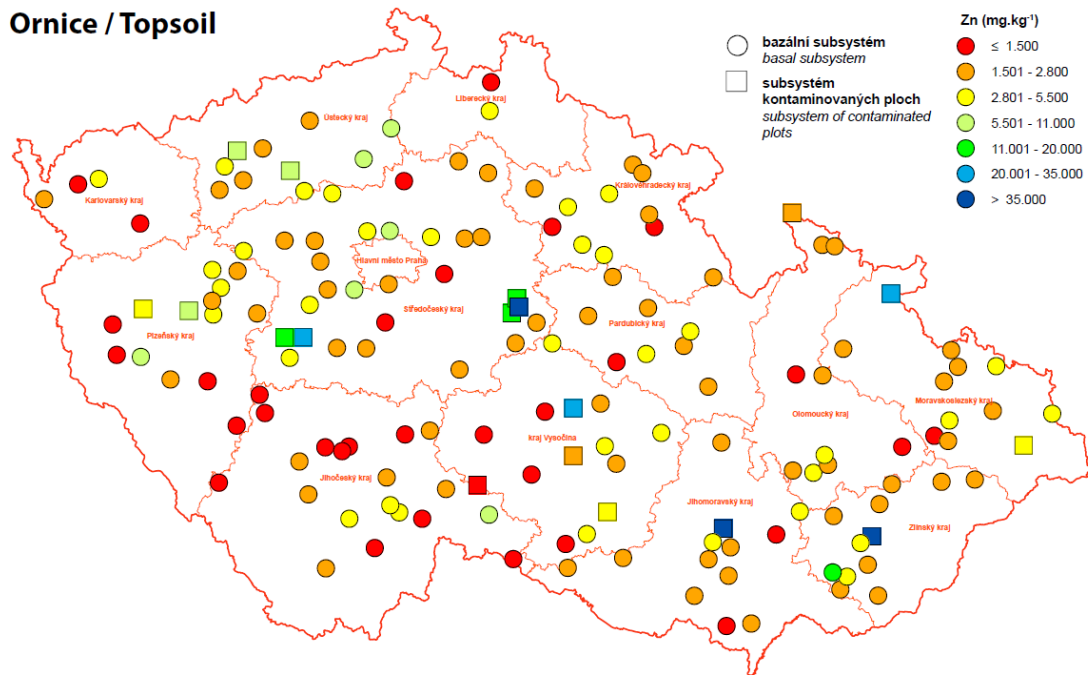
Jednotlivé kovy vybrané pro experimentální část této práce jsou dále popsány v následujících kapitolách.

3.3.1 Zinek

Zastoupení zinku v přírodě i živých organismech je pouze ve stopovém množství, ale i přesto má zinek významný vliv na správný vývoj všech živých, rostlinných i živočišných, organismů. Je součástí mnoha fyziologických a biologických funkcí a často můžeme pozorovat jak jeho nedostatek, který se u rostlin projevuje drobnolistostí, tak i nadbytek, čili toxicitu, jejíž projevem je redukce růstu listů i kořenů (Poláková et al. 2011).

Jedná se o šedobílý pevný kov se silným leskem, který na vzduchu mizí vlivem pozvolné oxidace. S řadou kovů vytváří sloučeniny (Třebichavský et al. 1997). Větší náboj jádra v atomech zinku působí na jeho elektronový obal a tím se zmenšuje jeho atomový poloměr. To způsobuje, že je zinek a další prvky II. B skupiny (kadmium, rtuť) málo reaktivní (Tlustoš et al. 2007).

Jak uvádí Poláková et al. (2011), je zinek v zemské kůře poměrně hojně zastoupen, v průměrném množství 76 mg.kg^{-1} . V půdě je jeho obsah značně rozdílný a závisí na jeho množství v mateční hornině, na charakteru půdotvorného procesu a lokálních bodech znečištění, kterými mohou být průmyslové odpadní vody a především atmosférický spad. Fecenko a Ložek (2000) uvádějí, že obsah zinku v půdě kolísá v rozsahu mezi 10 a 1000 mg.kg^{-1} . Ve světě se průměrný obsah zinku pohybuje v rozmezí 60 až 89 mg.kg^{-1} (Kabata – Pendias 2011). U zemědělských půd ČR dosahuje jeho množství 82 mg.kg^{-1} (Třebichavský et al. 1997). Obsahy přístupného zinku stanoveného ve výluhu dle Linsaye a Norevella (1977) v půdě ČR můžeme vidět na obrázku 4. V půdě se zinek většinou nachází v nerozpustných minerálech (sulfidy, uhličitany, křemičitany), převážně pak ve sfaleritu ZnS , rumělce HgS nebo zinkitu ZnO (Koutník 1996). Zbytek je vázán ve formě výměnné - v organických a minerálních koloidech a půdním roztoku (Třebichavský et al. 1997). Jílové minerály jsou schopny na některých půdách vázat až 60 % z celkového obsahu Zn v půdě (Kabata – Pendias, Krakowiak 1995). S elementárním zinkem se v přírodě setkáme jen zřídka (Šarapatka 2010).



Obrázek 4: Obsah zinku (Zn), stanoveného ve výluhu dle Lindsaye a Norvella, v orných půdách základního a kontaminovaného subsystému (Poláková et al. 2011)

Zvětráváním se z minerálů uvolňuje zinek jako dvojmocný kationt Zn^{2+} a váže se na sorpční komplex. V této formě, případně v hydratovaných formách nebo chelátové vazbě je přijímán rostlinami (Fecenko a Ložek 2000). Dle Zyrina et al. (1976) nejpodstatnější vazby zinku vznikají s hydratovanými oxidy Fe a Al (14 – 38 % Zn z celkového množství) a jílovými minerály (24 – 63 % z celkového Zn). Mobilní frakce zinku a vazba na organické komplexy představují asi jen 1 – 20 %. Jeho přístupnost závisí na více faktorech, ale největší význam hraje půdní reakce (Smolders, Degryse 2006). pH značně ovlivňuje rozpustnost zinku a tím i jeho obsah v půdním roztoku (Meers et al. 2006). Se zvyšováním koncentrace vodíkových iontů se zvyšuje i přístupnost zinku. Přístupnost zinku také značně ovlivňuje hnojení dusíkatými a fosforečnými hnojiv, kdy dochází ke snížení pH, a tím i ke zvýšení obsahu přístupného zinku. Pokud se zinek nenachází v kyselém půdním prostředí je převážně vázán na jílové částice, sekundární oxidy Fe, Mn a Al a na organickou hmotu. V silném redukčním prostředí nebo na místech kontaktu s uhlíčitany může dojít k vysrážení zinku. V kyselém prostředí je příjem zinku rostlinami značně omezen konkurujícími kationty a bývá lehce mobilizován a vymýván (Fecenko a Ložek 2000). Jak uvádí Jurčík (1978), pro potřebu rostlin stačí velmi malé množství zinku. I přesto je toto

množství několikanásobně vyšší ve srovnání s potřebou např. mědi. Jeho potřeba závisí na druhu rostliny a pohybuje se v rozmezí od 100 do 900 g Zn.ha⁻¹. Rostlinami je zinek přijímán nejčastěji ve formě dvojmocného kationtu Zn²⁺. V případě, že půdní reakce dosahuje vysokých hodnot, může být rostlinami pravděpodobně přijímán i jako monovalentní kationt ZnOH⁺ (Kabata – Pendias 2011). Kromě těchto dvou forem může zinek do rostliny vstupovat také v chelátové vazbě (von Wiren et al. 1996).

V rámci koloběhu zinku v půdě činí roční ztráty vyplavením 10 – 360 g.ha⁻¹. Roční odběr zinku pěstovanými rostlinami činí 100 – 800 g.ha⁻¹. Naopak roční mokrou atmosférickou depozicí se do půdy dostane až 1000 g Zn.ha⁻¹. Dále se do půdy ročně vrátí s posklizňovými zbytky 20 – 500 g Zn.ha⁻¹ a při aplikaci organických hnojiv dalších 200 až 500 g Zn.ha⁻¹. Celková bilance zinku, stejně jako ostatních mikroelementů je, pokud nepočítáme s extrémními situacemi, kdy dochází k maximálnímu odběru a minimální dotaci, většinou kladná (Šarapatka et al. 2010).

Mezi důvody nízkého obsahu zinku v minerálních půdách patří většinou jeho nízký obsah v mateřské hornině, silná fixace jílovými minerály s vyšším obsahem vápníku a v neposlední řadě také vysoký odběr z půdy. Nejčastěji je deficiencie zinku zaznamenána na půdách písčitých, v humidních oblastech, na půdách s vysokým obsahem jílu s hořčíkem nebo na půdách karbonátových a půdách s vysokým obsahem organické hmoty. Příčinou nedostatku zinku v rostlinách může být vysoký obsah vápníku v půdě. Jedná se především o půdy s pH vyšším než 6, kdy se v důsledku tvorby nerozpustných sloučenin může snížit příjem zinku až na polovinu.

K nadbytku zinku v půdě dochází především antropogenním vlivem na půdách nacházejících se v blízkosti městských aglomerací a v blízkosti průmyslového zpracování rud. Jeho vysoký obsah v půdě může způsobit i hnojení kaly z čistíren odpadních vod. V přirozených podmínkách může jeho toxicitu způsobit značné zvýšení půdní kyselosti či nadbytek železa (Fecenko a Ložek 2000).

3.3.2 Měď

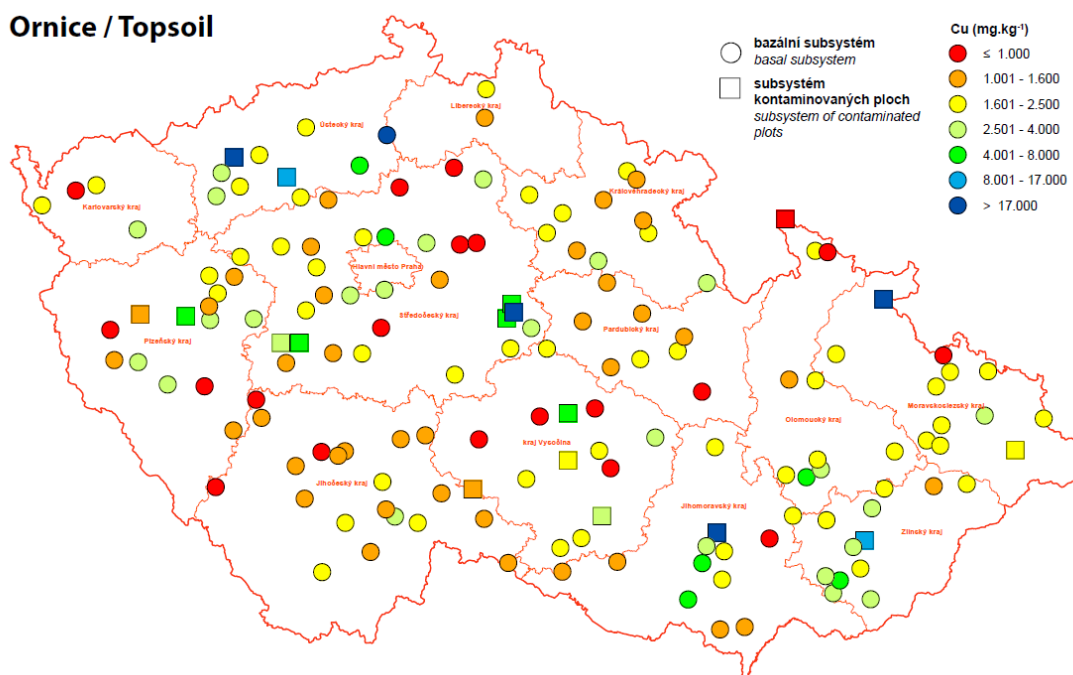
Měď je, díky své schopnosti interakce s minerální i organickou složkou půdy považována za jeden z nejvíce univerzálních zemědělsky významných mikroelementů (McBride 1981). Je důležitým biogenním prvkem. Má řadu důležitých funkcí v živých organismech, je součástí důležitých enzymatických systémů a nezbytnou roli hraje

v procesu krvetvorby. Její deficit způsobuje množství poruch a její nadbytek má pro rostliny značné toxické účinky a způsobuje vážné otravy (Třebichavský et al. 1997). Dle Fecenka a Ložeka (2000) lze nebezpečnou toxicitu mědi omezit vápněním a zvýšeným hnojením organickými hnojivy. Alloway (1995) uvádí, že nedostatek Cu v zemědělství je úzce spojen s půdními podmínkami a způsobem hospodaření. Běžně se jeho nedostatek vyskytuje na hrubě strukturovaných půdách, na půdách s vysokým stupněm pH, dále také na půdách vytvořených na vápenitých mateřských horninách a v půdách bohatých na organické látky.

Měď je načervenalý, velmi ušlechtilý, lesklý kov s vysokou tepelnou a elektrickou vodivostí a je poměrně málo reaktivní. Reaguje s vlhkým vzduchem a na svém povrchu vytváří zelenou vrstvu hydrogenuhličitanů mědi, tzv. měděnku. Reaguje s oxidujícími kyselinami za vzniku solí. Pokud se mědnaté sloučeniny rozpouštějí ve vodě, vytvářejí modré tetraaquamědnaté kationty $[\text{Cu}(\text{H}_2\text{O})_4]_2^+$, v krystalickém stavu známé, např. jako pentahydrát síranu mědnatého (skalice modrá) $\text{CuSO}_4 \cdot 5 \text{H}_2\text{O}$ (Tlustoš 2007).

Jak uvádí Poláková et al. (2011), obsah mědi v zemské kůře se odhaduje zhruba na $55 - 70 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ a v půdě se pohybuje v rozmezí $2 - 180 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Pouze vzácně se v přírodě nachází ryzí měď. Kabata – Pendias (2011) tvrdí, že celkový obsah mědi v půdě se pohybuje v rozmezí $14 - 109 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ a Třebichavský et al. (1997) uvádí, že průměrný obsah v ČR se pohybuje na úrovni $26 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Obsahy přístupné mědi, stanovené ve výluhu dle Linsaye a Norevella, v orných půdách ČR vidíme na obrázku 5. Obecně platí, že písčité půdy obsahují méně mědi než půdy jílovité, které jí obsahují nejvíce (Kabata – Pendias 2011). Nejvíce se měď akumuluje v několika horních centimetrech půdy, ale vzhledem k tendenci půdní organické hmoty, uhličitanů, jílových minerálů a oxyhydroxidů Mn a Fe absorbovat tento kov, hromadí se také v hlubších vrstvách půdy. Zvláště pak huminové kyseliny mají velkou vazebnou kapacitu vůči Cu (Logan et al. 1997). Deficit mědi se vyskytuje především na půdách podzolových, v humidních oblastech, dále na rendzinách, půdách přehnojených N, P, Zn a půdách převápněných. Naopak zvýšené obsahy mědi se objevují jen zřídka a jsou zaznamenány na půdách hnědých, na flyšových sedimentech, na břidlicích a v půdách aluviálních. Zvýšený obsah mědi je často zapříčiněn také antropogenní činností. Tento problém se může vyskytovat na půdách hnojených kaly z ČOV, lihovarskými odpady a kejdou, pokud byly do krmiv přidávány sloučeniny mědi. Vysoký obsah mědi bývá zaznamenán

také na vinicích a chmelnicích, kde je jeho vysoké množství zapříčiněno používáním fungicidů. Při obsahu mědi nad 500 mg.kg^{-1} , jsou půdy považovány za silně kontaminované a musí být podrobeny sanaci (Třebichavský et al. 1997).



Obrázek 5: Obsah mědi (Cu), stanovený ve výluhu dle Lindsaye a Norvella, v orných půdách základního a kontaminovaného subsystému (Poláková et al. 2011)

V půdě se měď vyskytuje v organických i anorganických sloučeninách, ve formě kationtů Cu^{2+} nebo Cu^+ . Ionty Cu^{2+} v provzdušněné půdě vysoce převládají (Jurčík 1978). V menší míře se objevuje také v elementární formě (Mortvedt 2000). S organickými sloučeninami vytváří nejrůznější stabilní organické komplexy, ve kterých je tak silně vázána na sorpční komplex, že je pro rostliny nepřístupná a v půdě velmi málo pohyblivá (Kabata – Pendias a Pendias 1992). To má za následek, že ani při vysokém obsahu Cu v půdě není rostlinami přijímána v nadměrném množství (Vaněk et al. 2007). Vyskytuje se vázaná v sulfidických minerálech, méně pak ve stabilních oxidech, křemičitanech, uhličitanech a síranech (Mortvedt 2000). Nejrozšířenějším minerálem obsahujícím měď je chalkopyrit CuFeS_2 (Krauskopf 1972) a hojně se vyskytuje také v covellinu CuS (Poláková et al. 2011). Ponizovsky et al. (2006) vypočítal, že většina mědi je sorbována v půdě a pouze zhruba 1 % se nachází v půdním

roztoku. Fecenko a Ložek (2000) uvádějí, že množství Cu rozpuštěné v půdním roztoku se pohybuje kolem $0,01 \text{ mg.kg}^{-1}$. V této formě je Cu také nepohyblivější.

Rostliny nemají příliš vysoké nároky na potřebu mědi, kterou přijímají ve formě kationtu Cu^{2+} a její obsah se v sušině rostlin pohybuje v rozmezí od 1 do 20 mg.kg^{-1} . Příjem Cu^{2+} není výrazněji ovlivňován přítomností jiných iontů (Vaněk et al. 2007). Jak uvádí Fecenko a Ložek (2000), má na přístupnost mědi pro rostliny nejvýznamnější vliv pH půdy a množství organické hmoty. pH půdy však přístupnost mědi oproti ostatním mikroelementům jako Mn, Mo nebo Zn, ovlivňuje méně.

Atmosférické vstupy mědi částečně nahrazují nebo dokonce i převyšují ztrátu mědi způsobenou odběrem biomasy (Kopsell a Kopsell 2007). Při bilancování mědi nehraje významnější vliv její ztráta vyplavením, jelikož měď, jak už bylo zmíněno, je v půdě silně vázána jak na organické látky, tak na jílové částice. Roční odběr mědi pěstovanými rostlinami činí $20 \text{ až } 200 \text{ g.ha}^{-1}$. Roční mokrá atmosférická depozice se pohybuje od $40 \text{ do } 140 \text{ g.ha}^{-1}$. Posklizňovými zbytky se zpět do půdy vrací cca $20 - 180 \text{ g Cu.ha}^{-1}$ a při použití organických hnojiv nesmíme zapomenout do kladné bilance započítat také přísun zhruba $60 \text{ až } 150 \text{ g Cu na ha}$ (Šarapatka et al. 2010).

3.3.3 Mangan

Mangan je mikrobiogenní prvek s řadou důležitých fyziologických funkcí jak v půdě, tak živých organismech. V půdě je mangan důležitým aktivátorem mikrobiálních procesů. U rostlin reguluje poměr kationtů Fe^{2+} a Fe^{3+} . Dále má také pozitivní vliv na fotosyntetické reakce a na utilizaci dusíku a účastní se redoxních pochodů (Koutník 1996). Podílí se na aktivaci enzymů, syntéze vitamínů, především vitamínu C a výstavbě chlorofylu (Poláková et al. 2011). Rostliny obvykle nemají příliš vysoké nároky na tento prvek, jeho obsah v rozpustné formě může tudíž působit toxicky (Fecenko a Ložek 2000). Při nedostatku manganu dochází k omezení syntézy bílkovin, vitamínu C a chlorofylu, přičemž dochází ke snížení kvality rostlinné produkce. Deficit manganu se na rostlinách projevuje v podobě chlorózu mladých listů, zakrsnutí rostliny a může vést až k nekrotickým a postupnému odumírání rostliny. Nadbytek manganu se na rostlinách projevuje podobně jako jeho nedostatek (Poláková et al. 2011).

