

MENDELOVA UNIVERZITA V BRNĚ

Agronomická fakulta

Ústav agrochemie, půdoznalství, mikrobiologie a výživy rostlin



**AGROEKOLOGICKÉ HODNOCENÍ VLIVU ORGANICKÉHO
HNOJENÍ TRAVNÍCH POROSTŮ NA PŮDNÍ VLASTNOSTI**

Doktorská disertační práce

Vedoucí práce:

Ing. Jiří Jandák, CSc.

Vypracovala:

Ing. Marie Svozilová

Brno 2015

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem práci: „Agroekologické hodnocení vlivu organického hnojení travních porostů na půdní vlastnosti“ vypracovala 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 vědoma, 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 svému školiteli Ing. Jiřímu Jandákovi, CSc. a jeho předchůdci doc. Ing. Eduardu Pokornému, Ph.D. za cenné připomínky a odborné vedení při tvorbě této disertační práce.

Dále děkuji svému manželovi a kolegům firmy Agrovýzkum Rapotín s.r.o. za podporu.

Tato disertační práce vznikla s podporou Výzkumného záměru č. MSM 2678846201 „Uplatnění evropského modelu multifunkčního zemědělství v LFA oblastech České republiky“ uděleného Ministerstvem školství, mládeže a tělovýchovy České republiky.

AGROEKOLOGICKÉ HODNOCENÍ VLIVU ORGANICKÉHO HNOJENÍ TRAVNÍCH POROSTŮ NA PŮDNÍ VLASTNOSTI

Abstrakt

Pod trvalým travním porostem svazu Arrhenatherion byl v letech 2005-2007 sledován vliv aplikace různého typu stájových hnojiv a jejich dávky na změnu fyzikálních a chemických parametrů půdy a změny organického podílu půdy. Zvolenými typy statkových hnojiv byl chlévský hnůj v kombinaci s močůvkou a kejda, obě varianty hnojení byly aplikovány ve stupňované dávce odpovídající zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha⁻¹. Z pohledu fyzikálních vlastností měla aplikace hnojiv průkazný vliv jen na zvýšení kapilárních pórů a tím retenční vodní kapacity při stupňované dávce hnoje s močůvkou. Obsahy makroživin i mikroelementů (kromě mědi) se aplikací hnojiv v našich podmínkách zvýšily, při aplikaci hnoje a močůvky ve vyšších dávkách (zatížení 1,4 a 2,0 DJ.ha⁻¹) došlo k nadměrnému zvýšení obsahu draslíku. Obsah organického uhlíku v půdě se zvýšil, se zvyšující se dávkou se také zvýšilo zastoupení huminových kyselin i fulvokyselin. Mezi sledovanými roky působila nejvyšší dávka hnojiv výrazné výkyvy v obsahu huminových kyselin i fulvokyselin (priming efekt). Na obsah labilní organické hmoty neměl vliv typ ani dávka hnojiva.

Klíčová slova: kejda, hnůj, fyzikální a chemické vlastnosti půdy, půdní organická hmota

THE ENVIRONMENTAL EVALUATION OF INFLUENCE OF GRASSLAND ORGANIC FERTILIZATION ON SOIL PROPERTIES

Abstract

In 2005-2007 the influence of different organic manure application and its dose on changes of physical and chemical properties and the change of soil organic matter were studied under the permanent grassland of Arrhenatherion order. The experiment includes two different types of organic fertilization; first one was cattle manure with dung-water, second cattle slurry. Both methods were established with the load of 0.9, 1.4 and 2.0 LU per hectare. The application of cattle manure and dung-water had significant effect on physical properties - the higher dose of manure, the higher retention water capacity was. The soil nutrition and microelements contents (except of copper) increased with the organic manure application in our condition. The cattle manure and dung-water application with higher doses (load of 1.4 and 2.0 LU.ha⁻¹) determined excessive content of potassium in soil. The soil organic carbon content increased, the content of humic and fulvic acids increased with increasing manure dose too. The highest manure dose caused ups and downs of the humic and fulvic acids contents (priming effect). The type or dose of manure had no effect on active organic carbon content.