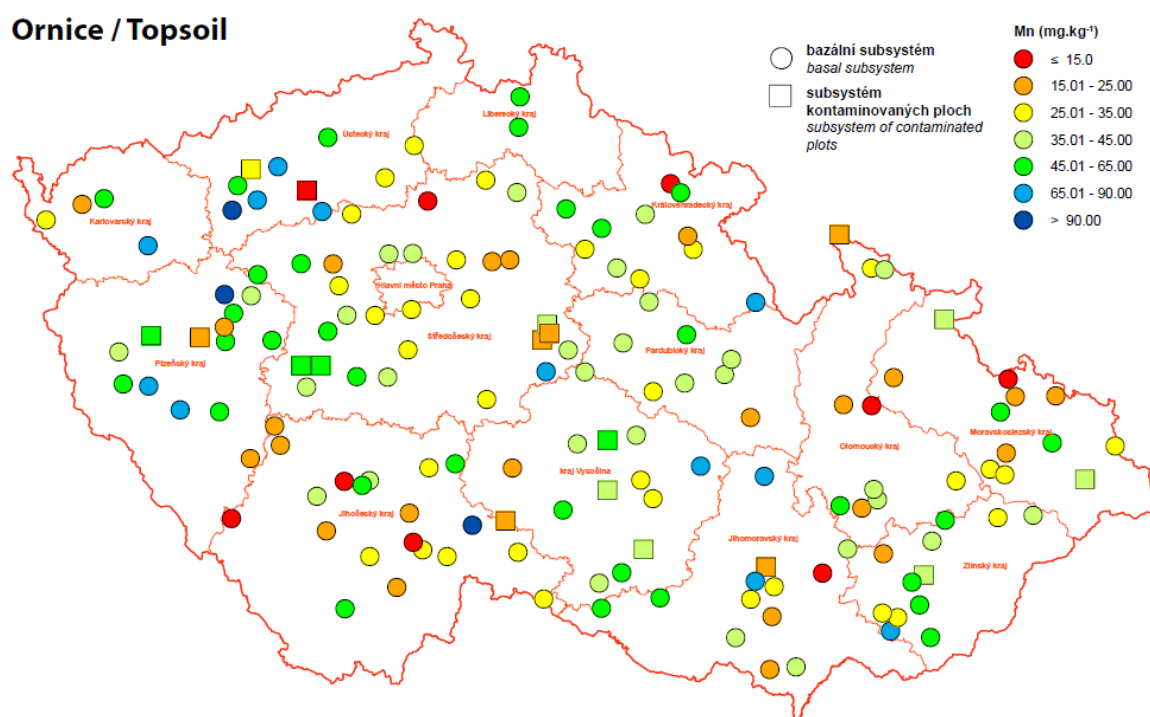
Jedná se o tvrdý, velmi křehký kov stříbrobílý nebo ocelově šedé barvy, svým vzhledem a hustotou podobný železu (Třebichavský et al. 1997). Je rozpustný v kyselých i zásaditých roztocích. Během reakce dochází k uvolňování manganatých sloučenin a současně i vodíku. Vytváří sloučeniny s oxidačním číslem do VII (Koutník 1996).

Nejčastěji se vyskytuje v množství mezi 350 – 2000 mg.kg⁻¹ (Kabata – Pendias 2011). Průměrný obsah manganu ve světových půdách činí 700 mg.kg⁻¹. V českých půdách je toto množství velmi podobné a tvoří 710 mg.kg⁻¹. Jako značně variabilní uvádí obsah manganu v půdách Šarapatka et al. (2010), který udává jeho průměrnou hodnotu kolem 600 mg.kg⁻¹. Na obrázku 6 můžeme vidět obsah Mn, stanoveného ve výluhu dle Linsaye a Norevella, na orných půdách ČR. Nadbytek manganu je typický pro půdy na neutrálních a alkalických vyvěřelinách, pararulách, nevápnitých nivních sedimentech, sprašových pokryvech a permských jílovcích. Projevuje se na silně kyselých stanovištích a může se objevit také po hnojení kyselými hnojivy. Jeho nadbytek je také častý u půd s nízkou mikrobiální aktivitou, protože mikroorganismy oxidují Mn²⁺ na méně přístupný Mn³⁺ a Mn⁴⁺. Při nadbytku Mn²⁺ dochází k omezenému příjmu Mg a Fe rostlinami. Deficit Mn se vyskytuje na suchých neutrálních a alkalických půdách, s hodnotou pH větší než 7. Může se jednat o půdy převápněné nebo půdy vzniklé na vápnitých substrátech jako rendziny, podzoly, zasolené půdy a rašelinné nebo organické půdy. Při jeho deficitu je zvýšen příjem Fe rostlinami (Třebichavský et al. 1997).

V půdě se mangan vyskytuje ve třech oxidačních stupních Mn²⁺, Mn⁴⁺ a vzácněji Mn³⁺. Forma v jaké se mangan v půdě nachází je závislá na pH půdy a oxidačně-redukčních procesech (Vaněk et al. 2007). Při poklesu půdní reakce se podíl vyměnitelného Mn²⁺ dramaticky zvyšuje (Bromfield et al. 1983) a podíl vícemocných sloučenin manganu se naopak snižuje (Sims 1986). To je přičítáno zvyšujícímu se počtu protonů v půdním roztoku (Lindsay 1972). Okyselení také inhibuje mikrobiální oxidaci, která je zodpovědná za imobilizaci manganu. Mikroby oxidující mangan jsou nejefektivnějším biologickým systémem oxidace Mn²⁺ v neutrálních a mírně zásaditých půdách (Bromfield 1978, Bromfield, David 1976, Uren, Leeper 1978). Při zvyšování pH půdy dochází ke zvyšování chemické imobilizace Mn²⁺ a při pH vyšším než 8,5 až 9 převažuje chemická autooxidace (Leeper 1970, Reisenauer 1988). Dle odhadů, změnou půdní kyselosti o jeden stupeň, se změní rozpustnost Mn sloučenin asi 100×.

V kyselých půdách a při redukčních podmínkách, převládá jeho dvojmocná forma Mn^{2+} . Pouze v této formě je přístupný pro rostliny (Vaněk et al. 2007). Mangan se v půdě nachází v minerálech, organicky vázaný a přístupný pro rostliny v půdním roztoku nebo výměnný, sorbovaný na sorpční komplex (Šarapatka et al. 2010). Jak uvádí Koutník (1996), v podobě minerálů se vyskytuje jako burel (pyroluzit) MnO_2 , manganit $MnO(OH)$, hausmannit Mn_3O_4 a dialogit (rodochrozit) $MnCO_3$.

Roční mokrou atmosférickou depozicí se do půdy dostává zhruba 100 až 320 g $Mn \cdot ha^{-1}$. Dále k jeho pozitivní bilanci přispívá také přísun posklizňovými zbytky v množství 50 – 1200 g Mn na ha a v případě aplikace organických hnojiv dalších cca 60 až 1100 g Mn na ha. Naopak roční ztráty manganu vyplavením čítají 10 – 800 g na hektar a odběr manganu rostlinami se pohybuje v množství od 50 do 2000 g $\cdot ha^{-1}$ (Šarapatka et al. 2010).



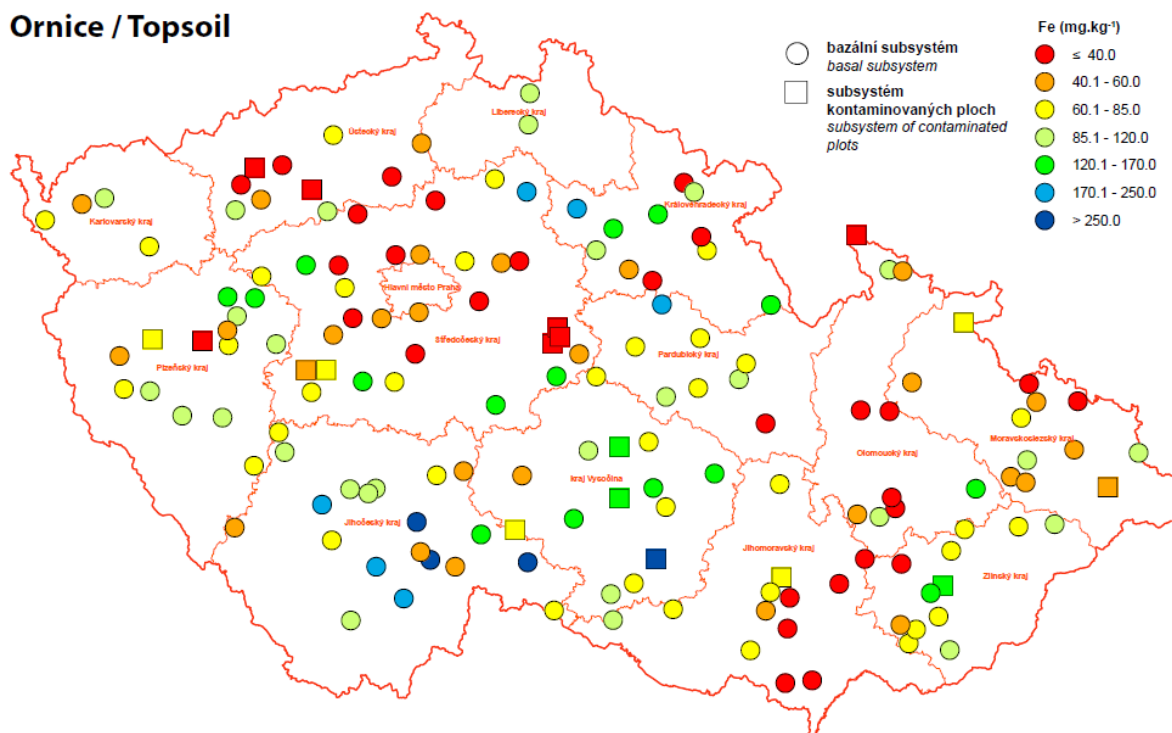
Obrázek 6: Obsah přístupného manganu (Mn), stanovený ve výluhu dle Lindsay a Norvella, v orných půdách základního a kontaminovaného subsystému (Poláková et al. 2011)

3.3.4 Železo

Železo patří k nejrozšířenějším a nejdůležitějším prvkům na zemi a v chemismu půdy hraje důležitou roli, protože se účastní mnoha půdních reakcí. Působí na fyzikální a chemické vlastnosti půdy, což má vliv na rozpustnost a přijatelnost živin rostlinami (Fecenko a Ložek 2000). Železo je centrálním atomem molekuly hemu a je součástí redoxních systémů (cytochromy, ferredoxiny). Je důležitý pro tvorbu chlorofylu. Bílkoviny s obsahem železa jsou schopny přenosu a uskladnění kyslíku a přenosu elektronů (myoglobin, hemoglobin, transferin), (Koutník 1996). Řadu důležitých funkcí má také v rostlině, kde z velké části přechází do organických vazeb a stává se součástí prostetických skupin řady enzymů a jiných látek. Jeho význam v rostlině tedy spočívá především v ovlivňování enzymatických jevů. Nadbytek železa, vyskytující se především na kyselých stanovištích, může na rostliny působit až toxicky. Na rostlinách se projevuje nízkým výnosem a kvalitou produkce, rostliny bývají slabé a špatně rostou. Dle Fecenka a Ložeka (2000), je při nadbytku železa snížen příjem Ca, Mn, B, P a K. Pro nedostatek železa je typická chloróza vyskytující se především na vrcholových částech rostlin (Poláková et al. 2011).

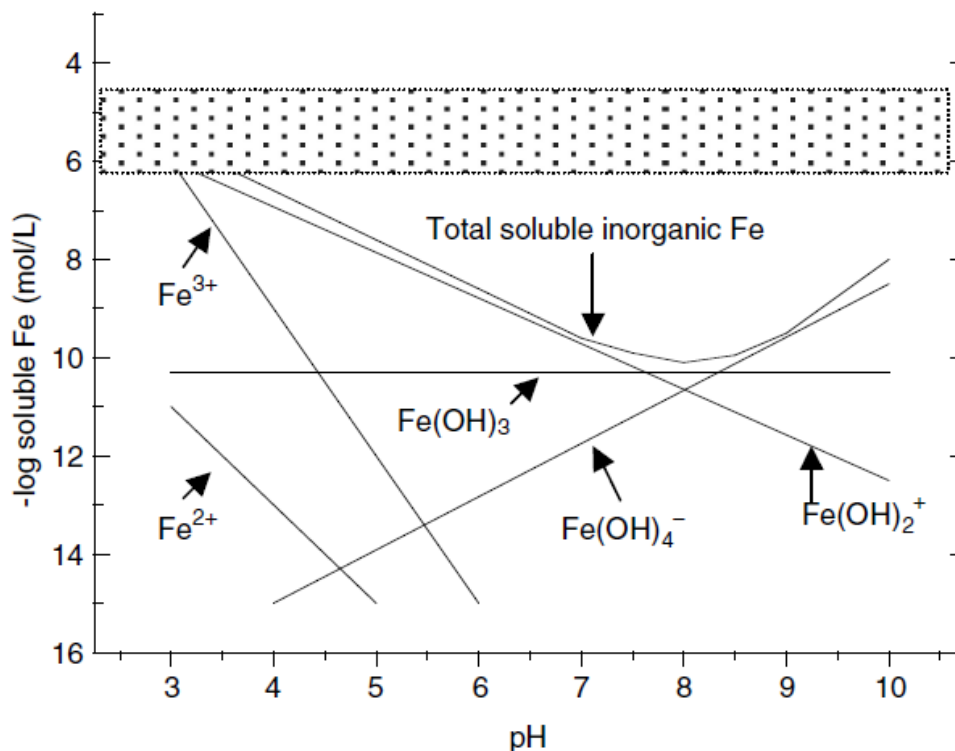
Železo je stříbřitě lesklý šedobílý neušlechtilý kov, je poměrně měkký bez technického významu. Má významné feromagnetické vlastnosti a za vyšších teplot je poměrně reaktivní. Reaguje například s chlorem, kyslíkem nebo sírou a reakcí se zředěnými kyselinami vznikají železnaté a železité soli a vodík. Na vzduch a při zvýšené vlhkosti se na povrchu železa vytváří hydrát oxidu železitého, známý jako rez (Tlustoš et al. 2007).

Důsledkem stability atomových jader je železo značně rozšířeno a je hlavní součástí zemské kůry. Nejbohatší na železo jsou minerály jako hematit Fe_2O_3 , magnetit Fe_3O_4 , hnědel $\text{FeO}(\text{OH})$, pyrit FeS_2 a siderit FeCO_3 , kde je železo vázáno v jejich krystalické mřížce (Koutník 1996). Ve většině půd se nachází poměrně vysoké množství železa. To se pohybuje kolem 2 % (Vaněk et al. 1997). Jeho koncentrace v půdě se pohybuje od 7 000 až do 500 000 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Fageria et al. 2002). Koncentraci Fe, stanoveného ve výluhu dle Linsaye a Norevella, můžeme vidět na obrázku 7.



Obrázek 7: Obsah železa (Fe), stanovený ve výluhu dle Lindsaye a Norvella, v orných půdách základního a kontaminovaného subsystému (Poláková et al. 2011)

Množství přístupného železa je však ve srovnání s jeho celkovým množstvím velmi nízký, protože převážná část železa se v půdě nachází ve formě málo rozpustného oxidu a hydroxidu železitého. Železo přístupné pro rostliny je ve formě dvojmocných kationtů, především jako $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$ a $\text{Fe}(\text{OH})^{3+}$. Rozpustnost sloučenin železa je závislá především na půdní reakci, kdy změnou pH půdy o 1 stupeň, se změní jeho rozpustnost ve formě $\text{Fe}(\text{OH})_3$ zhruba 1000×. Zvýšené množství železa je tedy typické pro půdy kyselé a periodicky zavlažované ($\text{pH} < 5,0$). Naopak se zvyšující se alkalitou se rozpustnost a tím i přijatelnost železa snižuje a je také omezen jeho transport v nadzemních orgánech. K tomu dochází i na půdách provzdušněných vlivem zvýšené oxidace (Fecenko a Ložek 2000). Dle Gerkeho (1992), dochází s nárůstem pH půdy ze 4 na 8, k poklesu koncentrace Fe^{3+} iontů z 10^{-8} na 10^{-20} M. Z obrázku 8 je patrné, že k minimální rozpustnosti železa dochází při hodnotách pH mezi 7,4 a 8,5. Jak uvádí Poláková et al. (2011), optimální hodnota pH půdy pro příjem železa rostlinami se pohybuje mezi pH 5 – 6,8.



Obrázek 8: Rozpustnost anorganického Fe v dobře provzdušněné půdě. Vystínovaná oblast představuje rozsah koncentrace požadovanou rostlinami pro optimální výživu železem (Römheld, Marschner 1986)

Kromě železa vázaného v krystalické mřížce primárních a sekundárních minerálů, kde je také značně stabilní, se vyskytuje i v jiných formách. Malá část železa je vázána v komplexech s humusovými látkami a takto vázané železo tvoří větší část rozpustného železa v půdě. S ohledem na malou rozpustnost anorganických sloučenin obsahujících Fe, je v půdním roztoku většiny půd rozhodující přítomnost železa v chelátových sloučeninách. Ty vykazují stabilitu i při vyšších hodnotách pH (Vaněk et al. 2007). V půdách s vysokým obsahem organické hmoty může koncentrace chelátů železa dosáhnout hodnot 10^{-4} až 10^{-3} M (Powell et al. 1982, Cesco et al. 2000). Naopak v dobře provzdušněných půdách s nízkým obsahem organických látek je koncentrace železa v půdním roztoku v rozmezí od 10^{-8} do 10^{-7} M, což je malé množství pro odpovídající růst většiny rostlin (Römheld, Marschner 1986). Rozpustnost anorganického železa můžeme vidět na obrázku 8.

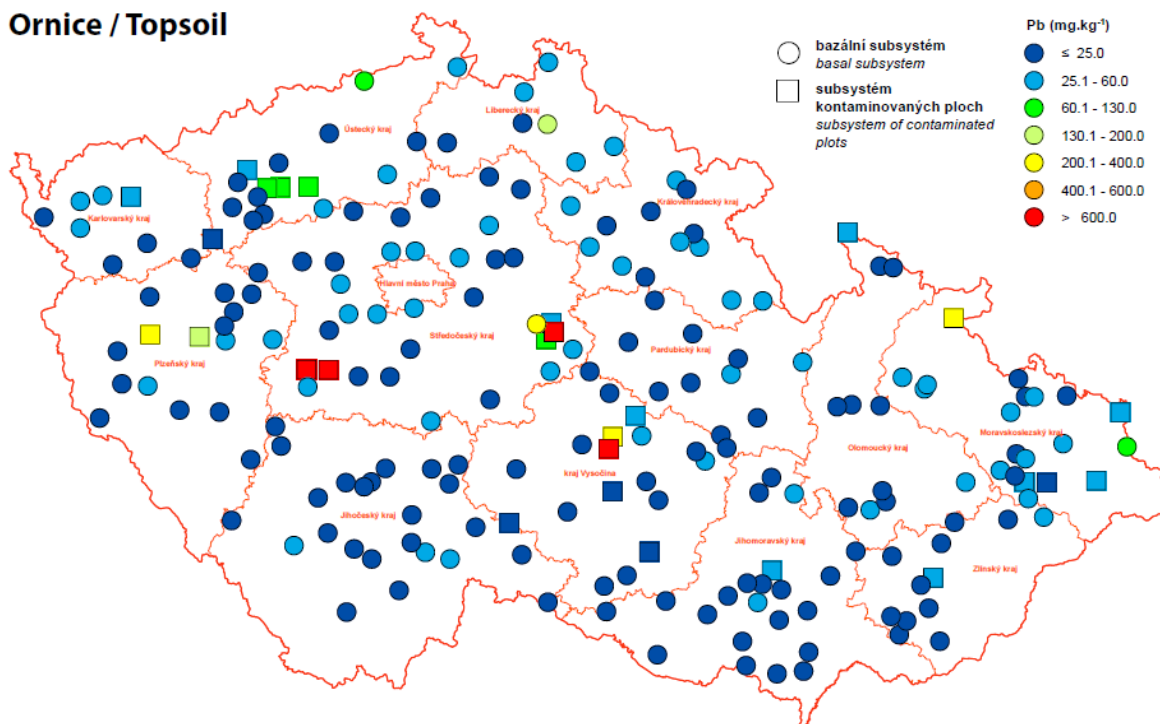
3.3.5 Olovo

Olovo se řadí ke skupině těžkých kovů, z nichž je právě olovo nejrozšířenější (Poláková et al. 2011). Ve stopovém množství je přirozenou složkou všech biologických materiálů, tedy půdy, vody, rostlin a živočichů (Fecenko a Ložek 2000). V potravním řetězci může působit negativně, proto bývá označován, společně s dalšími prvky jako rtuť, kadmium, chrom, arzen aj., jako prvek rizikový či toxický. Vzhledem k jejich toxicitě jsou sledovány jeho vstupy a množství v půdě a jsou stanoveny limity pro hnojiva s cílem co nejvíce omezit vnášení rizikových látek do půdy (Vaněk et al. 2007). Třebichavský et al. (1997) uvádí, že olovo patří k rozšířeným a velmi nebezpečným škodlivinám. Jeho migrace je ovlivněna jak celou řadou přírodních procesů, jako je prach, sopečná činnost, lesní požáry, vegetace, tak i činností člověka. Vliv člověka na jeho migraci přitom hraje významný vliv. Dle Koutníka (1996) sem můžeme zařadit automobilovou dopravu (antidetonační benzín, např. tetraethylolovo), zařízení na zpracování a výrobu olova, používání fosfátových hnojiv a spalování fosilních paliv. Jeho sloučeniny se používají také jako přísady do PVC, skel a k výrobě akumulátorů. Třebichavský et al. (1997) uvádí, že olovo potlačuje růst půdních bakterií a způsobuje úhyn dešťovek.