Key words: slurry, manure, physical and chemical soil properties, soil organic matter

OBSAH

1 ÚVOD	7
2 LITERÁRNÍ PŘEHLED	10
2.1 Fyzikální charakteristiky půdy.....	10
2.2 Chemické vlastnosti půdy	17
2.2.1 Půdní reakce.....	17
2.2.2 Půdní sorpční komplex	18
2.2.3 Obsah živin	21
2.3 Organický podíl půdy	36
3 CÍL PRÁCE	49
4 MATERIÁL A METODIKA.....	50
4.1 Místo řešení, vybrané meteorologické údaje a pedologická charakteristika	50
4.2 Charakteristika porostu, způsob ošetřování porostu a schéma pokusu.....	53
4.3 Stanovení fyzikálních parametrů půd	55
4.4 Stanovení chemických parametrů půd a obsahu organické hmoty.....	55
4.5 Statistické metody.....	56
5 VÝSLEDKY	57
5.1 Fyzikální charakteristiky půdy.....	57
5.2 Chemické vlastnosti půdy	66
5.2.1 Půdní reakce.....	66
5.2.2 Půdní sorpční komplex	68
5.2.3 Obsah živin	70
5.3 Organický podíl půdy	84
6 DISKUSE.....	98
6.1 Fyzikální charakteristiky půdy.....	98
6.2 Chemické vlastnosti půdy	100
6.2.1 Půdní reakce.....	100
6.2.2 Půdní sorpční komplex	100
6.2.3 Obsah živin	102
6.3 Organický podíl půdy	109
7 ZÁVĚR	118
8 SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	122

9 SEZNAM TABULEK	141
10 SEZNAM GRAFŮ	144
11 SEZNAM PŘÍLOH.....	147

1 ÚVOD

Skutečnost, že trvalé travní porosty pokrývají 2 400 - 2 900 miliónů ha zemského povrchu (tj. asi 20 %), svědčí o tom, že tato zemědělská kultura hraje důležitou úlohu v krajině, a to nejen z hlediska potravinového řetězce, který většinou registrujeme jen jako zdroj lidské výživy, ale i z hlediska ochrany a tvorby krajiny.

Využívání travních porostů pastvou lze označit za prvopočátky živočišné produkce. Bylo spojené s kočovným způsobem chovu, postupným spásáním svahů od jižních k severním, od údolních ploch do vyšších nadmořských výšek a naopak, ve shodě s vývojem vegetace (Valihora, 2006). I v Evropě jsou tak travní porosty první zemědělsky využívanou plochou, pokrývají 56 mil. ha (tj. 33 % zemědělské půdy), z toho pastviny činí asi 17,5 mil. ha (tj. 10 % zemědělské půdy) (Peeters, 2008). Pastva přešla v historickém vývoji různými systémy a i přes intenzifikaci výroby má v současné době nepopíratelný význam v podhorských a horských oblastech. Spočívá především v jediné možnosti využití mechanizačně nepřístupných ploch trvalých travních porostů a přetvoření jinak nevyužité fytomasy na kvalitní potraviny živočišného původu (Valihora, 2006). Avšak mimo produkční význam pastvy se zvláště v poslední době ukazuje její nenahraditelný význam pro zachování ekologicky hodnotných stanovišť. Pasoucí zvířata díky selektivnímu a postupnému spásání rostlinných druhů, ale i svým přímým vlivem na porost (rozrušování půdy paznehty, popř. kopyty) umožňují a podporují růst chráněných rostlin (např. Beskydy – orchideje, Pouzdřanská step – katrán tatarský) a živočichů (např. Krkonoše – majka fialová, pestřenka pastvinná), kteří by z intenzivně obhospodařované nebo naopak neudržované krajiny vymizeli.

Přirozeným důsledkem pastvy je hnojení travních porostů výkaly zvířat. Tím se navrácí živiny odebrané spásáním porostu zpět půdě. Tam, kde je zachovaná vazba rostlinné produkce na produkci živočišnou, nedochází k přerušení přirozeného toku organických látek ve stájových hnojivech na půdu. Organická hnojiva vedle toho, že zabezpečují přísun organických látek, plní další funkce: jsou zdrojem energie a uhlíku pro půdní mikroorganismy, a tím pozitivně ovlivňují biologickou činnost půdy, chrání trvalý humus před rozkladem (degradací) dodáním primární organické hmoty, příznivě působí na řadu fyzikálních a fyzikálně-chemických vlastností půdy (tvorbu drobtovité struktury, poměr vody a vzduchu, poutání živin, zlepšení ústojčivé schopnosti půdy),