Jedná se o modrobílý, na řezu lesklý kov, který se na vzduchu pokrývá tenkou vrstvou uhličitanu a oxidu, čili matní. Z běžných těžkých kovů je nejměkčí a vyznačuje se tažností a velmi nízkou pevností. Poměrně snadno vytváří slitiny s řadou kovů (Třebichavský et al. 1997).

I přesto, že patří k nejrozšířenějším těžkým kovům, je v zemské kůře zastoupeno velmi řídko v průměrném obsahu mezi 12 až 16 mg.kg^{-1} . V půdách je udávaná koncentrace kolem 20 mg.kg^{-1} (Poláková et al. 2011). Kabata – Pendias (2011) uvádí, že obsah olova kolísá v rozmezí 3 – 90 mg.kg^{-1} . Třebichavský et al. (1997) udává, že limitním obsahem Pb v půdě je 65 mg.kg^{-1} a maximální tolerovaný obsah je 100 mg.kg^{-1} . Nejvíce nadlimitních hodnot v půdě bylo v ČR naměřeno v okresech Příbram, Jihlava, Tachov. V půdách Prahy bylo místy zaznamenáno až 650 mg.kg^{-1} , nejvíce pak v okolí dálnic, kde hodnoty dosahovaly až 3000 mg.kg^{-1} . Při množství nad 600 mg.kg^{-1} je nutná sanace. Dle Fecenka a Ložeka (2000), se běžný obsah olova v půdě pohybuje v rozmezí okolo 10 – 25 mg.kg^{-1} . Na obrázku 9 můžeme vidět obsahy olova, stanoveného ve výluhu lučavky královské, v ornici ČR.

Ornice / Topsoil



Obrázek 8: Obsah olova (Pb), stanovený ve výluhu lučavky královské, v orných půdách základního a kontaminovaného subsystému (Poláková et al. 2011)

Z minerálů je olovo nejvíce zastoupeno v galenitu PbS, dále pak v anglezitu PbSO₄, cerusitu PbCO₃ aj. (Kabata – Pendias 2011). Při zvětrávání, sulfidy Pb pomalu oxidují a mají schopnost tvořit uhličitany nebo jsou fixovány jílovými minerály, hydroxidy a půdní organickou hmotou (Li a Shuman 1996). Tvorba stabilních sloučenin Pb s půdními koloidy, kdy je pevně fixováno v jílových minerálech, má za následek minimální pohyb olova v půdě. Proto je také pro rostliny těžce přístupné. Z jílových minerálů se nejúčinněji váže na kaolinit. Více a pevněji se olovo akumuluje v humusových půdních horizontech na humus, tedy v blízkosti povrchu půdy. Tato vazba je z 60 % nevratná (Fecenko a Ložek 2000). Basta et al. (2005) uvádí, že silná afinita Pb k půdní organické hmotě je zapříčiněna elektronickými vlastnostmi olova. Sorpce Pb na půdní organickou hmotu se zvyšuje s rostoucí půdní reakcí. Studie provedené Sipošem et al. (2005) ukazují, že půdní organická hmota hraje v adsorpci Pb rozhodující roli, ale fixace jílovými minerály je mnohem silnější. Jak již bylo řečeno, mobilizace Pb je obvykle pomalá, ale některé půdní vlastnosti, jako například zvýšená kyselost, může zvýšit jeho rozpustnost. Steinnes a Friedland (2005) pozorovali, že se Pb může koncentrovat i v hlubších horizontech podzolových lesních půd. Barkopuch et al.

(2007) uvádí, že přenos Pb v zemědělských půdách je řízen složitými fyzikálně-chemickými a hydrodynamickými parametry.

I v silně kontaminovaných půdách je obsah olova v nadzemních částech rostliny celkově nízký. Z toho vyplývá, že půda se na kontaminaci rostlin tímto prvkem podílí jen v malé míře. Hlavním zdrojem kontaminace je imisní spad z ovzduší, kdy až 80 % obsahu olova v rostlinách pochází z atmosféry (Fecenko a Ložek 2000).

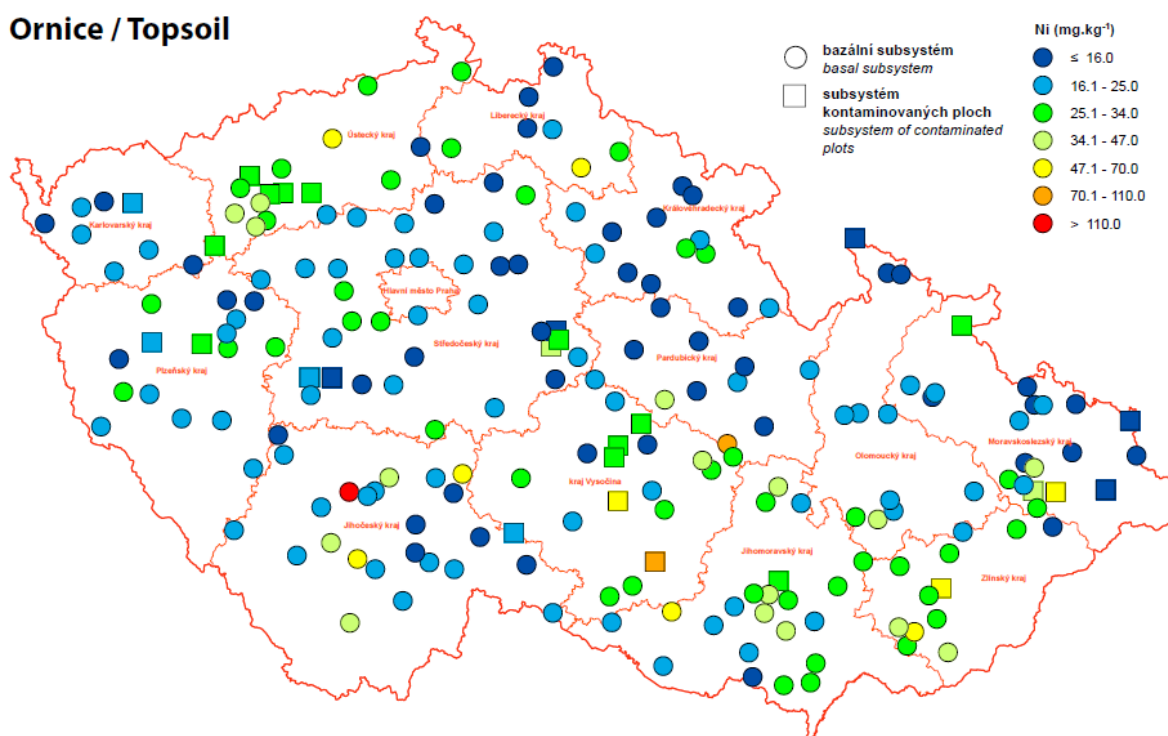
3.3.6 Nikl

V přírodě se nikl vyskytuje poměrně hojně. Patří mu 22. místo, co se jeho zastoupení týče. Hraje podstatnou roli ve zpracování kovů, kdy se používá k jejich povrchové úpravě a je součástí ocelí. O jeho funkci v živých systémech je málo informací (Koutník 1996). Jeho zdrojem jsou meteority a předpokládá se, že nikl společně s železem tvoří jádro Země (Tlustoš 2007). K jeho uvolňování dochází také při lesních požárech. Z antropogenních zdrojů, představuje větší zdroje niklu jeho těžba a zpracování, spalování fosilních paliv a odpadů nebo aplikace čistírenských kalů (Poláková et al. 2011). Dle Třebichavského et al. (1997), je podíl přírodních zdrojů pravděpodobně nízký a podstatnější jsou především zdroje antropogenní.

Vysoký obsah niklu má za následek omezení růstu rostliny a potlačení fotosyntézy a transpirace. Na lidský organismus působí nikl jednoznačně negativně a jeho zvýšené množství může mít za následek vznik rakoviny. Poměrně častá je také kožní alergie na nikl. U bobovitých byla také prokázána snížená fixace vzdušného dusíku. Nikl působí jako inhibitor aktivity některých enzymů, např. ureasy nebo bakteriální amylasy (Poláková et al. 2011). Mezi rostlinnými živinami je jedinečný tím, že jeho metabolické funkce byly stanoveny mnohem dříve, než bylo zjištěno, že by jeho nedostatek mohl narušit růst rostliny (Brown et al. 1987). I přesto, že je funkční složkou rostliny, nesplňuje nikl definici nezbytnosti, jelikož ureáza není nezbytná pro růst rostliny a nedostatek niklu zjevně nebrání dokončení životního cyklu všech druhů (Gerendas et al. 1999). Podle Gerendase et al. (1999) a Epsteina a Blooma (2004) by kritéria nezbytnosti měla být upravena tak, aby zahrnovala i prvky, které jsou běžnými funkčními komponenty rostlin.

Nikl je stříbrně lesklý kov s dobrou kujností a tažností. Je málo reaktivní. Za tepla se slučuje např. s B, SI, P nebo S. Pokrývá se vrstvičkou oxidu (Koutník 1996).

V složení zemské kůry je nikl zastoupen zhruba 3 % (Brown 2007). V půdě činí průměrný obsah niklu $5 - 50 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Poláková et al. 2011). Třebichavský et al. (1997) uvádí jako průměrný obsah Ni $30 - 80 \text{ mg.kg}^{-1}$. Průměr pro všechny zemědělské půdy v ČR činí 39 mg.kg^{-1} . V půdách na lehkých sedimentech a kyselých vyvělinách byly zaznamenány nejnižší obsahy. Pohybovaly se do 20 mg.kg^{-1} . Nejvyšší obsahy jsou typické pro bazické a ultrabazické horniny, kde jeho průměrné zastoupení činí průměrně 158 mg.kg^{-1} . Na půdách kontaminovaných Ni se jeho obsah pohybuje v rozmezí $1000 - 8000 \text{ mg.kg}^{-1}$. Asanace je nutná při vyšším obsahu jak $500 \text{ mg Ni.kg}^{-1}$ půdy. Obsah niklu, stanoveného ve výluhu lučavky královské, v ornici ČR je patrný z obrázku 10.



Obrázek 9: Obsah niklu (Ni), stanovený ve výluhu lučavky královské, v orných půdách základního a kontaminovaného subsystému (Poláková et al. 2011)

S ryzím niklem se v přírodě setkáváme jen ojediněle. Je součástí sulfidových rud, např. pentlanditu Ni_9S_8 a arsenikových rud jako jsou nikelin NiAs nebo gersdorfit NiAsS (Koutník 1996). Při zvětrávání hornin přechází nikl do snadno pohyblivé formy. Vytváří sekundární hydratované silikáty. Uvolněný nikl se také sráží s hydroxidy manganu a železa nebo se váže na jílové minerály, popřípadě se vylučuje ve formě chalátů. Silně váže nikl také organická hmota. Nejvíce přístupný je nikl v neutrálních půdách (Třebichavský et al. 1997). Celkový obsah niklu není vhodným měřítkem jeho

dostupnosti a pohyblivosti v půdě. Důležitou roli zde zastává půdní typ a půdní reakce. Na jeho mobilizaci se také podílí kyselá dešť (Brown 2007). Při $\text{pH} > 6,7$ se nikl nachází ve formě málo rozpustných hydroxidů, zatímco při $\text{pH} < 6,5$ je většina sloučenin niklu relativně rozpustná (Brown et al. 1989). Roli půdní reakce v dostupnosti niklu objasnili Van De Graaff et al. (2002), kteří uvádí, že při dlouhodobém zavlažování odpadními vodami dochází ke zvýšení obsahu těžkých kovů v půdě, ale jejich obsah v rostlině se, za podmínek zvýšené půdní reakce, nezvyšuje.

4 MATERIÁL A METODIKA

4.1 Charakteristika pokusných lokalit

Sledování obsahu a vývoje vybraných mikroelementů v půdě bylo prováděno na dvou lokalitách v obcích Žitková a Starý Hrozenkov. Jedná se o dvě sousední vesnice, nacházející se v okrese Uherské Hradiště ve Zlínském kraji. Spadají do horské výrobní oblasti v centru chráněné krajinné oblasti Bílé Karpaty, v blízkosti hranice se Slovenskem (obr. 11). Pro Bílé Karpaty jsou typickým podložím flyšové horniny. Střídají se zde vrstvy jílovců, slínovců a pískovců. Dochází zde často k sesuvům horních vrstev půdy vlivem zvýšeného nasáknutí půdy vodou. Charakteristické pro tuto oblast jsou ploché hřbety dosahující výšky 600 až 750 metrů nad mořem. Četné říčky a potoky tekoucí ze svahů Bílých Karpat napájí dvě velké řeky, které tuto oblast odvodňují. Z moravské strany se jedná o řeku Moravu, ze slovenské strany pak o řeku Váh. V této oblasti se také nachází značné množství minerálních pramenů, vzniklých specifickým vývojem oblasti.



Obrázek 10: Mapa ČR se sledovanými lokalitami

4.1.1 Žitková

Obec Žitková leží v nadmořské výšce zhruba 600 m. n. m. severovýchodně od Starého Hrozenkova. Jedná se o region s mírně teplým a vlhkým klimatem (MT 4), který je z převážné většiny (96 %) orientován na jihovýchod. Průměrná roční teplota zde činí 6 – 7 °C s 5 – 15 % pravděpodobností suchých vegetačních období. Průměrný roční úhrn srážek se pohybuje v rozmezí 650 – 750 mm. Průměrná sklonitost terénu dosahuje 12° – 17°, spadá tedy do kategorie terénu s výrazným svahem. Hloubka půdy se na Žitkově pohybuje v rozmezí mělká až hluboká, tedy > 0 cm, skeletovitost je střední až silná a pohybuje se nad 25 %. Skelet je tvořen štěrskem velikosti 4 – 30 mm a kamením o velikosti 30 – 300 mm. Zrnitostně jde o půdy středně těžké až těžké a silně erozně ohrožené. Pro Žitkovou jsou typickým půdním typem kambizemě (hnědá půda) s poměrně příznivými vláhovými poměry.

Počátkem května byly na orné půdě vysázeny brambory. V červnu byly přeplečkovány a následně ohrnuty. Na konci srpna byla pokosena bramborová nať a ihned z pole sklizena. Brambory byly vykopány asi v polovině září. Na obrázku 12 vidíme letecký pohled na pole, na kterém byly odebírány vzorky.



Obrázek 11: Žitková – orná půda, se zvýrazněnými místy odběru (Zdroj: www.mapy.cz)

4.1.2 Starý Hrozenkov

Klimatické podmínky Starého Hrozenkova jsou podobné jako u obce Žitková. Jedná se o region s mírně teplým a vlhkým klimatem s průměrným ročním úhrnem srážek mezi 650 – 750 mm. Průměrná roční teplota se zde pohybuje mezi 6 – 7 °C a pravděpodobnost suchých vegetačních období je, stejně jako na Žitkové, 5 – 15 %. Obec je orientována na sever a nachází se ve výšce zhruba 400 m. n. m. Průměrná sklonitost je střední v rozmezí 7° až 12°. Hloubka půdy je středně hluboká až hluboká (> 30 cm) a skeletovitost se pohybuje ve středních hodnotách mezi 25 – 50 %. Zrnitostně tyto půdy můžeme definovat jako středně těžké až těžké se střední vododržností. Ve Starém Hrozenkově převládá půdní typ kambizem modální eubazická až mezobazická a kambizem pelická. Podloží je složeno z přemístěných svahovin karbonátosilikátových hornin (flyš).

Na orné půdě ve Starém Hrozenkově byla začátkem května zasetá hořčice na zelené hnojení. Během srpna byla pokosena a v říjnu zapravena do půdy středně hlubokou orbou. Na obrázku 13 vidíme letecký pohled na pole, na kterém byly odebrány vzorky.



Obrázek 12: Starý Hrozenkov – Orná půda, se zvýrazněnými místy odběru (Zdroj: www.mapy.cz)

4.2 Odběr půdních vzorků

Podle Pracovních postupů pro agrochemické zkoušení zemědělských půd v České republice v období 2011 se půdní vzorky odebírají v jarním nebo podzimním období. Na jaře půdní odběry, s přihlédnutím ke klimatickým a půdním podmínkám, začínají 1. února a v závislosti na stavu vegetace končí nejpozději 31. května kalendářního roku. Z důvodu klimatických podmínek, kdy v měsíci březnu byla na pozemcích souvislá sněhová pokrývka, byl započat odběr půdních vzorků v měsíci dubnu. Odběry následovaly pravidelně každý měsíc až do října, kdy byly opět z klimatických důvodů odběry ukončeny. Termíny odběru jsou uvedeny v tabulce 2.

Tabulka 2: Termíny odběrů

Měsíc	Datum odběru
DUBEN	15. 4. 2012
KVĚTEN	20. 5. 2012
ČERVEN	24. 6. 2012
ČERVENEC	29. 7. 2012
SRPEN	26. 8. 2012
ZÁŘÍ	30. 9. 2012
ŘÍJEN	28. 10. 2012

Odběr půdních vzorků byl prováděn sondovací tyčí, vždy z plochy jednotně obhospodařované, tedy z plochy, na které se v daném roce nacházela stejná plodina. Dle metodiky musí být jeden průměrný vzorek složen minimálně z 30 vpichů sondovací tyčí. V experimentu bylo provedeno zhruba 50 vpichů na jeden průměrný vzorek. Je třeba dbát, aby nedošlo k přimíchání zeminy z podorničí.

4.2.1 Způsob odběru

Vzorky byly na orné půdě odebírány následujícím způsobem:

- přibližně ve středu pozemku byl dřevěným kolkem vytyčen bob,

- jednotlivé dílčí vzorky byly na orné půdě odebírány na obvodu kruhu pomocí provazu o délce 15 m uvázaného kolem kolku,
- pokud pozemek nedovoloval odběr vzorků po obvodu celého kruhu, byly vzorky odebírány pouze na výseči kruhu, který se nacházel na daném pozemku (obr. 14),
- odběr byl prováděn v hloubce od 0 do 30 cm, což odpovídá mocnosti orničního profilu,
- hmotnost každého vzorku činila 1 kilogram,
- vzorky byly odebírány do řádně označených papírových sáčků.



Obrázek 13: Schéma odběru půdních vzorků

4.2.2 Příprava vzorků k analýze

Po ukončení odběru následovalo sušení odebraných vzorků. Byly vysypány na filtrační papíry v laboratoři a sušeny při laboratorních teplotách. Vysušené vzorky byly prosety sítím s průměrem ok 2 mm a současně z nich byly odstraněny případné rostlinné zbytky. Po prosetí vzorků byl jejich spad pod sítem vložen do označených papírových sáčků a uchován k následným analýzám. Dle Zbírala (2002) se takto připravený vzorek označuje jako jemnozem I.

4.3 Půdní analýzy

4.3.1 Extrakce půd 2 M kyselinou dusičnou

Do uzavíratelné polyethylenové vzorkovnice o objemu 100 ml bylo naváženo $5,00 \pm 0,001$ g vzorku a k tomu bylo přidáno $50 \pm 0,1$ ml zředěné kyseliny dusičné. Poté byla suspenze důkladně ručně protřepána a nechala se stát 16 hodin (přes noc) při laboratorní teplotě (20 ± 2 °C). Po uplynutí této doby byla opět ručně protřepána tak, aby se rozrušil sediment a vznikla suspenze. Poté byla tato suspenze extrahována dalších 60 min na rotační třepačce při 50 ± 5 otáčkách za minutu. Nakonec byla suspenze filtrována přes filtrační papír do čisté a suché polyethylenové nádoby o objemu 75 – 100 ml. Byl filtrován celý objem extraktu, ale prvních 5 – 10 ml filtrátu bylo odstraněno.