organická hnojiva jsou hnojiva univerzálními, obsahují všechny rostlinné živiny, zlepšují v půdě hospodaření s vodou (zvyšují vsak dešťové vody, vododržnost půdy, umožňují gravitační a kapilární pohyb vody aj.), omezují působení vodní a větrné eroze na půdu, příznivě ovlivňují obsah přístupného fosforu v půdě a mohou působit na vyvázání (imobilizaci) cizorodých prvků (Richter *et al.*, 2001).

V České republice je u většiny podniků zabývajících se kombinovanou, tj. rostlinnou a živočišnou produkcí, obvyklé hnojení trvalých travních porostů (TTP) minerálními hnojivy. Systémové využívání statkových hnojiv u TTP není většinou obvyklé z důvodu jejich upřednostňované aplikace u intenzivních polních plodin. Dosavadní metodologická doporučení pro využívání statkových hnojiv bohužel nezohledňují řadu významných kritérií, tj. např. stanovení druhu organického hnojiva a jeho dávky ve vztahu k typu porostu, nadmořské výšce, často i k době aplikace (Hrabě a Buchgraber, 2004). I když pro hospodaření s kejdou na travních porostech byla zpracována základní doporučení podle typu porostu, ekotypů (Komplexní metodika výživy rostlin, Neuberg *et al.*, 1980), stanovení dávky hnojiva podle doby aplikace či složení porostu (Škarda, 1982, Neuberg *et al.*, 1995), využívá se v problematice využití statkových hnojiv u travních porostů spíše dlouholetých zkušeností ze zahraničí, především z Rakouska (Hrabě a Buchgraber, 2004).

Mezi statková hnojiva podle zákona č. 156/1998 Sb., o hnojivech, ve znění pozdějších předpisů (po novele zákonem č. 263/2014 Sb.) patří hnůj, hnojůvka, močůvka, kejda, sláma, ale i jiné zbytky rostlinného původu a další vedlejší produkty z chovu hospodářských zvířat, vznikající zejména v zemědělské prvovýrobě, pokud nejsou dále upravovány. Jsou nenahraditelným základem racionálního zemědělství. Při jejich správném systémovém využití jsou travním porostům navraceny zpět významné živiny a doplňkové hnojení v minerální formě je u TTP jen zřídka nutné (Hrabě a Buchgraber, 2004).

Kvalita půd je dána schopností půd fungovat uvnitř ekosystémových hranic za udržení biologické produktivity a kvality životního prostředí a zároveň schopností podporovat zdraví rostlin a živočichů (Carter *et al.*, 1997). Hodnocení obvykle zahrnuje měření půdních indikátorů, které, určitým způsobem, ovlivňují funkci, pro jejíž posouzení byly stanoveny. Tyto indikátory můžeme rozdělit na chemické (např. pH, obsah živin), fyzikální (např. agregace, objemová hmotnost, hydraulická vodivost) a biologické (např. obsah uhlíku mikrobiální biomasy, bazální respirace, četnost žížal).

Půdní organická hmota je extrémně důležitý atribut kvality tím, že ovlivňuje půdní fyzikální, chemické i biologické vlastnosti a procesy. Například je zdrojem energie a živin pro půdní biotu, skrze mineralizaci zdrojem živin (N, S a P) pro rostliny a ovlivňuje stabilitu agregátů, průchodnost, vodní retenci a hydraulické vlastnosti. Proto je pokládán obsah a kvalita půdní organické hmoty za klíčový faktor v hodnocení udržitelnosti managementu obhospodařování (Haynes, 2005).

Mimo tento nenahraditelný význam půdní organické hmoty pro úrodnost půdy je v poslední době často zdůrazňována závažnost udržení popř. zvýšení zásob půdní organické hmoty v kontextu se změnou klimatu a snahou o „zlepšení pohlcování uhlíku v zemědělství“, jak je definováno ve strategii cílů EU 2020. Celkově půda obsahuje přibližně 2 344 Gt organického uhlíku (Stockmann *et al.*, 2013), je největším terestrickým zdrojem uhlíku. Z toho je asi 40 % v půdách agroekosystémů (Šarapatka, 2014). Malé změny v obsahu půdního organického uhlíku mohou mít významný vliv na koncentraci atmosférického uhlíku (množství uhlíku v půdě je více než 2x vyšší než v atmosféře).