Reagencie

- Kyselina dusičná HNO_3 , koncentrace 65 %, $c = 14,4 \text{ mol.l}^{-1}$, $\rho(\text{HNO}_3) = 1,4 \text{ g.cm}^{-3}$
- Kyselina dusičná zředěná, $c = 2 \text{ mol.l}^{-1}$ – 138 ml koncentrované kyseliny dusičné bylo zředěno vodou na výsledný objem 1000 ml

4.3.2. Stanovení kovů metodou atomové absorpční spektrofotometrie

Z výluhu půdy připraveného dle metodiky uvedené v bodě 4.3.1 byl obsah kovů stanoven atomovou absorpční spektrofotometrií s atomizací v plameni acetylen – vzduch na primární vlnové délce, na přístroji ContrAA 700 (Analytik Jena AG, Jena, Německo). K vzorkům byl přidán ionizační pufr (CsCl) a HCl. Standardy byly ředěny z kalibračního roztoku o deklarované koncentraci $1,000 \pm 0,005 \text{ g.l}^{-1}$ při 20 °C, jako matrice byla použita 2 % HNO_3 .

4.3.3 Oxidometrické stanovení uhlíku v půdě

Stanovení uhlíku v půdě bylo provedeno oxidometrickou titrací, metodou dle Walkley Blacka (1934) v modifikaci Novák – Pelíšek (Jandák et al. 2003).

Vzorek zeminy byl jemně rozetřen v achátové misce, čímž byla vytvořena tzv. jemnozem II. Navážku půdního vzorku určíme dle předpokládaného obsahu humusu z následující tabulky.

Tabulka 3: Vztah mezi obsahem humusu a navážkou půdního vzorku

Humus (%)	C _{org} (%)	Navážka (g)
< 1	< 0,58	1,00
1 – 2	0,60 – 1,20	1,00 – 0,50
2 – 4	1,20 – 2,30	0,50 – 0,20
4 – 7	2,30 – 4,10	0,20 – 0,15
7 – 10	4,10 – 5,80	0,15 – 0,10
10 – 15	5,80 – 8,70	0,10 – 0,05

Jemnozem II byla navážena do Erlenmayerovy baňky o objemu 250 ml. Bylo přidáno 10 ml dvojchromanu draselného a 10 ml koncentrované kyseliny sírové. Obsah Erlenmayerovy baňky byl opatrně promíchán krouživými pohyby tak, aby zemina neulpěla na stěně baňky. Směs byla ponechána nejméně 1 hodinu v klidu a poté zředěna cca 200 ml destilované vody. Na maskování Fe²⁺ bylo odměrným válcem přidáno zhruba 6 ml koncentrované kyseliny fosforečné a 5 – 7 kapek indikátoru o-fenantrolinu. Následně byla směs titrována 0,5 M Mohrovou solí (MS) z lahvově zelené do hnědočervené barvy indikující konec titrace.

Pro stanovení faktoru (titru) MS bylo odměřeno 10 ml dvojchromanu draselného (0,166 M) a 20 ml koncentrované kyseliny sírové. Po 1 hodině stání byla tato směs zředěna 200 ml destilované vody, přidána koncentrovaná kyselina fosforečná a indikátor o-fenantrolin. Konečná směs byla titrována 0,5 M MS do hnědočerveného zbarvení. Výpočet obsahu C_{org} (%) byl proveden z následujícího vzorku:

$$\text{Corg (\%)} = \frac{(A-B) \cdot 0,5 \cdot 0,003 \cdot 100}{G},$$

kde:

A = spotřeba MS na slepý vzorek

B = spotřeba MS na titraci vzorku

G = navážka (g)

Reagencie

- 0,166 M K₂Cr₂O₇ (1N)
- 0,5 M Fe(NH₄)₂(SO₄)₂ = Mohrova sůl (0,5N)
- Koncentrovaná H₂SO₄ a koncentrovaná H₃PO₄
- o-fenantrolin

Příprava reagensů

- 49,035 g 0,166 M K₂Cr₂O₇ (Mr = 294,21) rozpustíme v 1 l destilované vody
- 0,5 M (0,5 N) Mohrova sůl (MS) Fe(NH₄)₂(SO₄)₂ · 6H₂O – bylo rozpuštěno 196,07 g MS v 0,5 l destilované vody, směs byla přefiltrována, bylo přidáno 20 ml koncentrované H₂SO₄ a doplněno na 1 l
- 1,624 g o-fenantrolinu a 0,69 g FeSO₄ bylo rozpuštěno ve 100 ml destilované vody

4.3.4 Stanovení frakčního složení humusových látek

Pro stanovení frakčního složení humusových látek byla použita metoda krátké frakcionace podle Konovové – Bělčikové (1963).

Do 250 ml PE lahve bylo naváženo 5 g vzorku (jemnozerní I, nejlépe přesít sítem 1 mm) a zalito 100 ml směsí 0,1 M pyrofosforečnanu sodného a 0,1 M NaOH (pH = 13). Směs byla ponechána stát 24 hodin a poté důkladně protřepána a odstředěna při 2000 otáčkách na 10 minut. Získaný čirý eluát byl odebrán do 250 ml odměrky. Usazenina byla opět zalita 50 ml pyrofosforečnanu sodného, důkladně promíchána a opět odstředěna. Tento postup byl opakován třikrát. Eluát byl odebírán do 250 ml

odměrky a do požadovaného objemu byl doplněn zbylou směsí pyrofosforečnanu sodného. Tento základní výluh byl použit jak pro stanovení UV – VIS spekter, tak i pro stanovení frakčního složení.

Základní výluh byl důkladně promíchán a bylo odpipetováno 2×25 ml do Erlenmayerových baněk a 2×50 ml výluhu do kádinek. Výluhy v baňkách byly odpařeny dohněda a po vychladnutí byla přidána spalovací směs (5 ml $K_2Cr_2O_7$ a 10 ml H_2SO_4). Tato směs byla ponechána stát po dobu 24 hodin, následně zředěna destilovanou vodou a byla přidána kyselina fosforečná a indikátor. Směs byla titrována roztokem MS a byl stanoven obsah veškerých HL. Do kádinek byl přidán 1 ml koncentrované kyseliny sírové, roztok byl opatrně promíchán a spalován 15 minut v sušárně vyhřáté na 60 °C. Po vychladnutí byla sraženina HK odstředěna při 1800 otáčkách na 10 minut. Eluát, obsahující FK byl vylit a sraženina HK byla kvantitativně přenesena zpět do kádinky a odpařena. Titrací byl stanoven obsah C_{HK} . Vysrážené HK byly rozpuštěny v 0,1 M NaOH, čímž byl získán výluh sloužící pro měření optických vlastností HK a stanovení barevného kvocientu. Souběžně se vzorky byl připravován také slepý pokus (tzv. blank) bez navážky vzorku.

Jedním z výsledků frakcionace humusových látek bylo zjištění poměru HK/FK a stupně humifikace. Stupeň humifikace byl vypočítán dle Orlova (Sotáková 1982) ze vztahu:

$$Sh (\%) = 100 * C_{HK} / C_{org.}$$

Reagencie

- 0,1 M pyrofosforečnan sodný – 44,60 g pyrofosforečnanu a 4 g NaOH bylo rozpuštěno v 1 litru destilované vody
- 0,166 M $K_2Cr_2O_7$ – do 1 litru destilované vody bylo přidáno 49,04 g dvojchromanu
- Koncentrovaná H_2SO_4
- Mohrova sůl – do 2 litrů destilované vody bylo přidáno 400 g MS, směs byla profiltrována a okyselena 20 ml koncentrované H_2SO_4

4.4. Statistické hodnocení

Pro statistické hodnocení byl použit program Statistica 9 CZ (Stat Soft CZ, Praha, ČR). Obsahy sledovaných kovů a organické hmoty v půdě byly hodnoceny jednofaktorovou analýzou variance (ANOVA), program byl využit rovněž pro hodnocení jejich vzájemných závislostí (korelační analýza) s následným statistickým vyhodnocením.

Rozdíly ve sledovaných znacích mezi jednotlivými lokalitami, popřípadě termíny odběru vzorků půdy, byly hodnoceny následným testováním dle Fishera (LSD test) při 95,0 % ($p \leq 0,05$) hladině významnosti.

5 VÝSLEDKY A DISKUZE

5.1 Lokalita Žitková

5.1.1 Přístupné kovy v půdě

Jak je patrné z tabulky 4, obsah Zn v orné půdě lokality Žitková se pohyboval v rozmezí 18,82 – 24,13 mg.kg⁻¹ půdy. Jeho množství bylo v čase signifikantně ($p \leq 0,05$) proměnlivé, kdy tato variabilita byla způsobena pravděpodobně odběrem půdy (heterogenitou pozemku). Průměrná zásoba tohoto mikroelementu byla 20,57 mg.kg⁻¹ půdy. Ve vyhlášce č. 13/1994 Sb., jsou uvedeny limity pro obsahy těžkých kovů v půdě. Limitní množství pro obsah Zn je 100 mg.kg⁻¹ půdy. Obsah Zn na této lokalitě se tedy pohybuje značně pod jeho maximální přípustnou hodnotou. V porovnání s lokalitou Starý Hrozenkov byla zásoba tohoto mikrobiogenního prvku statisticky průkazně ($p \leq 0,05$) nižší o 45,3 %, (o 17,05 mg.kg⁻¹), jak uvádí obrázek 15.

Obsah Cu se na orné půdě v lokalitě Žitková pohyboval mezi 7,56 až 8,54 mg.kg⁻¹ půdy (tabulka 4). Jeho množství bylo v čase signifikantně ($p \leq 0,05$) proměnlivé, kdy tato variabilita byla způsobena pravděpodobně odběrem půdy (heterogenitou pozemku). Průměrná zásoba Cu v půdě činila 7,90 mg.kg⁻¹ půdy. Limitní množství pro obsah Cu je 50 mg.kg⁻¹ půdy. Obsah Cu se tedy pohybuje značně pod jeho maximální přípustnou hodnotou. V porovnání s lokalitou Starý Hrozenkov byla zásoba tohoto mikrobiogenního prvku statisticky průkazně ($p \leq 0,05$) nižší o 43,1 %, (o 5,98 mg.kg⁻¹), jak uvádí obrázek 16.

Množství Pb na orné půdě lokality Žitková kolísalo v rozmezí 12,17 – 14,60 mg.kg⁻¹ půdy (tabulka 4). Mezi měsíci srpen až říjen nedošlo k výraznějším změnám v jeho obsahu v půdě, ale v ostatních měsících bylo jeho množství signifikantně ($p \leq 0,05$) proměnlivé. Na lokalitě Žitková činil průměr 14,09 mg.kg⁻¹ půdy. Limitní množství pro obsah Pb je 70 mg.kg⁻¹ půdy. Obsah Pb se tedy pohybuje značně pod jeho maximální přípustnou hodnotou. V porovnání s lokalitou Starý Hrozenkov byla zásoba

tohoto prvku statisticky průkazně ($p \leq 0,05$) nižší o 25,8 %, (o 4,91 mg.kg⁻¹), jak uvádí obrázek 17.

Tabulka 4: Obsahy Zn, Cu a Pb v lokalitě Žitková, kultura orná půda

Měsíc	Zn (mg/kg) ± SE	Cu (mg/kg) ± SE	Pb (mg/kg) ± SE
Duben	19,21 ^{ab} ± 0,91	8,21 ^d ± 0,07	12,22 ^a ± 0,08
Květen	20,66 ^b ± 0,46	7,91 ^c ± 0,08	13,81 ^{ab} ± 0,32
Červen	24,13 ^c ± 1,01	7,84 ^{bc} ± 0,03	17,05 ^c ± 1,50
Červenec	18,82 ^a ± 0,39	8,54 ^c ± 0,06	12,17 ^a ± 0,11
Srpen	20,33 ^{ab} ± 0,13	7,58 ^a ± 0,10	14,37 ^b ± 0,22
Září	20,65 ^b ± 0,15	7,65 ^{ab} ± 0,09	14,45 ^b ± 0,07
Říjen	20,17 ^{ab} ± 0,09	7,56 ^a ± 0,02	14,60 ^b ± 0,08

Následné testování (Fisherův LSD test) – a, b, c, d, e – písmena u obsahu kovů – mezi variantami není statisticky průkazný rozdíl ($p \leq 0,05$) v případě, jsou-li písmena stejná.

Obsah Ni se pohyboval v rozmezí 3,02 – 3,92 mg.kg⁻¹ půdy (tabulka 5). Jeho množství bylo v čase signifikantně ($p \leq 0,05$) proměnlivé, což bylo pravděpodobně způsobeno odběrem půdy (heterogenitou pozemku). Průměrné množství Ni v lokalitě Žitková bylo 3,54 mg.kg⁻¹ půdy. Limitní množství pro obsah Ni je 25 mg.kg⁻¹ půdy. Obsah Ni se tedy pohybuje značně pod jeho maximální přípustnou hodnotou. V porovnání s lokalitou Starý Hrozenkov byla zásoba tohoto prvku statisticky průkazně ($p \leq 0,05$) nižší o 51,3 %, (o 3,73 mg.kg⁻¹), jak uvádí obrázek 18.

Obsah Mn se na orné půdě v lokalitě Žitková nacházel mezi 468,6 a 596,5 mg.kg⁻¹ půdy (tabulka 5). Jeho množství bylo v čase signifikantně ($p \leq 0,05$) proměnlivé, kdy tato variabilita byla způsobena pravděpodobně odběrem půdy (heterogenitou pozemku). Průměrná zásoba tohoto mikroelementu byla 541,67 mg.kg⁻¹ půdy. V porovnání s lokalitou Starý Hrozenkov byla zásoba tohoto mikrobiogenního prvku statisticky průkazně ($p \leq 0,05$) nižší o 23 %, (o 161,4 mg.kg⁻¹), jak uvádí obrázek 19.

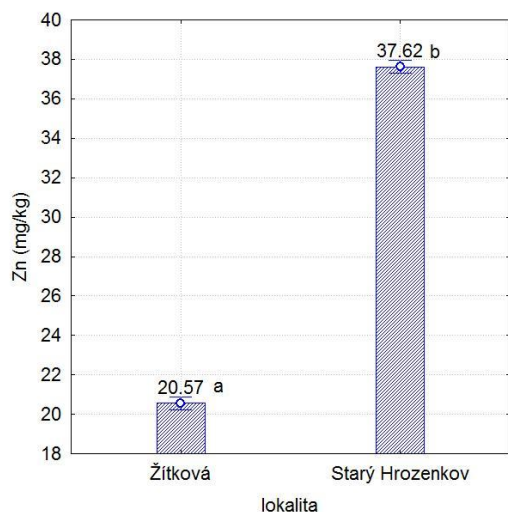
Obsah Fe byl na orné půdě lokality Žitková v rozmezí 2718 – 3057 mg.kg⁻¹ půdy (tabulka 5). Jeho vývoj byl v čase signifikantně ($p \leq 0,05$) proměnlivý, na čemž se

pravděpodobně podílel odběr půdy (heterogenita pozemku). Průměrné množství Fe bylo v průměru 2920 mg.kg⁻¹. V porovnání s lokalitou Starý Hrozenkov byla zásoba tohoto mikrobiogenního prvku statisticky průkazně ($p \leq 0,05$) nižší o 23,6 %, (o 902 mg.kg⁻¹), jak uvádí obrázek 20.

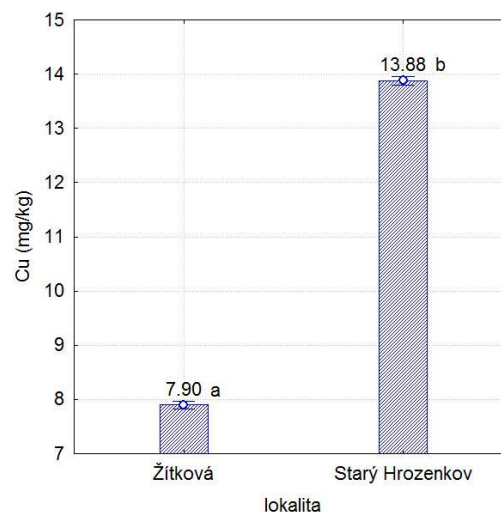
Tabulka 5: Obsahy Ni, Mn a Fe v lokalitě Žítková, kultura orná půda

Měsíc	Ni (mg/kg) ± SE	Mn (mg/kg) ± SE	Fe (mg/kg) ± SE
Duben	3,02 ^a ± 0,04	468,6 ^a ± 3,5	2718 ^a ± 21,1
Květen	3,80 ^{cd} ± 0,05	516,6 ^b ± 5,5	2929 ^b ± 35,7
Červen	3,47 ^{bc} ± 0,37	596,5 ^d ± 5,3	2971 ^{bc} ± 17,7
Červenec	3,25 ^{ab} ± 0,04	525,6 ^b ± 10,7	2894 ^b ± 75,5
Srpen	3,50 ^{bc} ± 0,02	552,5 ^c ± 3,3	2909 ^b ± 24,7
Září	3,81 ^{cd} ± 0,04	566,0 ^c ± 3,9	2964 ^{bc} ± 34,8
Říjen	3,92 ^d ± 0,04	565,8 ^c ± 6,1	3057 ^c ± 19,2

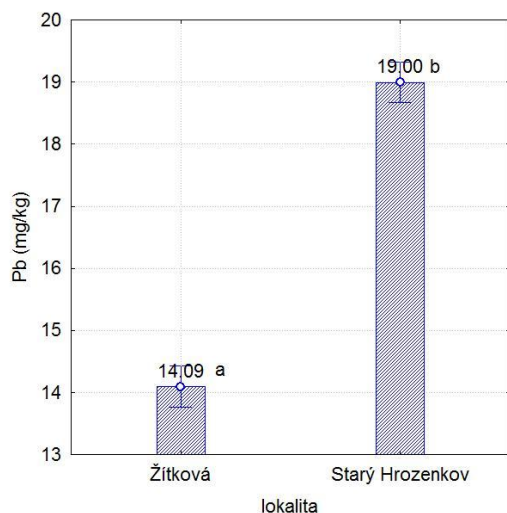
Následné testování (Fisherův LSD test) – a, b, c, d – písmena u obsahu kovů – mezi variantami není statisticky průkazný rozdíl ($p \leq 0,05$) v případě, jsou-li písmena stejná.



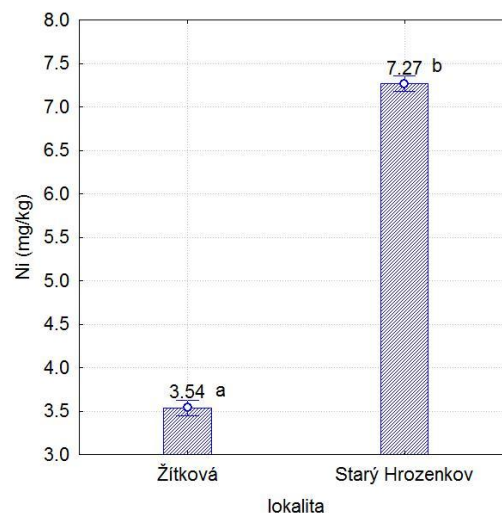
Obrázek 14: Průměrný obsah Zn v lokalitě Žítková a Starý Hrozenkov



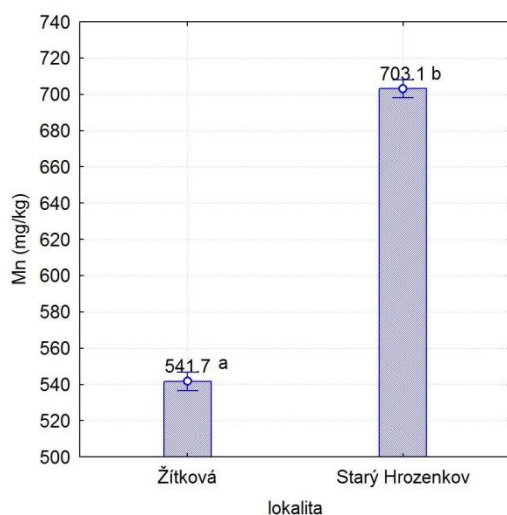
Obrázek 16: Průměrný obsah Cu v lokalitě Žítková a Starý Hrozenkov



Obrázek 15: Průměrný obsah Pb v lokalitě Žitková a Starý Hrozenkov



Obrázek 16: Průměrný obsah Ni v lokalitě Žitková a Starý Hrozenkov



Obrázek 17: Průměrný obsah Mn v lokalitě Žitková a Starý Hrozenkov



Obrázek 18: Průměrný obsah Fe v lokalitě Žitková a Starý Hrozenkov

Následné testování (Fisherův LSD test) – a, b – písmena u obsahu kovů – mezi variantami není statisticky průkazný rozdíl ($p \leq 0,05$) v případě, jsou-li písmena stejná.