Změny v celkovém obsahu půdní organické hmoty jako reakce na obdělávání půdy je těžké stanovit díky obecně vysokým původním hladinám a přirozené půdní variabilitě (Haynes a Beare, 1996). Půdní organická hmota je totiž heterogenní směs materiálů, od čerstvých rostlinných a mikrobiálních zbytků až po relativně inertní humusové sloučeniny s koeficientem obratu v tisících let (Baldock a Nelson, 2000; Stevenson, 1994). Každá z těchto složek půdní organické hmoty má svůj nenahraditelný význam. V poslední době byla značná pozornost věnovaná labilní složce organické hmoty, kdy pro zemědělské půdy v různém režimu obhospodařování jejich význam a vzájemné vztahy podal Haynes (2005).

Oproti tomu reakce jednotlivých složek půdní organické hmoty na různou úroveň praxe trvalých travních porostů je prostudována méně.

2 LITERÁRNÍ PŘEHLED

Půda je přírodní útvar, který se vyvíjí v důsledku složitého komplexního působení činitelů na mateční horninu a vyznačuje se úrodností. Konference v Rio de Janeiru v Agendě 21 označila půdu za přírodní zdroj a objekt environmentálního zájmu. Podnětem byl radikálně se zhoršující stav půdního krytu v důsledku necitlivé exploatace půdy (intenzivní zemědělství, urbanizace, průmysl). Proto Evropská unie v rámci ekonomických nástrojů pro agrární politiku upřednostnila podporu péče o půdu před zájmem intenzivního využívání k výrobě zemědělských produktů.

Vzhledem k velkému rozsahu a závažnosti jednotlivých atributů půd a jejich vzájemné provázanosti se rešerše nezabývá celou šíří fyzikálních a chemických vlastností půdy, ale jen těmi, které se přímo vztahují k parametrům sledovaným v rámci disertační práce.

2.1 Fyzikální charakteristiky půdy

Fyzikální charakteristiky půdy představují soubor vlastností, které jsou podmíněné vzájemnými vztahy mezi tuhou fází půdy, půdním roztokem a vzduchem v půdě. Tyto vlastnosti jsou u každého typu půdy funkcí klimatu, vegetace, mateční horniny, topografie a času (McVay *et al.*, 2006). Příznivé fyzikální vlastnosti půdy se v současné době stávají cílem, ke kterému by měla směřovat agrotechnická i pratotechnická opatření, protože zhoršování kvality těchto parametrů se nepříznivě odráží na produkci pěstovaných plodin (Kotorová a Mati, 2002). Fyzikální vlastnosti mají velký význam pro celou rostlinnou produkci, neboť ovlivňují poměr mezi obsahem vody a vzduchu v půdě, jsou ve vzájemné interakci s chemickými pochody a v neposlední řadě jsou úzce spojeny i s půdní mikrobiologickou aktivitou. V krajním případě může zhoršení fyzikálních vlastností půd vést až k degradaci půdy. Odhady uvádějí, že v Evropě je utužením poškozeno 33 milionů hektarů, v podmínkách České republiky je zhutněním ohroženo 45 % zemědělských půd, z toho 15 % představuje genetické zhutnění dané přirozenými parametry těžkých půd (Šarapatka, 2008).

Hodnoty fyzikálních vlastností půdy ovlivňuje zvolený pratotechnický – agrotechnický (kultivace půdy, hnojení, střídání plodin...) způsob obhospodařování půdy. V průběhu roku se fyzikální vlastnosti přirozeně mění, což je podmíněné např.

přirozeným ulehnutím půdy, změnou okamžité vlhkosti půdy. Výsledkem je však reverzibilní děj s tendencí půdy dosáhnout ustáleného stavu (Ledvina a Horáček, 1997). U pedokompakce můžeme hovořit o prvotně přirozené, která se vytváří půdotvornými procesy se vznikem kompaktních utužených horizontů, nebo antropogenní, která vzniká jako důsledek působení těžkých mechanizačních prostředků (Šarapatka, 2008) nebo nadměrné pastvy u travních porostů (Savadogo *et al.*, 2007).