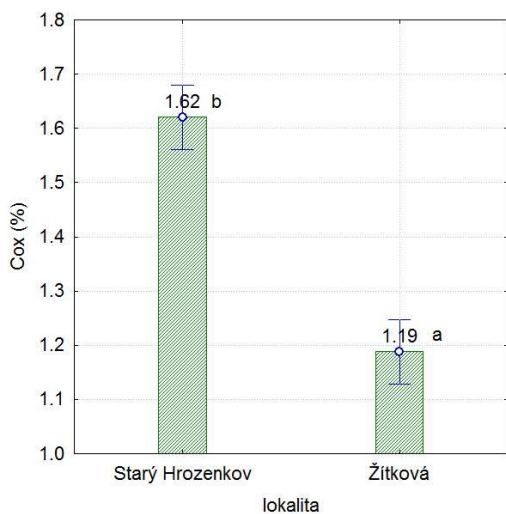
5.1.2 Půdní organická hmota

Ukazatele kvality půdní organické hmoty v lokalitě Žítková, kultuře orná půda, vidíme v tabulce 6. Množství oxidovatelného uhlíku se na orné půdě lokality Žítková pohybovalo v rozmezí 1,09 – 1,33 %, což je podle Zaujece et al. (2009) hladina velmi nízká až nízká. Průměr za všechny měsíce činil 1,19 %, což odpovídá velmi nízké hladině Cox. Obsah humusových látek se pohyboval v rozmezí 2,46 – 2,80 g.kg⁻¹ a jejich průměr byl 2,61 g.kg⁻¹. Huminové kyseliny byly v rozmezí 0,73 – 1,61 g.kg⁻¹, průměr za všechny měsíce dělal 1,25 g.kg⁻¹. Množství fulvokyselin bylo od 0,96 do 1,80 g.kg⁻¹ a jejich průměr činil 1,36 g.kg⁻¹. Hodnoty jednotlivých ukazatelů kvality organické hmoty byly v čase signifikantně ($p \leq 0,05$) proměnlivé. Tato variability byla pravděpodobně způsobena, stejně jako u jednotlivých prvků, odběrem půdy (heterogenitou pozemku). Stupeň humifikace na orné půdě v lokalitě Žítková dosahoval hodnoty 10,69, což je stupeň nízký. Poměr HK/FK = 1,52, jedná se tedy o humus fulvato-humátní. V porovnání s lokalitou Starý Hrozenkov bylo množství Cox statisticky průkazně ($p \leq 0,05$) nižší o 26,5 %, jak uvádí obrázek 21. Z obrázku 22 je patrné, že obsah humusových látek je, ve srovnání s lokalitou Starý Hrozenkov, statisticky průkazně ($p \leq 0,05$) nižší o 13,6 %, (o 0,41 g.kg⁻¹). Obsah huminových kyselin je, ve srovnání s lokalitou Starý Hrozenkov, statisticky průkazně ($p \leq 0,05$) nižší o 12,6 %, (o 0,18 g.kg⁻¹), jak uvádí obrázek 23. V porovnání s lokalitou Starý Hrozenkov bylo množství fulvokyselin statisticky průkazně ($p \leq 0,05$) nižší o 14,5 %, (o 0,23 g.kg⁻¹), jak je vidět na obrázku 24.

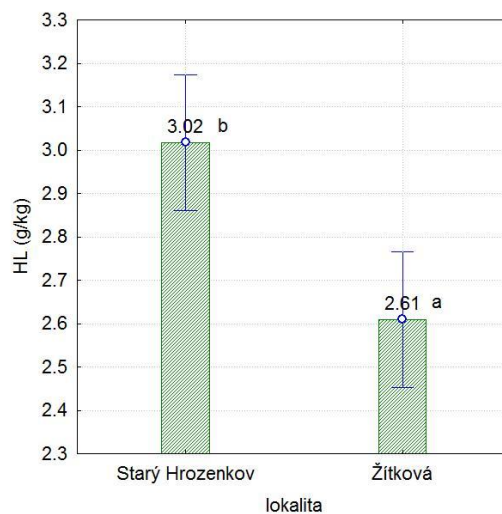
Tabulka 6: Celkový obsah oxidovatelného uhlíku a frakční složení HL v lokalitě Žítková, kultura orná půda

Měsíc	Cox (%) ± SE	HL (g/kg) ± SE	HK (g/kg) ± SE	FK (g/kg) ± SE
Duben	1,11 ^{ab} ± 0,01	2,46 ^a ± 0,05	1,19 ^{ab} ± 0,20	1,27 ^{ab} ± 0,20
Květen	1,20 ^{ab} ± 0,07	2,54 ^a ± 0,11	0,74 ^a ± 0,05	1,80 ^{bc} ± 0,13
Červen	1,33 ^c ± 0,06	2,80 ^b ± 0,04	0,73 ^a ± 0,06	2,07 ^c ± 0,04
Červenec	1,16 ^{ab} ± 0,03	2,68 ^{ab} ± 0,06	1,38 ^b ± 0,22	1,29 ^{ab} ± 0,23
Srpen	1,23 ^{bc} ± 0,04	2,55 ^a ± 0,11	1,58 ^b ± 0,19	0,96 ^a ± 0,23
Září	1,09 ^a ± 0,03	2,63 ^{ab} ± 0,07	1,61 ^b ± 0,19	1,02 ^a ± 0,23
Říjen	1,19 ^{ab} ± 0,05	2,63 ^{ab} ± 0,11	1,51 ^b ± 0,22	1,12 ^a ± 0,29

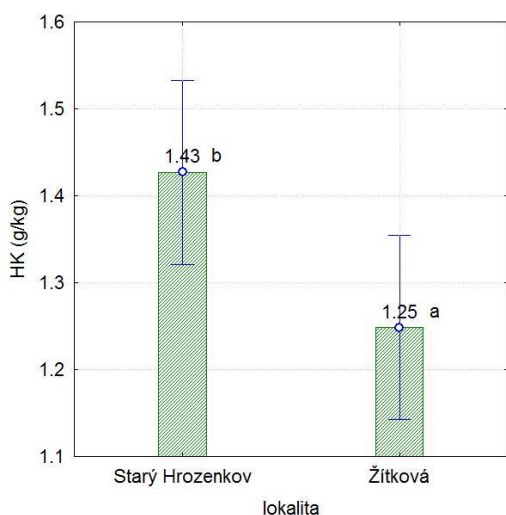
Následné testování (Fisherův LSD test) – a, b, c – písmena u charakteristik org. hmoty – mezi variantami není statisticky průkazný rozdíl ($p \leq 0,05$) v případě, jsou-li písmena stejná.



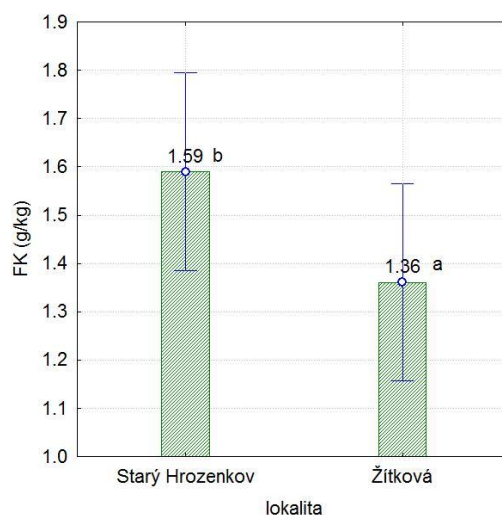
Obrázek 19: Průměrné množství Cox v lokalitě Žitková a Starý Hrozenkov



Obrázek 20: Průměrný obsah HL v lokalitě Žitková a Starý Hrozenkov



Obrázek 21: Průměrný obsah HK v lokalitě Žitková a Starý Hrozenkov



Obrázek 22: Průměrný obsah FK v lokalitě Žitková a Starý Hrozenkov

Následné testování (Fisherův LSD test) – a, b – písmena u charakteristik org. hmoty – mezi variantami není statisticky průkazný rozdíl ($p \leq 0,05$) v případě, jsou-li písmena stejná.

5.1.3 Závislost obsahu kovů na množství organické hmoty v půdě

Kovy jsou v půdě sorbovány na organickou hmotu v závislosti na jejím složení (Stevenson 1982). V orné půdě na lokalitě Žitková byla zjištěna statisticky průkazná ($p \leq 0,05$) pozitivní korelace mezi obsahem Cox a téměř všemi sledovanými prvky, jak

uvádí tabulka 7 a obrázky 25 – 27. Nejsilnější závislost na množství Cox vykazoval přístupný Zn ($r = 0,7047$). Lorenz et al. (2000) uvádějí, že půdy se zvýšeným obsahem organické hmoty mají vyšší kapacitu zinku v porovnání s půdami lehkými, s nízkou zásobou organických látek. Na druhou stranu Alloway (1995) a Chukwuma, et al. (2010) prezentují negativní závislost obsahu přístupného Zn na množství organické hmoty v půdě, v důsledku jeho vazby do stabilních komplexů. Vysoká korelace byla zjištěna rovněž mezi obsahem přístupného Pb a Cox (tab. 7). Finžgar et al. (2007) prezentují ve své práci závislost obsahu labilní formy olova (TCLP) na obsahu organické hmoty v půdě ($R^2 = 0,69$). Kromě Cu byly obsahy sledovaných kovů středně závislé ($r = 0,4339 - 0,6675$) na množství humusových látek v půdě (obr. 28 – 30). Z tabulky 7 je patrné, že obsah přístupného Fe se zvyšuje s obsahem HL nejvíce. To potvrzuje i Gerke (1997), který uvádí nejvýznamnější vazbu Fe na humusové látky v půdách s pH od 4 do 7. Závislost obsahu analyzovaných prvků byla zjištěna pouze u fulvokyselin, podobně jako u Cox byla nejsilnější korelace zaznamenána u Zn ($r = 0,5428$), jak je patrné na obr. 31.

Tabulka 7: Korelační koeficienty závislosti sledovaných prvků na parametrech org. hmoty v půdě a hladina významnosti (p), v lokalitě Žitková, kultura orná půda

	Zn (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Fe (mg/kg)
Cox (%)	0,7047	0,1863	0,6692	0,5018	0,5745	0,5804
	p=0,000	p=0,238	p=0,000	p=0,001	p=0,000	p=0,000
HL (g/kg)	0,5263	0,3274	0,4339	0,4682	0,6227	0,6675
	p=0,000	p=0,034	p=0,004	p=0,002	p=0,000	p=0,000
HK (g/kg)	0,0127	0,1398	0,0171	0,1007	0,2342	0,3573
	p=0,936	p=0,377	p=0,914	p=0,526	p=0,136	p=0,020
FK (g/kg)	0,5428	0,4127	0,2763	0,3486	0,3419	0,4248
	p=0,000	p=0,007	p=0,077	p=0,024	p=0,027	p=0,005

5.2 Lokalita Starý Hrozenkov

5.2.1 Přístupné kovy v půdě

Z tabulky 8 je patrné, že obsah Zn se na orné půdě v lokalitě Starý Hrozenkov pohyboval mezi 36,07 až 38,89 mg.kg⁻¹ půdy. Jeho množství v průběhu roku bylo signifikantně ($p \leq 0,05$) proměnlivé, což je pravděpodobně, stejně jako na lokalitě Žitková, způsobeno odběrem půdy (heterogenitou pozemku). V průměru zásoba Zn činila 37,62 mg.kg⁻¹ půdy. Obsah Zn na této lokalitě se pohybuje pod jeho maximální přípustnou hodnotou (100 mg.kg⁻¹ půdy).

U Cu se jeho obsah nacházel mezi 13,06 – 15,00 mg.kg⁻¹ půdy (tabulka 8). Jeho množství bylo v čase také signifikantně ($p \leq 0,05$) proměnlivé, kdy tato variabilita byla, stejně jako v předešlých případech, způsobena pravděpodobně odběrem půdy (heterogenitou pozemku). Průměrná zásoba Cu byla 13,88 mg.kg⁻¹ půdy. Obsah Cu se pohybuje pod jeho maximální přípustnou hodnotou (50 mg.kg⁻¹ půdy).

Obsah Pb v orné půdě se pohyboval v rozmezí 18,15 – 19,83 mg.kg⁻¹ půdy (tabulka 8). Jeho množství bylo v čase signifikantně ($p \leq 0,05$) proměnlivé, kdy tato variabilita byla způsobena pravděpodobně odběrem půdy (heterogenitou pozemku). Průměrné množství tohoto prvku činilo 19,00 mg.kg⁻¹ půdy. Obsah Pb se pohybuje pod jeho maximální přípustnou hodnotou (70 mg.kg⁻¹ půdy).

Tabulka 8: Obsahy Zn, Cu a Pb v lokalitě Starý Hrozenkov, kultura orná půda

Měsíc	Zn (mg/kg) ± SE	Cu (mg/kg) ± SE	Pb (mg/kg) ± SE
Duben	38,89 ^c ± 0,37	15,00 ^c ± 0,04	18,43 ^a ± 0,24
Květen	38,14 ^c ± 0,38	13,47 ^{bc} ± 0,12	19,23 ^b ± 0,20
Červen	37,03 ^b ± 0,13	14,28 ^d ± 0,10	19,22 ^b ± 0,18
Červenec	37,14 ^b ± 0,22	14,39 ^d ± 0,08	18,15 ^a ± 0,11
Srpen	36,07 ^a ± 0,31	13,20 ^{ab} ± 0,24	18,53 ^a ± 0,14
Září	37,28 ^b ± 0,11	13,06 ^a ± 0,10	19,83 ^c ± 0,19
Říjen	38,78 ^c ± 0,29	13,76 ^c ± 0,10	19,57 ^{bc} ± 0,26

Následné testování (Fisherův LSD test) – a, b, c, d, e – písmena u obsahu kovů – mezi variantami není statisticky průkazný rozdíl ($p \leq 0,05$) v případě, jsou-li písmena stejná.

Obsah Ni v lokalitě Starý Hrozenkov, kultuře orná půda, byl v rozmezí 6,64 – 7,87 mg.kg⁻¹ půdy (tabulka 9). Jeho množství bylo v čase signifikantně ($p \leq 0,05$) proměnlivé, kdy tato variabilita byla způsobena pravděpodobně odběrem půdy (heterogenitou pozemku). Průměrný obsah tohoto prvku dosahoval hodnoty 7,27 mg.kg⁻¹ půdy. Obsah Ni se pohybuje pod jeho maximální přípustnou hodnotou (25 mg.kg⁻¹ půdy).

Množství Mn stanoveného na orné půdě lokality Starý Hrozenkov se pohybovalo v rozmezí 672 – 752 mg.kg⁻¹ půdy (tabulka 9). Jeho množství bylo v čase signifikantně ($p \leq 0,05$) proměnlivé, kdy tato variabilita byla způsobena pravděpodobně odběrem půdy (heterogenitou pozemku). Průměrný obsah tohoto mikroelementu byl 703,1 mg.kg⁻¹ půdy.

Obsah Fe na orné půdě v lokalitě Starý Hrozenkov byl v rozmezí 3700 – 3968 mg.kg⁻¹ půdy (tabulka 9). Jeho množství bylo v čase signifikantně ($p \leq 0,05$) proměnlivé, kdy tato variabilita byla způsobena pravděpodobně odběrem půdy (heterogenitou pozemku). Průměrný obsah Fe dosahoval množství 3822 mg.kg⁻¹ půdy.

Tabulka 9: Obsahy Ni, Mn a Fe v lokalitě Starý Hrozenkov, kultura orná půda

Měsíc	Ni (mg/kg) ± SE	Mn (mg/kg) ± SE	Fe (mg/kg) ± SE
Duben	7,17 ^c ± 0,06	672,0 ^a ± 11,3	3968 ^c ± 27,1
Květen	6,64 ^a ± 0,07	752,7 ^d ± 4,3	3753 ^{ab} ± 33,3
Červen	7,59 ^e ± 0,06	723,5 ^c ± 4,4	3867 ^{bc} ± 55,0
Červenec	7,87 ^f ± 0,13	690,7 ^{ab} ± 7,4	3843 ^{abc} ± 21,6
Srpen	6,94 ^b ± 0,04	688,3 ^{ab} ± 7,8	3700 ^a ± 26,4
Září	7,25 ^{cd} ± 0,08	698,5 ^b ± 7,5	3704 ^a ± 98,8
Říjen	7,41 ^{de} ± 0,07	696,3 ^b ± 5,4	3924 ^c ± 46,6

Následné testování (Fisherův LSD test) – a, b, c, d, e – písmena u obsahu kovů – mezi variantami není statisticky průkazný rozdíl ($p \leq 0,05$) v případě, jsou-li písmena stejná.

5.2.2 Půdní organická hmota

Výsledky rozboru kvality organické hmoty na orné půdě v lokalitě Starý Hrozenkov můžeme vidět v tabulce 10. Množství Cox se pohybovalo mezi 1,45 – 1,79 %. Průměr na této lokalitě byl 1,62 %. Obsah Cox byl tedy, dle Zaujece et al. (2009), po celou dobu na stupni nízkém. Humusové látky kolísaly v rozmezí 2,76 – 3,74 g.kg⁻¹

půdy, přičemž průměr činil 3,02 g.kg⁻¹. Obsah huminových kyselin byl mezi 1,07 – 1,65 g.kg⁻¹ s průměrem 1,43 g.kg⁻¹. Množství fulvokyselin bylo, stejně jako na lokalitě Žitková, oproti huminovým kyselinám vyšší a nacházelo se v rozmezí 1,29 – 2,22 g.kg⁻¹. Průměr fulvokyselin za všechny měsíce byl 1,59 g.kg⁻¹. Stupeň humifikace dosahoval hodnot 9,18, tedy velmi nízký a dle poměru huminových kyselin a fulvokyselin, který byl v průměru 1,75, se jednalo o humus typu fulvato-humátní.

Tabulka 10: Celkový obsah oxidovatelného uhlíku a frakční složení HL v lokalitě Starý Hrozenkov, kultura orná půda

Měsíc	Cox (%) ± SE	HL (g/kg) ± SE	HK (g/kg) ± SE	FK (g/kg) ± SE
Duben	1,77 ^b ± 0,03	2,87 ^a ± 0,11	1,07 ^a ± 0,15	1,80 ^{ab} ± 0,24
Květen	1,54 ^{ab} ± 0,05	2,88 ^a ± 0,20	1,28 ^{ab} ± 0,15	1,60 ^{ab} ± 0,32
Červen	1,45 ^a ± 0,16	2,94 ^{ab} ± 0,35	1,65 ^c ± 0,09	1,29 ^a ± 0,36
Červenec	1,79 ^b ± 0,09	2,91 ^a ± 0,38	1,46 ^{bc} ± 0,05	1,46 ^{ab} ± 0,43
Srpen	1,52 ^{ab} ± 0,08	3,74 ^b ± 0,16	1,52 ^{bc} ± 0,04	2,22 ^b ± 0,18
Září	1,55 ^{ab} ± 0,10	3,04 ^{ab} ± 0,25	1,58 ^c ± 0,05	1,46 ^{ab} ± 0,24
Říjen	1,72 ^{ab} ± 0,13	2,76 ^a ± 0,37	1,45 ^{bc} ± 0,07	1,31 ^{ab} ± 0,41

Následné testování (Fisherův LSD test) – a, b, c – písmena u charakteristik org. hmoty – mezi variantami není statisticky průkazný rozdíl ($p \leq 0,05$) v případě, jsou-li písmena stejná.