Půdní prostory nezaplňené tuhou fází jsou půdní póry. Jsou rozdílného tvaru, velikosti a jsou různým způsobem propojeny. Póry umožňují v půdě proudění vody a vzduchu. Probíhají v nich látkové přeměny a výměnné reakce mezi mikroorganismy a kořínky rostlin. V kapilárních pórech (s průměrem menším než 0,2 mm) může voda proudit proti působení gravitace, v nekapilárních (s průměrem větším než 0,2 mm) se voda pohybuje vlivem přitažlivosti do spodních vrstev půdy a na její místo se dostává vzduch (Pokorný *et al.*, 2007). Semikapilární póry tvoří přechodnou kategorii mezi kapilárními a nekapilárními póry. Celková pórovitost zemědělských půd se v ornici pohybuje většinou v rozmezí 40 - 50 %, v podorničí 30 - 40 %. Pórovitost umožňuje objektivně vyhodnotit kyprost či ulehlost půdy. Její hodnoty jsou závislé na půdním druhu a obsahu organických látek. U silně humózních půd dosahuje pórovitost hodnot až kolem 80 % (Karabcová, 2009).

Poměrně stabilní charakteristikou je *měrná (specifická) hmotnost* půdy, pro konkrétní stanoviště lokality je prakticky neměnná. Je to hmotnost jednotkového objemu tuhé fáze půdy bez pórů, tj. za předpokladu, že pevné částice dokonale vyplňují daný prostor. Je definována jako poměrové číslo, které udává, kolikrát je určité množství zeminy vysušené při 105 °C těžší než stejný objem vody při 4 °C. Měrná hmotnost závisí na obsahu různých minerálů a organických látek. Nejvíce zastoupeným nerostem v minerálním podílu většiny půd je křemen, průměrná měrná hmotnost půdy je proto blízká jeho měrné hmotnosti, tj. 2 650 kg.m⁻³. Tuto hodnotu snižuje větší obsah humusu, naopak zvyšuje obsah těžkých minerálů. Průměrná měrná hmotnost našich půd se pohybuje kolem 2 600 – 2 700 kg.m⁻³, u organických půd klesá až pod 1500 kg.m⁻³ (Pokorný *et al.*, 2007).

Objemová hmotnost je hmotnost objemové jednotky půdy v neporušeném stavu, tj. s póry vyplněnými momentálním obsahem vody a vzduchu. Její hodnota je závislá na měrné hmotnosti, na podílu pórů v půdě a na míře jejich zaplnění vodou. Je to hodnota nestálá, která se mění během roku v závislosti na vlhkostních poměrech v půdě. Směrem do hloubky má tendenci narůstat. Objemová hmotnost minerálních půd kolísá

mezi 800 – 1 800 kg.m⁻³, u organických půd většinou mezi 200 - 300 kg.m⁻³ (Pokorný *et al.*, 2007).

Objemová hmotnost redukována (objemová hmotnost suché půdy) je hmotnost jednotkového objemu vysušené půdy. Je to hodnota stálější a ve svrchních vrstvách půdy se pohybuje v rozmezí 1 200 – 1 500 kg.m⁻³. Směrem do spodiny tato hodnota vzrůstá (Pokorný *et al.*, 2007). Indikuje stav nakypření nebo ulehlost půdy, proto se používá jako jedno z kritérií zhutnění (utuženosti, popř. pedokompakce) půdy (Ledvina *et al.*, 2000). K utužení hlinité půdy dochází, pokud je objemová hmotnost vyšší než 1 450 kg.m⁻³ (Pokorný *et al.*, 2007). Fulajtár (1988) uvádí, že rostlinám škodí jak příliš kyprá, tak i příliš ulehlá půda. Příliš kyprá půda se vyznačuje nízkou objemovou hmotností (< 1 000 kg.m⁻³), nízkým podílem tuhé fáze a tedy i vody a živin a vysokým obsahem vzduchu. Na kyprých půdách jsou rostliny nuceny vytvářet mohutný kořenový systém na úkor nadzemní části. Oproti tomu příliš ulehlá půda se vyznačuje vysokou objemovou hmotností redukovanou (> 1 600 kg.m⁻³). Ta klade růstu a rozvoji kořenů veliký mechanický odpor, na který rostlina reaguje zpomalením růstu a poklesem výnosu. Optimální hodnoty objemové hmotnosti redukované jsou kolem 1 200 kg.m⁻³.