5.2.3 Závislost obsahu kovů na množství organické hmoty v půdě

Na orné půdě v lokalitě Starý Hrozenkov byla zjištěna statisticky průkazná ($p \leq 0,05$) pozitivní korelace mezi obsahem Cox a přístupným Zn, Cu, Ni a Fe, jak uvádí tabulka 11 a obrázky 32 – 34. Nejsilnější závislost na množství Cox vykazovalo přístupné Fe ($r = 0,8032$). Vysokou korelaci ($R^2 = 0,971$) mezi obsahem železa a množstvím organické hmoty v půdě uvádějí Jiang et al. (2011). Množství olova na obsahu Cox závislé nebylo. Zhangren et al. (2002) prezentují ve své práci nízký vliv obsahu půdní organické hmoty na množství Pb, Zn a Cu v zrnu pšenice, z čehož lze vyvodit, že zásoba organických látek neovlivnila jejich přijatelnou formu v půdě. Stejně jako Zhag et al. (1997), který ve své práci uvádí pozitivní korelaci mezi obsahem organické hmoty a Cu ve všech jeho formách, vyšla v lokalitě Starý Hrozenkov, střední korelace mezi obsahem přístupné Cu a Cox ($r = 0,6126$). Tento fakt podtrhuje rovněž tvrzení Park et al. (2011) a Muhlbachové et al. (2015), kteří uvádějí afinitu kovů na půdní organický uhlík v následném pořadí: $\text{Cu}^{2+} > \text{Hg}^{2+} > \text{Cd}^{2+} > \text{Fe}^{2+} > \text{Pb}^{2+} > \text{Ni}^{2+} >$

$\text{Co}^{2+} > \text{Mn}^{2+} > \text{Zn}^{2+} > \text{As}^{(\text{v})} > \text{As}^{(\text{III})}$. Závislost sledovaných prvků na humusových látkách se nacházela pouze u Pb ($r = 0,3528$) a Fe ($r = 0,3623$), a to pouze slabá. Z tabulky 11 je patrné, že podobně jako na lokalitě Žitková, se obsah přístupného železa zvyšuje s obsahem HL, jak uvádí Gerke (1997). Podle Logana et al. (1997) mají huminové kyseliny velkou vazebnou kapacitu vůči Cu. U HK byla závislost obsahu analyzovaných prvků signifikantně ($p \leq 0,05$) zjištěna pro Pb (obr. 35), Ni (obr. 36) a Mn. Byla zjištěna střední korelace ($r = 0,428 - 0,5474$) těchto prvků s HK. Nejsilnější závislost obsahu analyzovaných prvků s fulvokyselinami, se vyskytovala u Fe ($r = 0,4459$) a jednalo se o středně silnou závislost.

Tabulka 11: Korelační koeficienty závislosti sledovaných prvků na parametrech org. hmoty v půdě a hladina významnosti (p), na lokalitě Starý Hrozenkov, kultura orná půda

	Zn (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Fe (mg/kg)
Cox (%)	0,6034	0,6126	0,2802	0,5707	0,1789	0,8032
	p=0,000	p=0,000	p=0,072	p=0,000	p=0,257	p=0,000
HL (g/kg)	0,1651	0,0967	0,3528	0,1971	0,3031	0,3623
	p=0,296	p=0,542	p=0,022	p=0,211	p=0,051	p=0,018
HK (g/kg)	0,1135	-0,0945	0,5474	0,5161	0,4280	0,2858
	p=0,474	p=0,552	p=0,000	p=0,000	p=0,005	p=0,067
FK (g/kg)	0,3769	0,2315	0,3110	0,1577	0,3108	0,4459
	p=0,014	p=0,140	p=0,045	p=0,319	p=0,045	p=0,003

6 ZÁVĚR

Obsahy přístupných kovů stanovené v orné půdě se signifikantně ($p \leq 0,05$) lišily mezi sledovanými lokalitami. V porovnání s lokalitou Starý Hrozenkov byla jejich zásoba nižší v relativním vyjádření u Zn o 45,3 %, u Cu o 43,1 %, u Pb o 25,8 %, u Ni o 51,3 %, u Mn o 23 % a u Fe o 23,6 %. Podobně jako tomu bylo u kovů, také sledované charakteristiky půdní organické hmoty se mezi danými lokalitami signifikantně ($p \leq 0,05$) lišily. V porovnání s lokalitou Starý Hrozenkov bylo množství Cox v půdě nižší o 26,5 % rel., obsah humusových látek o 13,6 %, obsah huminových kyselin o 12,6 % a množství fulvokyselin o 14,5 %.

Na obou lokalitách byla zjištěna signifikantní závislost ($p \leq 0,05$) mezi obsahem humusu (Cox) a množstvím Zn, Ni a Fe. Nejvyšších hodnot dosáhla u Fe ($r = 0,6918$) a Zn ($r = 0,6541$). Právě železo korelovalo ze všech sledovaných kovů signifikantně ($p \leq 0,05$) nejvíce s obsahem humusu a sledovanými humusovými látkami. Statisticky průkazná ($p \leq 0,05$) střední závislost mezi obsahem humusových látek a zásobou sledovaných kovů byla zjištěna pouze v lokalitě Žítková. Podobně jako v případě obsahu humusu, byla korelace mezi množstvím fulvokyselin a obsahem Zn ($r = 0,4599$) a Fe ($r = 0,4354$) nejvyšší.

7 SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- ALLOWAY, B. J. (ed.), (1995): *Heavy metals in soils*, 2 ed., Chapman & Hall, London
- BALÍK, J. – HLUŠEK, J. – RICHTER, R. – VANĚK, V. (2000): *Půdní úrodnost a její dopad na stabilitu výnosu a kvalitu produkce*, s. 5 – 10, In: *Půdní úrodnost, Sborník referátů z II. konference s mezinárodní účastí*, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, 90 s., ISBN 80-7157-436-8
- BARKOPUCH, Y. – SEDKI, A. – PINEAU, A. (2007): *A new approach for understanding lead transfer in agricultural soil*, *Water Air Soil Pollut.* 186:3–13
- BASTA, N. T. – RYAN, J. A. – CHANEY, R. L. (2005): Trace element chemistry in residual-treated soil: key concepts and metal bioavailability, *J. Environ. Qual.* 34:49–63
- BRADY, N. C. – WEIL, R. R. (1999): *The nature and properties of soils*, 10th edition, Prentice Hall, New Jersey, 881 s.
- BROMFIELD, S. M. – CUMMING, R. W. – DAVID, D. J. – WILLIAMS, C. H. (1983): *Change in soil pH, manganese and aluminium under subterranean clover pasture*, *Aust. J. Exp. Agric. Anim. Husb.* 23:181–191
- BROMFIELD, S. M. – DAVID, D. J. (1976): *Sorption and oxidation of manganese ions and reduction of manganese oxide by cell suspension of a manganese-oxidising bacterium*, *Soil Biol. Biochem.* 8:37–43
- BROMFIELD, S. M. (1978): *The effect of manganese-oxidising bacteria and pH on the availability of manganous ions and manganese oxides to oats in nutrient solutions*, *Plant Soil* 49:23–39
- BROWN, P. H. – DUNEMANN, L. – SCHULTZ, R. – MARSCHNER, H. (1989): *Influence of redox potential and plant species on the uptake of nickel and cadmium from soils*, *Zh. Pflanzenernahr. Bodenkd.* 152:85–91
- BROWN, P. H. – WELCH, R. M. – CARY, E. E. (1987): *Nickel: A micronutrient essential for higher plants*, *Plant Physiol.* 85:801–803, 1987

- BROWN, P. H. (2007): *Nickel*, Kapitola 14, s. 395 - 409, In: BARKER, V. A. – PILBEAM, J. D. (eds.): *Handbook of Plant Nutrition*, CRC Press, Boca Raton, Florida, 613 s.
- CESCO, S. – RÖMHELD, V. – VARANINI, Z. – PINTON, R. (2000): *Solubilization of iron by water-extractable humic substances*, J. Soil Sci. Plant Nutr, 163: 285–290
- EPSTEIN, E. – BLOOM, A. J. (2004): *Mineral Nutrition of Plants: Principles and Perspectives*, 2nd edition, Sinauer Associates, Sunderland, MA, pp. 45
- FAGERIA, N. K. – BALIGAR, V. C. – CLARK, R. B. (2002): *Micronutrients in crop production*, In: Sparks, D. L. (ed.): *Advances in Agronomy*, San Diego: Academic Press, pp. 185 – 268
- FECENKO, J. – LOŽEK, O. (2000): *Výživa a hnojenie poľných plodín*, Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, 452 s., ISBN 80-7173-777-5
- FINŽGAR, N. – TLUSTOŠ, P. – LEŠTAN, D. (2007): *Relationship of soil properties to fractionation, bioavailability and mobility of lead and zinc in soil*, Plant soil environment, 53 (5): pp. 225 - 238
- GERENDAS, J. – POLACCO, J. C. – FREYERMUTH, S. K. – SATTELMACHER, B. (1999): *Significance of nickel for plant growth and metabolism*, J. Plant Nutr, Soil Sci, 162:241–256
- GERKE, J. (1992): *Orthophosphate and organic phosphate in the soil solution of four sandy soils in relation to pH. Evidence for humic-Fe(Al)-phosphate complexes*, Commun. Soil Sci, Plant Anal, 23:601–612
- GERKE, J. (1997): *Aluminum and iron (III) species in the soil solution including organic complexes with citrate and humic substances*, Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 160: pp. 427 – 432. doi: 10.1002/jpln.19971600313
- CHUKWUMA, M. C. – ESHETT, E. T. – ONWEREMADU, E. U. – OKON, M. A. (2010): *Zinc availability in relation to selected soil properties in a crude oil polluted eutric tropofluvent*. Int. J. Environ. Sci. Tech., Volume 7 (2): pp. 261-270, ISSN 1735-1472

- JANDÁK, J. – POKORNÝ, E. – HYBLER, V. – POSPÍŠILOVÁ, L. (2003): *Cvičení z půdoznalství*, Mendelova univerzita v Brně, 92 s., ISBN 978-80-7157-733-1
- JANDÁK, J. – POKORNÝ, E. – PRAX, A. (2010): *Půdoznalství*, Mendelova univerzita v Brně, 142 s., ISBN 978-80-7375-445-7
- JANDÁK, J. – POSPÍŠILOVÁ, L. – HYBLER, V. – VLČEK, V. (2014): *Vliv půdních pomocných látek na fyzikální a chemické vlastnosti půdy*, In: *Folia VII. Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, Mendelova univerzita v Brně, 90 s., ISBN 978-80-7375-986-5
- JIANG, M. – XIANGUO, L. – HONGQING, W. – YUANCHUN, Z. – HAITAO, W. (20011): *Transfer and transformation of soil iron and implications for hydrogeomorphological changes in Naoli River Catchment, Sanjiang Plain, Northeast China*, Chinese Geographical Science, 21: 149-158
- JURČÍK, F. (1978): *Živiny v půdě*, Institut výchovy a vzdělávání ministerstva zemědělství a výživy ČSR, Praha, 114 s.
- KABATA – PENDIAS, A. – PENDIAS, H. (1992): *Trace Elements in Soils and Plants*, 2nd ed. Boca Raton, FL: CRC Press
- KABATA – PENDIAS, A. – KRAKOWIAK, A. (1995): *Soils parameters as a base for the calculation of background heavy metal status*, In: WILKENS, R. D. – FORSTNER, U. – KNOCHEL, A. (eds.): *International Conference Heavy Metals in the Environment*, Hamburg, 2: 398-401
- KABATA – PENDIAS, A. (2011): *Trace elements in soils and plants*, CRC Press, Boca Raton, FL, ISBN 978-1-4200-9368-1, p. 505
- KOLÁŘ, L. (1987): *Organické hnojení a humus*, Vysoká škola zemědělská, Praha, 105 s.
- KOLÁŘ, L. (1997): *Úloha organické hmoty v půdě*, In: *Sborník konference: Úloha organických hnojiv v současném zemědělství*, Česká zemědělská univerzita, Praha, 103 s.

- KOPSELL, D. E. – KOPSELL, D. A. (2007): *Cooper*, Kapitola 10, s. 293 - 328, In: BARKER, V. A. – PILBEAM, J. D. (eds.): *Handbook of Plant Nutrition*, CRC Press, Boca Raton, Florida, 613 s.
- KOUTNÍK, V. (1996): *Chemie (Systematika prvků)*, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, 129 s., ISBN 80-7157-202-0
- KRAUSKOPF, K. B. (1972): *Geochemistry of micronutrients*, In: MORTVEDT, J. J. – GIORDANO, P. M. – LINDSAY, W. L. (eds): *Micronutrients in Agriculture*, Madison, WI.: Soil Science Society of America, pp. 7 – 40
- LEEPER, G. W. (1970): *Six Trace Elements in Soils: Their Chemistry as Micronutrients*, Victoria, Australia: Melbourne University Press, pp. 20–22
- LI, Z. – SHUMAN, L. M. (1996): *Heavy metal movement in metal contaminated soil profiles*, Soil Sci. 161:656–666
- LINDSAY, W. L. (1972): *Inorganic phase equilibria of micronutrients in soils*, In: MORTVEDT, J. J. – GIORDANO, P. M. – LINDSAY, W. L. (eds): *Micronutrients in Agriculture*, Madison, WI: Soil Science Society of America, pp. 41–57
- LINDSAY, W. L. – NORVELL, W. A. (1977): *Development of a DTPA Soil Test for Zinc, Iron, Manganese, and Copper*, Soil Science Society of America Journal, 42(3): 421-428
- LOGAN E. M. – PULFORD I. D. – COOK G. T. – MACKENZIE A. B. (1997): *Complexation of Cu^{2+} and Pb^{2+} by peat and humic Acid*, Eurasian J., Soil Sci, 48:685–696
- LORENZ, S. E. – HAMON, R. E. – HOLM, P. E. – DOMINGUES, H. C. – SEQUEIRIA, E. M. – CHRISTENSEN, T. H. – MCGRATH, S. P. (2000): *Cadmium and zinc speciation in heavy metal contaminated soils from six European countries*, Bioresource Technology, Volume 71 (3), pp. 254-259
- MACCARTHY, P. (2001): *Principles of humic substances*, Proc, Humic Substances Seminar, Boston, MA

- McBRIDE, M. B. (1981): *Forms and distribution of copper in solid and solution phases of soil*, In: Loneragan, J. F. – Robson, A. D. – Graham, R. D. (eds.): *Copper in Soils and Plant*, New York, pp. 25 – 45
- MEERS, E. – UNAMUNO, V. R. – DU LAING, G. – VANGRONSVELD, J. – VANBROEKHOVEN, K. – SAMSON, R. – DIELS, L. – GEEBELEN, W. – RUTTENS, A. – VANDEGEHUCHTE M. – TACK, F. M. G. (2006): *Zn in the soil solution of unpolluted and polluted soils as affected by soil characteristics*, *Geoderma*, 136: 107-119
- MIKULA, P. (1998): *Organická hmota v půdě*, Ústav zemědělských a potravinářských informací, Praha, 46 s., ISBN 80-66153-22-3
- MORTVEDT, J. J. (2000): *Bioavailability of micronutrients*, In: SUMNER, M. E. (ed.): *Handbook of Soil Science*, Boca Raton, Fla.: CRC Press, pp. 71 – 88
- MUHLBACHOVA, G. – SAGOVA-MARECKOVA, M. – OMELKA, M. – SZAKOVA, J. – TLUSTOS, P. (2015): *The influence of soil organic carbon on interactions between microbial parameters and metal concentrations at a long-term contaminated site*, *Science of the Total Environment* 502: (2015) 218–223
- ORLOV, D. S. (1985): *Chimija počv (Soil chemistry)*, MGU, Moskva, 376 s.
- PARK, J. H. – LAMB, D. – PANEERSELVAM, P. – CHOPPALA, G. – BOLAN, N. – CHUNG, J. W. (2011): *Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal(loid) contaminated soils*, *Journal of Hazardous Materials*, 185: 549-574
- POLÁKOVÁ, Š. – KUBÍK, L. – MALÝ, S. (2011): *Monitoring zemědělských půd v České republice 1992 – 2007*, Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno, 118 s., ISBN 978-80-7401-041-5
- PONIZOVSKY, A. A. – THAKALI, S. – ALLEN, H. E. et al. (2006): *Effect of soil properties on copper release in soil solution at low moisture content*, *Environ. Toxic. Chem.*, 25:671–682
- POSPÍŠILOVÁ, Ľ. (2012): *Nedegradační metody studia kvality přírodních humusových látek*, In: *Folia V. Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, Mendelova univerzita v Brně, 154 s. ISBN 978-80-7375-662-8

- POWELL, P. E. – STANISZLO, P. J. – CLINE, G. R. – REID, C. P. P. (1982): *Hydroxamate siderophores in the iron nutrition of plants*, J. Plant Nutr. 5:653–673
- REISENAUER, H. M. (1988): *Determination of plant-available soil manganese*, In: GRAHAM, R. D. – HANNAM, R. J. – UREN, N. C. (eds.): *Manganese in Soil and Plants*, Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, pp. 87–100
- RICHTER, R. – HLUŠEK, J. (1994): *Výživa a hnojení rostlin (I. Obecná část)*, Vysoká škola zemědělská v Brně, 177 s., ISBN 80-7157-138-5
- RICHTER, R. (1996): *Půdní úrodnost*, Institut výchovy a vzdělávání Ministerstva zemědělství České republiky, Praha, 34 s.
- RICHTER, R. (2007): *Multimediální učební texty z výživy rostlin – Mikroelementy v půdě*, [Citováno dne 26. 2. 2015], Dostupné na adrese: http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext
- RÖMHELD, V. – MARSCHNER, H. (1986): *Mobilization of iron in the rhizosphere of different plant species*, In: TINKER, B. – LÄUCHLI, A. (eds.): *Advances in Plant Nutrition*, Vol. 2, New York: Praeger, pp. 155–204
- SIMS, J. T. (1986): *Soil pH effects on the distribution and plant availability of manganese, copper and zinc*, Soil Sci. Soc. Amer. J. 50:367–373
- SIPOS, P. – NEMETH, T. – MOHAI, I. (2005): *Distribution and possible immobilization of lead in a forest soil (Luvisol) profile*, Environ. Geochem. Health 27:1–10
- SMOLDERS, E. – DEGRYSE, F. (2006): *Fixation of cadmium and zinc in soils: implication for risk assessment*, In: HAMON, R. – MCLAUGHLIN, M. – LOMBI, E. (Eds.): *Natural Attenuation of Trace Element Availability in Soils*, Taylor & Francis, Boca Raton, FL, 157-171
- SOTÁKOVÁ, S. (1982): *Organická hmota a úrodnost půdy*, Příroda, Bratislava, 234 s.
- STEELINK, C. (1985): *Implications of elemental characteristics of humic substances*, In: AIKEN, G. R. – McKNIGHT, D. M. – WERSHAW, R. L. (eds.): *Humic*

- Substances in Soil, Sediments and Water*, John Wiley and Sons (Interscience), New York, pp. 457 – 476
- STEINNES, E. – FRIEDLAND, A. J. (2005): *Lead migration on podzolic soils from Scandinavia and the United States of America*, *Can. J. Soil Sci.*, 85:291–294
- STEVENSON, F. J. (1982): *Humus chemistry – genesis, composition, reactions*, J. Wiley – Inter science Publication, New York, 445 s.
- ŠARAPATKA, B. et al. (2010): *Agroekologie: východiska pro udržitelné zemědělské hospodářství*, Bioinstitut, o. p. s., Olomouc, 440 s., ISBN 978-80-87371-10-7
- ŠIMEK, M. (1996): *Globální souvislosti biologických procesů v půdě*, *Úroda*, č. 10, 14 s.
- ŠIMEK, M. (2003): *Základy nauky o půdě - 1. Neživé složky půdy*, Biologická fakulta Jihočeské univerzity, České Budějovice, 131 s. ISBN 80-7040-629-1
- TESAŘOVÁ, M. (1990): *Agrokémia es Talajtan* 39 (3-4): 531-534
- TLUSTOŠ, P. – ŠVEHLA, P. – PAVLÍK, M. – HANČ, A. (2007): *Agrochemie*, Česká zemědělská univerzita v Praze, 228 s., ISBN 978-80-213-1713-0
- TŘEBICHA VSKÝ, J. – HAVRDOVÁ, D. – BLOHBERGER, M. (1998): *Toxické kovy*, NSO – Ing. František Nekvasil, Kutná Hora – Sedlec, 509 s.
- UREN, N. C. – LEEPER, G. W. (1978): *Microbial oxidation of divalent Mn*, *Soil Biol. Biochem.*, 10:85–87
- VAN DE GRAAFF, R. H. M. – SUTER, H. C. – LAWES, S. J. (2002): *Long-term effects of municipal sewage on soils and pastures*, *J. Environ. Sci. Health A* 37:745 – 757
- VON WIREN, N. – MARSCHNER, H. – RÖMHELD, V. (1996): *Roots of Iron-Efficient Maize also Absorb Phytosiderophore-Chelated Zinc*, *Plant Physiology*, 111(4): 1119-1125

- ZAUJEC, A. – CHLPIK, J. – NÁDAŠSKÝ, J. – SZOMBATHOVÁ, N. – TOBIAŠOVÁ, E. (2009): *Pedologia a základy geologie*, Nitra, SPU, 399 s., ISBN 978-80552-0207-5
- ZBÍRAL, J. (2002): *Analýza půd I – Jednotné pracovní postupy*, 2. vydání, Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno, 197 s., ISBN: 80-86548-15-5
- ZHANG, M. – ALVA, A. K. – LI, C. – CALVERT, D. V. (1997): *Chemical association of Cu, Zn, Mn a Pb in selected sandy citrus soil*. *Soil Science*, 162 (3): pp. 181-187
- ZHANGREN, N. – CHUANYAN, Z. – JIJUN, L. – FAHU, CH. – WU, S. (2002): *Relations between soil properties and selected heavy metal concentrations in spring wheat (*Triticum aestivum* L.) grown in contaminated soils*, *Water, Air, and Soil Pollution*, Volume 133: pp. 205–213, ISSN 15573-2932
- ZYRIN, N. G. – RERICH, W. J. – TIKHOMIROV, F. A. (1976): *Forms of zinc compounds in soils and its supply to plants*, *Agrokimiya*, 5: 124-127

8 SEZNAM OBRÁZKŮ

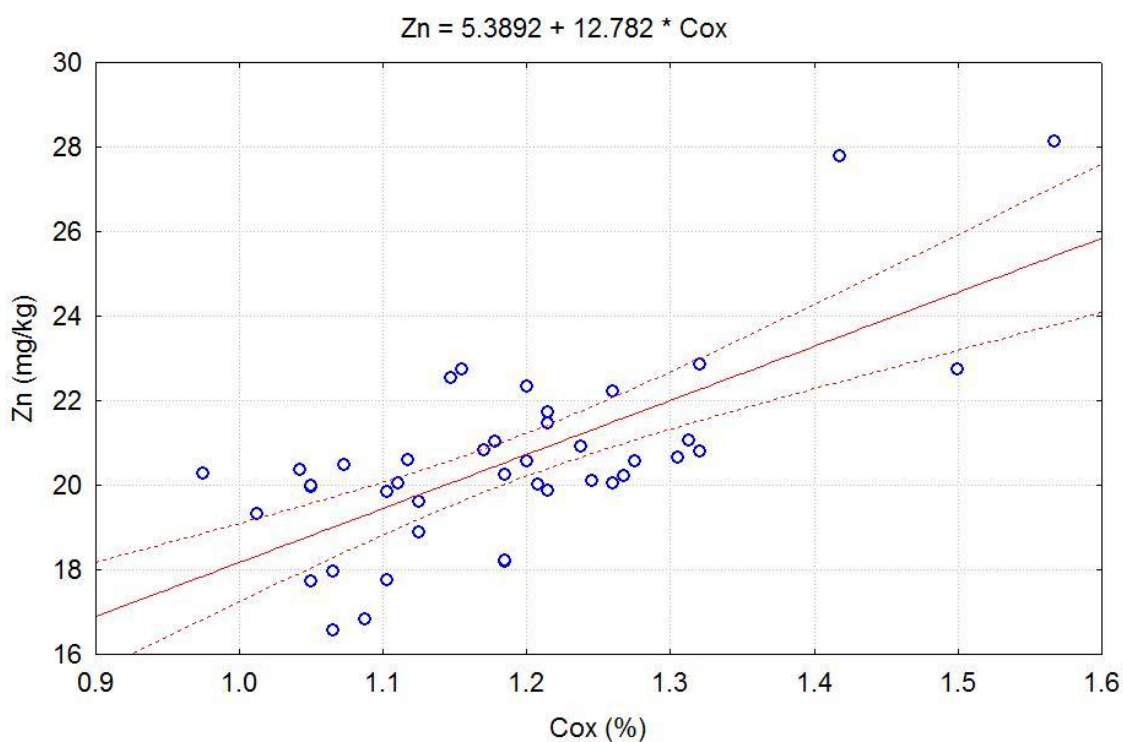
Obrázek 1: Tvorba organické hmoty (Sotáková 1982)	13
Obrázek 2: Složení organického podílu luční půdy (Jandák et al. 2010)	14
Obrázek 3: Rozdělení organických látek v půdě a klasifikace humusových látek (Brady a Weil 1999).....	19
Obrázek 4: Obsah zinku (Zn), stanoveného ve výluhu dle Lindsaye a Norvella, v orných půdách základního a kontaminovaného subsystému (Poláková et al. 2011).....	24
Obrázek 5: Obsah mědi (Cu), stanovený ve výluhu dle Lindsaye a Norvella, v orných půdách základního a kontaminovaného subsystému (Poláková et al. 2011).....	27
Obrázek 6: Obsah přístupného manganu (Mn), stanovený ve výluhu dle Lindsaye a Norvella, v orných půdách základního a kontaminovaného subsystému (Poláková et al. 2011).....	30
Obrázek 7: Obsah železa (Fe), stanovený ve výluhu dle Lindsaye a Norvella, v orných půdách základního a kontaminovaného subsystému (Poláková et al. 2011).....	32
Obrázek 9: Obsah olova (Pb), stanovený ve výluhu lučavky královské, v orných půdách základního a kontaminovaného subsystému (Poláková et al. 2011).....	35
Obrázek 10: Obsah niklu (Ni), stanovený ve výluhu lučavky královské, v orných půdách základního a kontaminovaného subsystému (Poláková et al. 2011).....	37
Obrázek 11: Mapa ČR se sledovanými lokalitami.....	39
Obrázek 12: Žitková – orná půda, se zvýrazněnými místy odběru (Zdroj: www.mapy.cz)	40
Obrázek 13: Starý Hrozenkov – Orná půda, se zvýrazněnými místy odběru (Zdroj: www.mapy.cz)	41
Obrázek 14: Schéma odběru půdních vzorků	43
Obrázek 15: Průměrný obsah Zn v lokalitě Žitková a Starý Hrozenkov	51
Obrázek 17: Průměrný obsah Pb v lokalitě Žitková a Starý Hrozenkov.....	52
Obrázek 18: Průměrný obsah Ni v lokalitě Žitková a Starý Hrozenkov	52
Obrázek 19: Průměrný obsah Mn v lokalitě Žitková a Starý Hrozenkov	52
Obrázek 20: Průměrný obsah Fe v lokalitě Žitková a Starý Hrozenkov	52
Obrázek 21: Průměrné množství Cox v lokalitě Žitková a Starý Hrozenkov	54
Obrázek 22: Průměrný obsah HL v lokalitě Žitková a Starý Hrozenkov.....	54
Obrázek 23: Průměrný obsah HK v lokalitě Žitková a Starý Hrozenkov	54

Obrázek 24: Průměrný obsah FK v lokalitě Žitková a Starý Hrozenkov	54
Obrázek 25: Korelace mezi obsahem Zn (mg/kg) a množstvím Cox (%) v lokalitě Žitková, kultura orná půda.....	72
Obrázek 26: Korelace mezi obsahem Mn (mg/kg) a množstvím Cox (%) v lokalitě Žitková, kultura orná půda.....	72
Obrázek 27: Korelace mezi obsahem Fe (mg/kg) a množstvím Cox (%) v lokalitě Žitková, kultura orná půda.....	73
Obrázek 28: Korelace mezi obsahem Zn (mg/kg) a množstvím HL (%) v lokalitě Žitková, kultura orná půda.....	73
Obrázek 29: Korelace mezi obsahem Mn (mg/kg) a množstvím HL (%) v lokalitě Žitková, kultura orná půda.....	74
Obrázek 30: Korelace mezi obsahem Fe (mg/kg) a množstvím HL (%) v lokalitě Žitková, kultura orná půda.....	74
Obrázek 31: Korelace mezi obsahem Zn (mg/kg) a množstvím FK (%) v lokalitě Žitková, kultura orná půda.....	75
Obrázek 32: Korelace mezi obsahem Zn (mg/kg) a množstvím Cox (%) v lokalitě Starý Hrozenkov, kultura orná půda.....	75
Obrázek 33: Korelace mezi obsahem Cu (mg/kg) a množstvím Cox (%) v lokalitě Starý Hrozenkov, kultura orná půda.....	76
Obrázek 34: Korelace mezi obsahem Fe (mg/kg) a množstvím Cox (%) v lokalitě Starý Hrozenkov, kultura orná půda.....	76
Obrázek 35: Korelace mezi obsahem Pb (mg/kg) a množstvím HK (%) v lokalitě Starý Hrozenkov, kultura orná půda.....	77
Obrázek 36: Korelace mezi obsahem Ni (mg/kg) a množstvím HK (%) v lokalitě Starý Hrozenkov, kultura orná půda.....	77

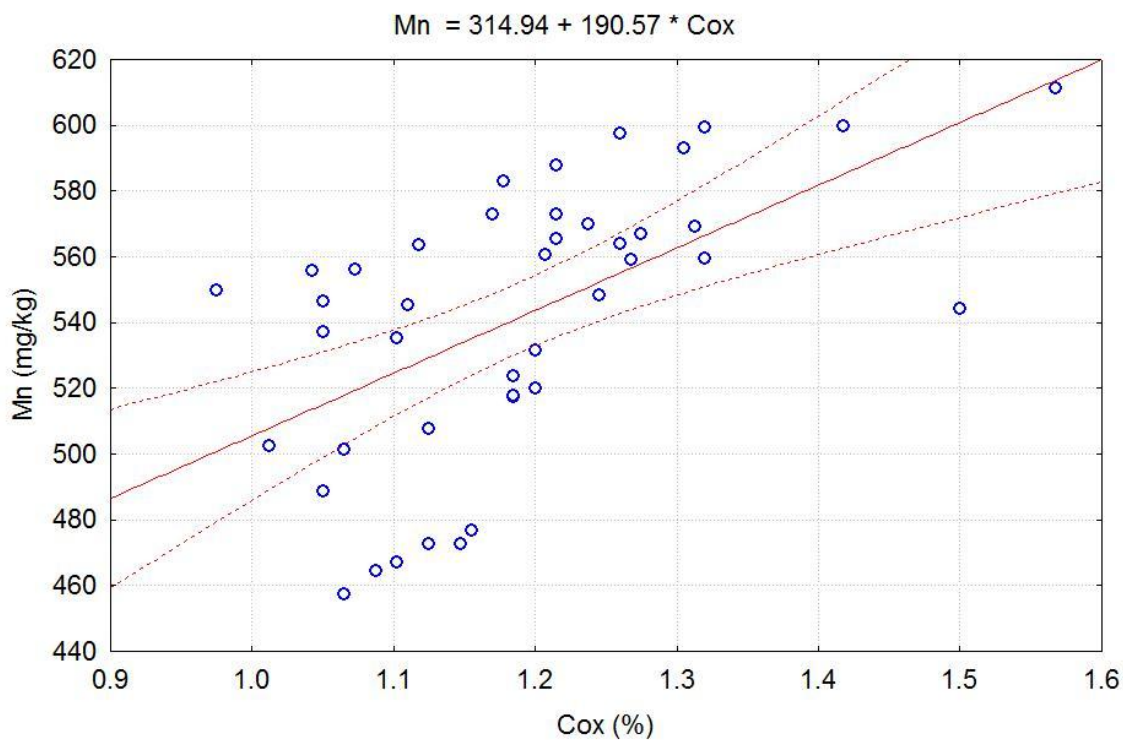
9 SEZNAM TABULEK

Tabulka 1: Množství živin uvolněných rozkladem rostlinných zbytků samotnými půdními mikroorganismy (A), mikroorganismy a mezofaunou (B) a mikroorganismy, mezofaunou a makrofaunou (C), (Tesařová 1990)	15
Tabulka 2: Termíny odběrů	42
Tabulka 3: Vztah mezi obsahem humusu a navážkou půdního vzorku	45
Tabulka 4: Obsahy Zn, Cu a Pb v lokalitě Žitková, kultura orná půda.....	50
Tabulka 5: Obsahy Ni, Mn a Fe v lokalitě Žitková, kultura orná půda.....	51
Tabulka 6: Celkový obsah oxidovatelného uhlíku a frakční složení HL v lokalitě Žitková, kultura orná půda.....	53
Tabulka 7: Korelační koeficienty závislosti sledovaných prvků na parametrech org. hmoty v půdě a hladina významnosti (p), v lokalitě Žitková, kultura orná půda	55
Tabulka 8: Obsahy Zn, Cu a Pb v lokalitě Starý Hrozenkov, kultura orná půda.....	56
Tabulka 9: Obsahy Ni, Mn a Fe v lokalitě Starý Hrozenkov, kultura orná půda	57
Tabulka 10: Celkový obsah oxidovatelného uhlíku a frakční složení HL v lokalitě Starý Hrozenkov, kultura orná půda.....	58
Tabulka 11: Korelační koeficienty závislosti sledovaných prvků na parametrech org. hmoty v půdě a hladina významnosti (p), na lokalitě Starý Hrozenkov, kultura orná půda	59

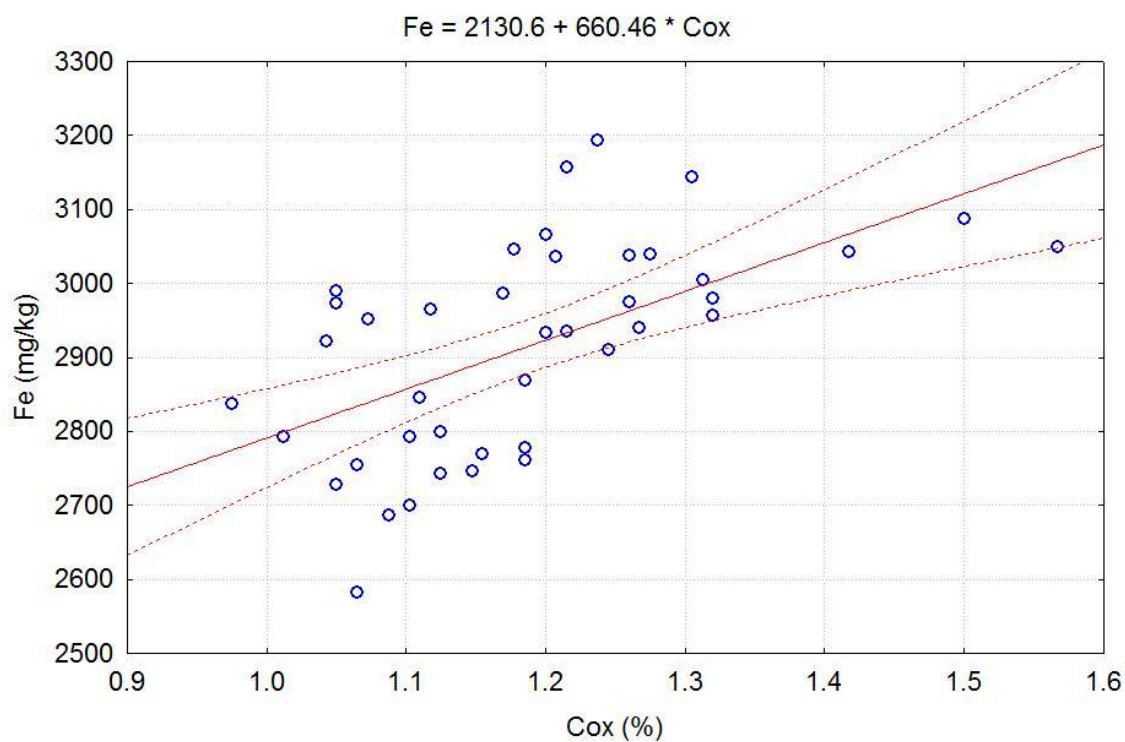
10 PŘÍLOHY



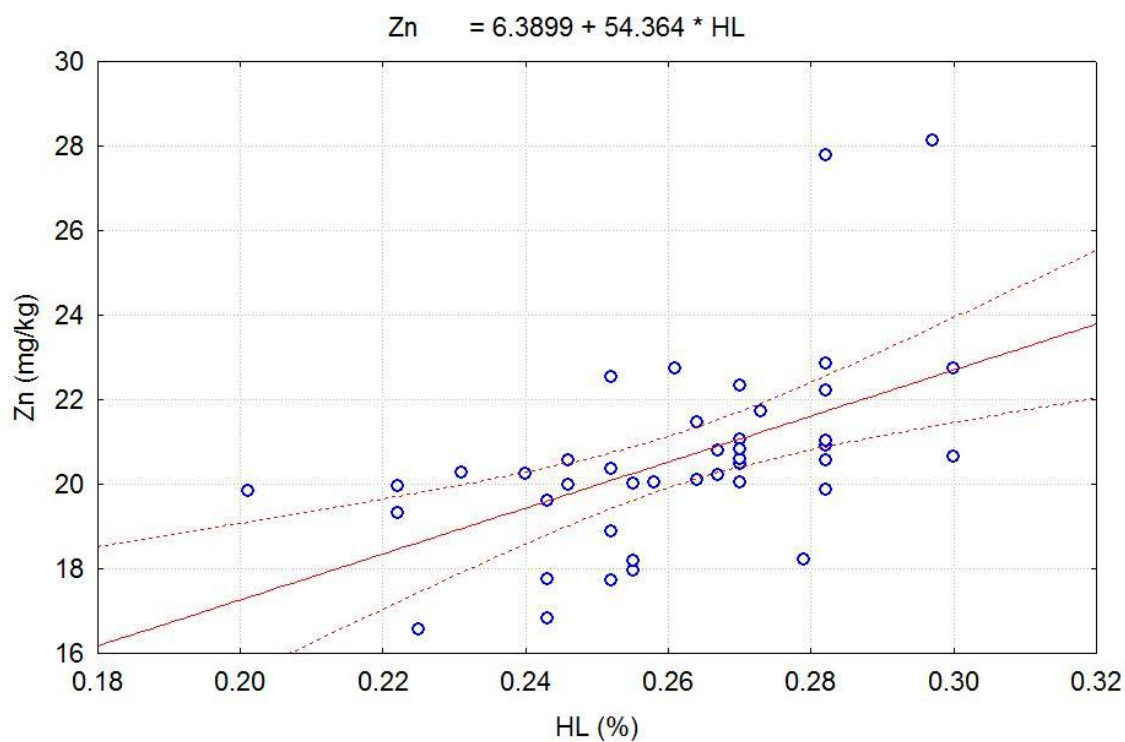
Obrázek 23: Korelace mezi obsahem Zn (mg/kg) a množstvím Cox (%) v lokalitě Žitková, kultura orná půda



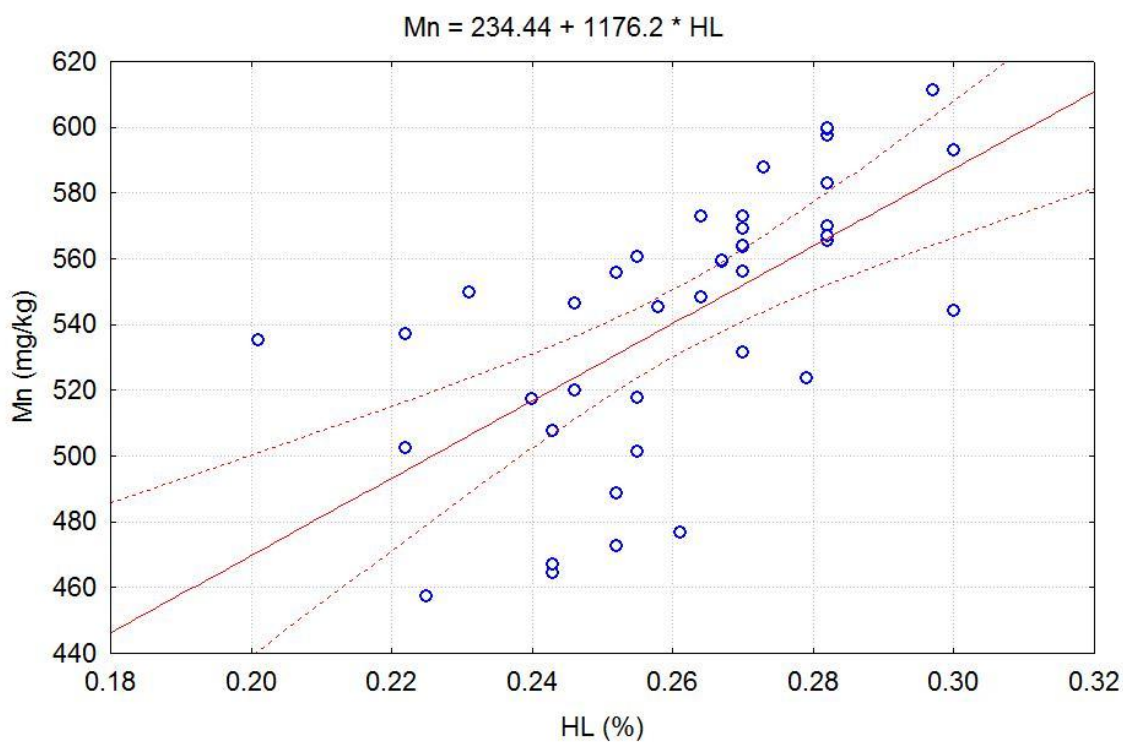
Obrázek 24: Korelace mezi obsahem Mn (mg/kg) a množstvím Cox (%) v lokalitě Žitková, kultura orná půda