Obsah vody v půdě je zásadní parametr ovlivňující růst rostlin. Aktuální zásoba vody v půdě závisí především na srážkách a výšce hladiny podzemní vody. Důležitá je však vlastnost půdy zadržovat vodu, jež závisí především na textuře a struktuře. K popisu této charakteristiky se používají půdní hydrolimity. *Maximální kapilární vodní kapacita* stanovuje hodnotu maximálního nasycení půdních kapilárních pórů, udává tedy schopnost půdy zadržet vodu pro potřeby rostlin v kapilárních pórech (Ledvina *et al.*, 2000). Čím jsou půdy hrubozrnnější, tím je menší. U jemnozrnných, vazkých a ulehlých půd je větší (bývá 20 – 40 %). U hlinitých půd by neměla přesáhnout 36 %, jinak je půda porušená a voda na takovém pozemku špatně vsakuje (Pokorný *et al.*, 2007). Je to tedy maximální vlhkost, na kterou by měla být půda zavlažována, aniž by došlo ke ztrátám vody či zamokření. Karabcová (2009) uvádí, že by neměla překročit 70 - 80 % pórovitosti.

Retenční vodní kapacita charakterizuje ustálený stav vlhkosti. Je to maximální množství vody, které je půda schopna trvaleji zadržet vlastními silami po 24 hodinách téměř v rovnovážném stavu po nadměrném zavlažení. Optimální hodnoty u středně těžkých a těžkých půd se nacházejí v rozpětí hodnot 25 - 35 % (Karabcová, 2009). Snížená retenční kapacita znamená menší schopnost zadržení vody v půdě. Retenční schopnost půdy je snížena při zhutnění půdy v důsledku nadměrného používání

mechanizace či při intenzivním sešlapávání půdy hospodářskými zvířaty u travních porostů.

Kapilární nasáklivost (plná vodní kapacita) je charakterizována jako maximální zaplnění pórů při kapilárním nasycování zeminy, je to vlhkost půdy, kdy jsou všechny póry zaplněny vodou (dočasná vlhkost bezprostředně po dešti) (Karabcová, 2009).

Vzduch v půdě tvoří plynnou fázi půdy významnou pro biologické i chemické pochody probíhající v půdě a je jednou z nezbytných podmínek života rostlin. Vyplňuje póry bez vody, proti atmosférickému vzduchu obsahuje zpravidla více CO₂ (0,2 - 0,7 %) a méně (kolem 20 %) kyslíku (Ledvina *et al.*, 2000). *Provzdušenost* půdy odpovídá momentálnímu obsahu vzduchu v půdě při dané vlhkosti, čili objem pórů vyplněných vzduchem. Průměrná optimální hodnota provzdušenosti je 30 % z celkové pórovitosti a optimální provzdušenost pro louky je 10 % (Ledvina *et al.*, 2000). Při nízké provzdušenosti se brzdí výměna vzduchu v půdě a tím i rozvoj aerobních mikroorganismů, příliš vysoká provzdušenost půdy znamená až přílišnou činnost těchto mikroorganismů a možnou mineralizaci humusu (Pokorný *et al.*, 2007). *Minimální vzdušná kapacita* je provzdušenost půdy při vlhkosti maximální kapilární vodní kapacity, udává podíl nekapilárních pórů v půdě, které voda po zavlažení může brzy opustit (Pokorný *et al.*, 2007). Při minimální vzdušné kapacitě pod 10 % u orných půd a pod 5 % u lučních půd jsou půdy náchylné k zamokření a lze očekávat redukční procesy v půdě, je-li to trvalý stav, jedná se o půdy zamokřené. Naopak orné půdy se vzdušnou minimální kapacitou nad 20 % označujeme za vysýchavé, jedná-li se o trvalý stav, jako půdy výsušné (Zbíral *et al.*, 2004).