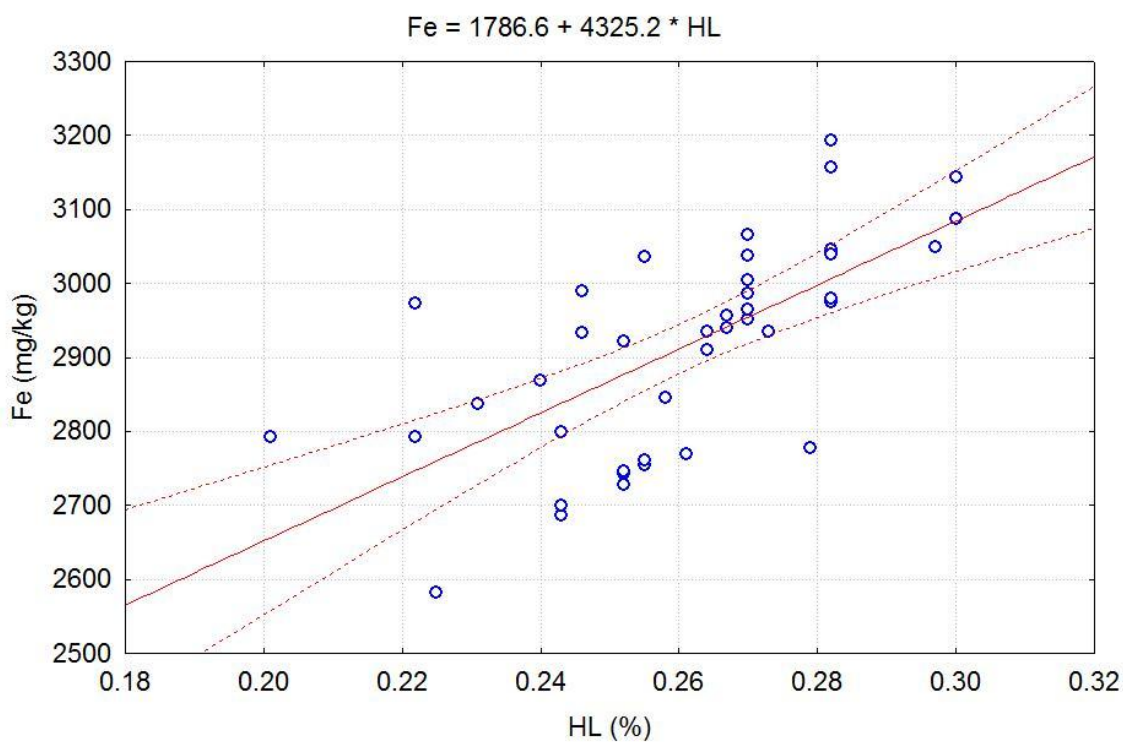
Obrázek 25: Korelace mezi obsahem Fe (mg/kg) a množstvím Cox (%) v lokalitě Žitková, kultura orná půda



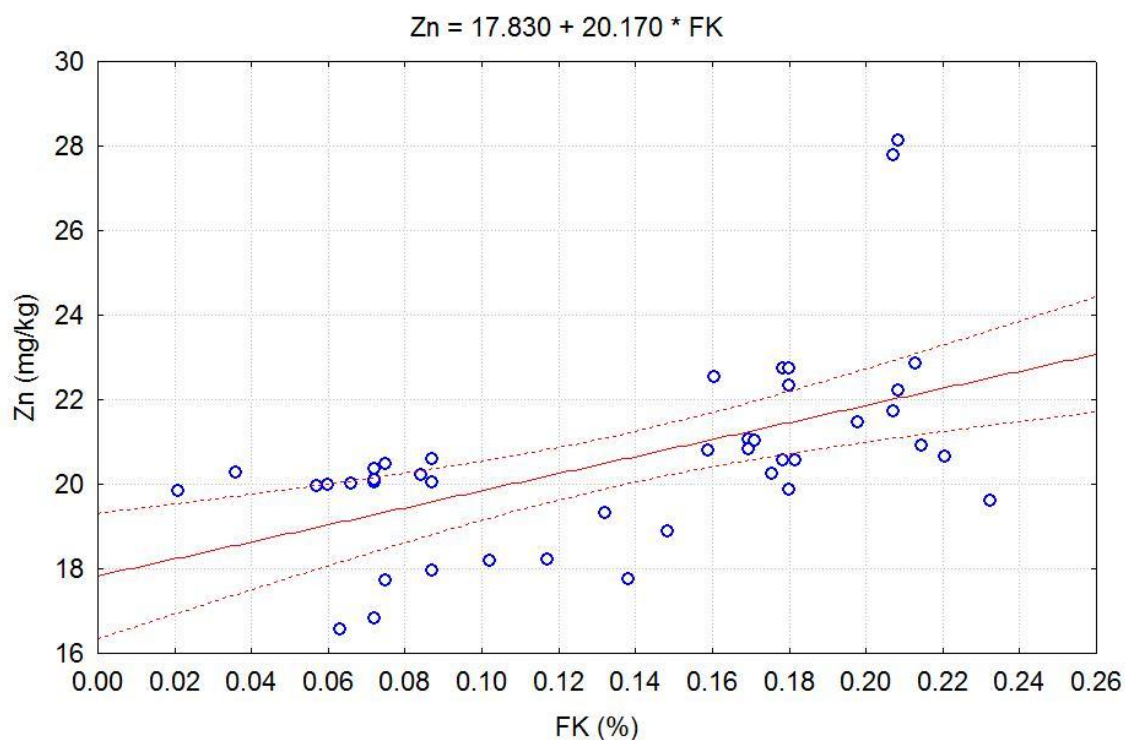
Obrázek 26: Korelace mezi obsahem Zn (mg/kg) a množstvím HL (%) v lokalitě Žitková, kultura orná půda



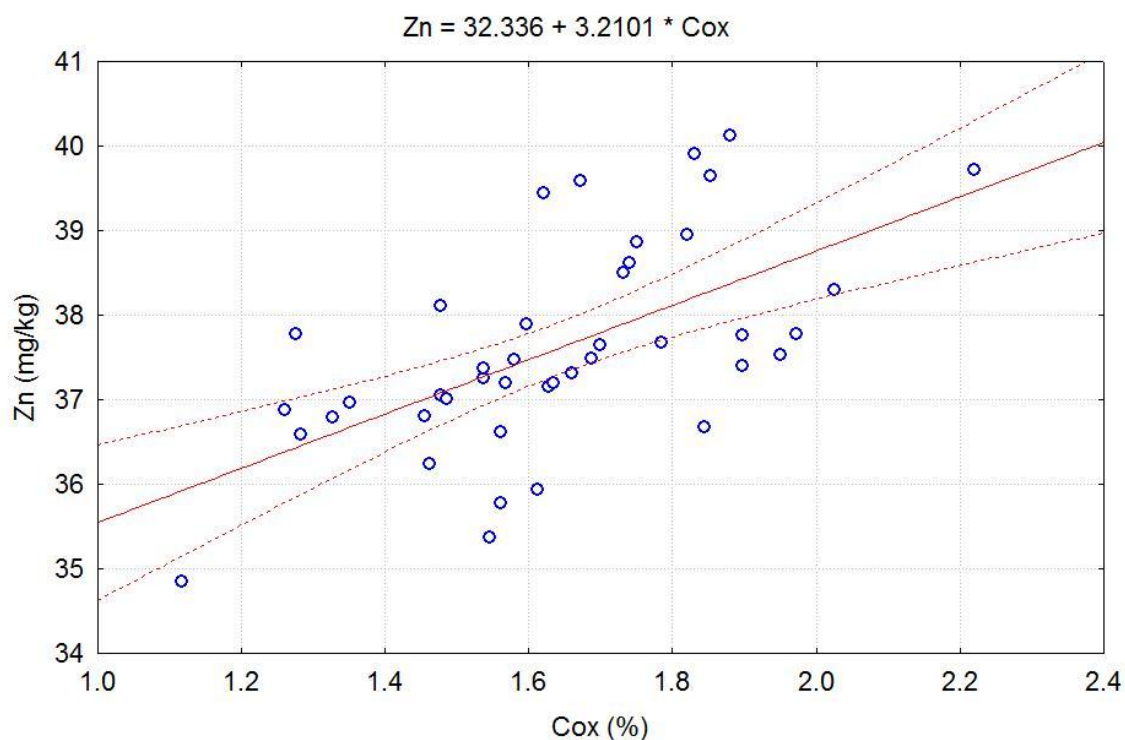
Obrázek 27: Korelace mezi obsahem Mn (mg/kg) a množstvím HL (%) v lokalitě Žitková, kultura orná půda



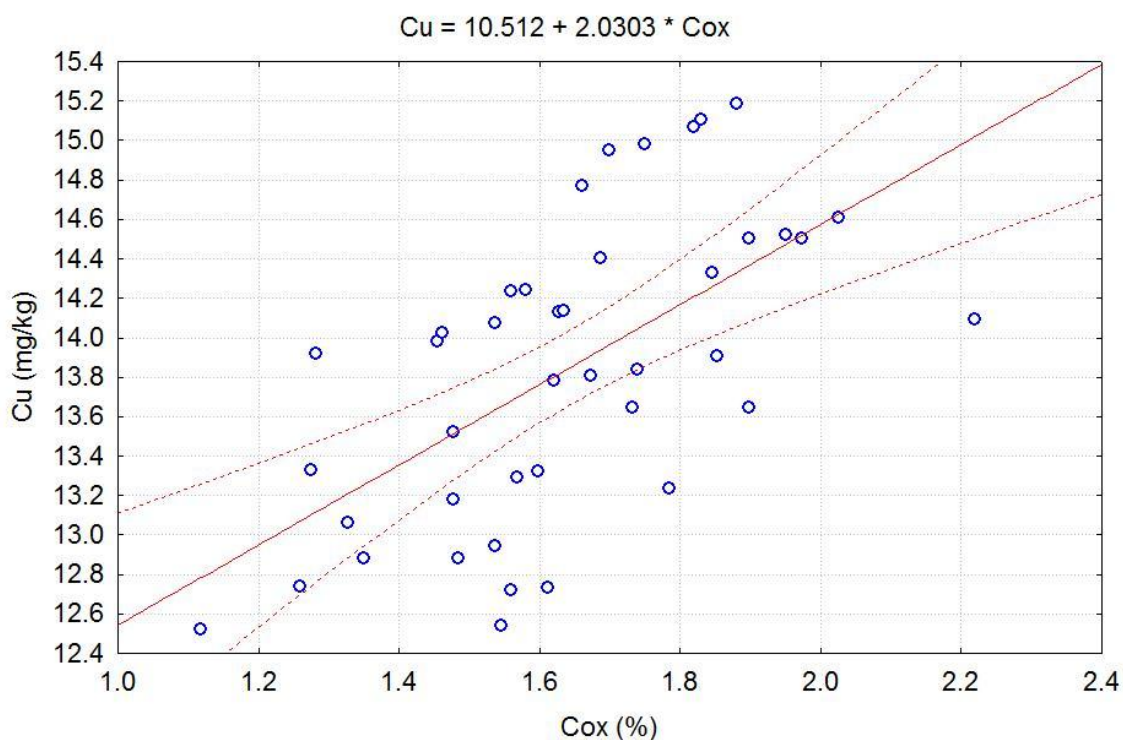
Obrázek 28: Korelace mezi obsahem Fe (mg/kg) a množstvím HL (%) v lokalitě Žitková, kultura orná půda



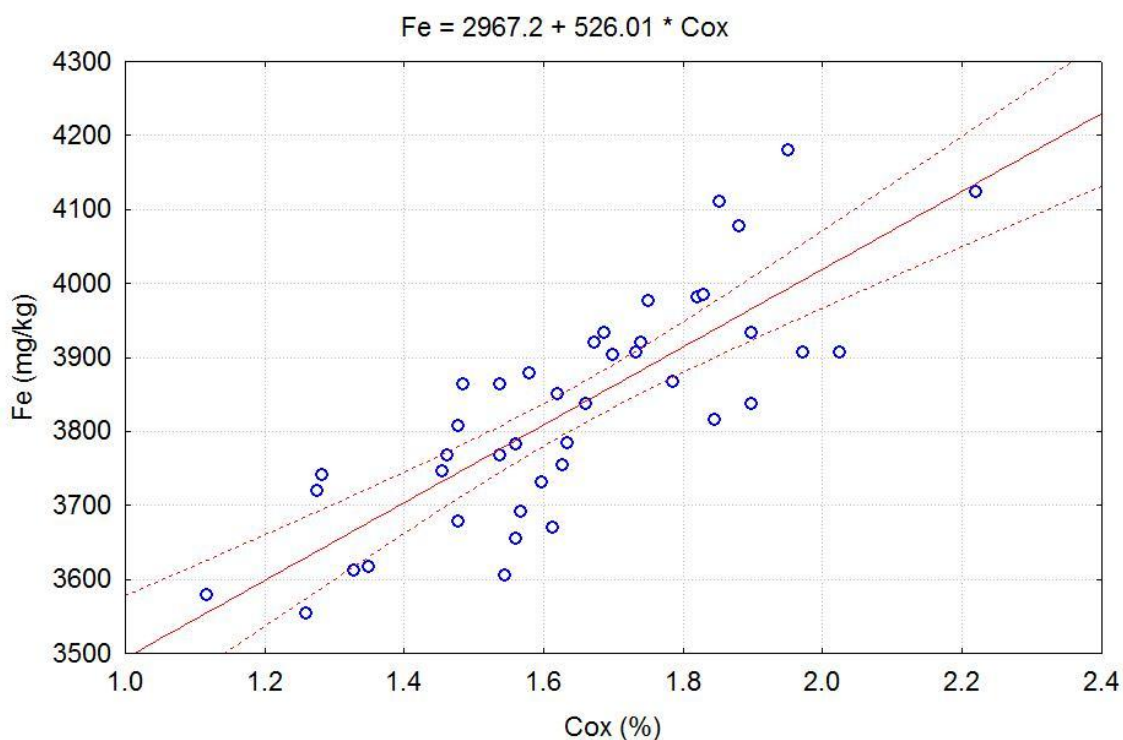
Obrázek 29: Korelace mezi obsahem Zn (mg/kg) a množstvím FK (%) v lokalitě Žitková, kultura orná půda



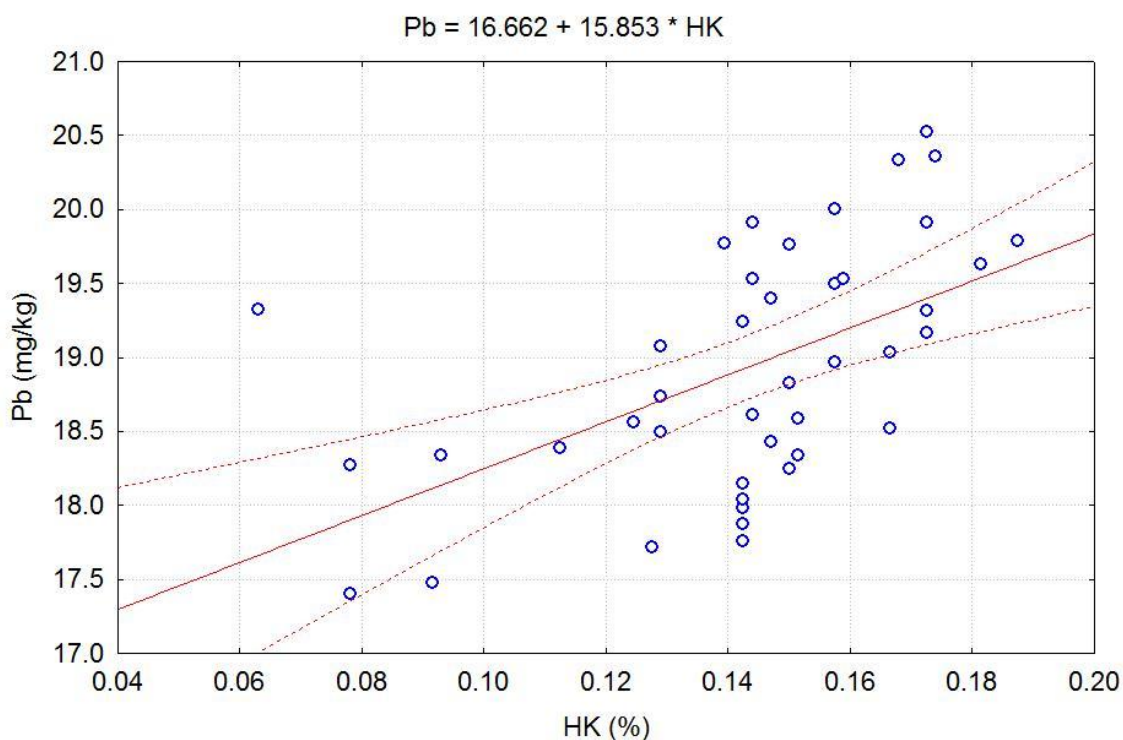
Obrázek 30: Korelace mezi obsahem Zn (mg/kg) a množstvím Cox (%) v lokalitě Starý Hrozenkov, kultura orná půda



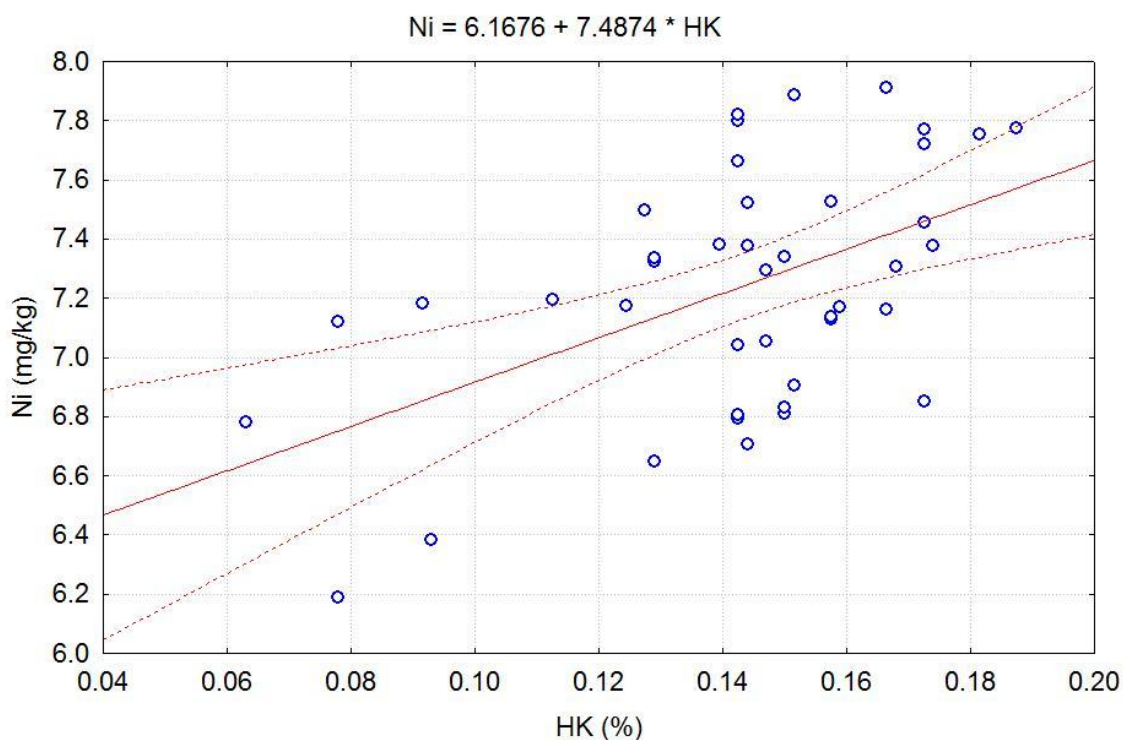
Obrázek 31: Korelace mezi obsahem Cu (mg/kg) a množstvím Cox (%) v lokalitě Starý Hrozenkov, kultura orná půda



Obrázek 32: Korelace mezi obsahem Fe (mg/kg) a množstvím Cox (%) v lokalitě Starý Hrozenkov, kultura orná půda



Obrázek 33: Korelace mezi obsahem Pb (mg/kg) a množstvím HK (%) v lokalitě Starý Hrozenkov, kultura orná půda



Obrázek 34: Korelace mezi obsahem Ni (mg/kg) a množstvím HK (%) v lokalitě Starý Hrozenkov, kultura orná půda