Sledování fyzikálních vlastností půdy u orných půd je vedeno snahou o zlepšení jejich parametrů a zvýšení produkce (Babeanu *et al.*, 2007; Moraes *et al.*, 2007; Nyiraneza *et al.*, 2009, Bandyopadhyay *et al.*, 2010), velká pozornost je také věnována vlivu různého způsobu obhospodařování půdy – zpracování půdy, osevnický postup a hnojení (McVay *et al.*, 2006; Kotorová, 2007; da Veiga *et al.*, 2008; Mijangos *et al.*, 2010). Edmeades (2003) vyhodnocením dlouhodobých polních pokusů s aplikací organických hnojiv (chlévkový hnůj, kejda, zelené hnojení) zjistil, že půdy hnojené organickými hnojivy měly nižší objemovou hmotnost a vyšší pórovitost než hnojené minerálními hnojivy. Ke stejnému závěru z dlouhodobých pokusů došli Hati *et al.* (2007), při porovnání minerálního hnojení s kombinací minerálního hnojení a chlévského hnoje.

Aplikací organických hnojiv může vlivem zvýšení obsahu organického uhlíku dojít ke změnám fyzikálních vlastností půd (Khaleel *et al.*, 1981; Haynes a Naidu, 1998; Miller *et al.*, 2002 a, b). Pozitivní vliv organického hnojení na půdní strukturu byl obecně přičítán polysacharidům, ale podstatný vliv mohou mít i odolné organické složky, hyfy hub a kořeny rostlin (Miller *et al.*, 2002 b; Bipfubusa *et al.*, 2008). Všeobecně mají organické složky, které se rozkládají rychle, na strukturu půdy prudký, ale pomíjivý vliv, zatímco ty, které jsou více odolné, mění půdní strukturu postupně během delší periody (Boyle *et al.*, 1989). Soane (1990) uvádí, že vysoce humifikovaný materiál zvyšuje stabilitu a pevnost agregátů a tím snižuje utuženost. Miller *et al.* (2002 b) zjistili, že většina polysacharidů v půdě je mikrobiálního původu a opakovaná aplikace organických hnojiv obecně zvyšuje mikrobiální biomasu, to znamená, že dlouhodobá aplikace organických hnojiv může přispět k udržení příznivé produkce polysacharidů, které jsou hlavním pojivem při tvorbě agregátů (van Eekeren *et al.*, 2010). Hnůj skotu obsahuje také velké množství hub (Fliegerová *et al.*, 2010) a tak jeho aplikace může zlepšit půdní strukturu zvýšením množství hub v půdě, které svými hyfami zamotávají půdní částice a z menších agregátů tvoří větší (van Eekeren *et al.*, 2010).

Z pohledu výnosovosti plodin jsou podstatnými fyzikálními vlastnostmi objemová hmotnost, penetrační odpor, provzdušenost a půdní teplota. O vlivu zvyšující se dávky organického hnojiva na objemovou hmotnost existuje u obhospodařovaných půd značné množství informací (Khaleen, *et al.*, 1981; Blair *et al.*, 2006), sezónní změny do hodnocení zahrnuli Miller *et al.*, (2002 b). Většina vědců uvádí významné snížení objemové hmotnosti se zvyšující se dávkou animálních hnojiv (Schjønning, *et al.*, 1994; Miller *et al.*, 2002 b), ale někteří uvádějí jen malý popř. žádný efekt (Ekwue, 1992, Benbi *et al.*, 1998, Carter a Campbell, 2006). Půdní provzdušenost je zvláště citlivá na změny půdní struktury a byla využívána k posouzení změn půdní struktury vlivem různého obhospodařování půdy. Miller *et al.*, (2002 b) po 24 letech aplikace hnoje skotu sice zjistili snížení objemové hmotnosti, ale změny půdní provzdušenosti nebyly tak velké, jak očekávali. Jako podstatný vliv na velikost těchto změn hodnotí původní strukturu půdy, dávku a frekvenci hnojení.

Bhogal *et al.* (2009) vyjádřili, že na každých 10 t organického uhlíku aplikovaném v hnoji se zvýší povrchová půdní pórovitost o 0,6 %, využitelná vodní kapacita o 2,5 % a objemová hmotnost se sníží o 0,5 %. Současná i historická (dříve jak

před dvěma lety) aplikace měla na změnu těchto parametrů stejný vliv (Bhogal *et al.*, 2011).

Fares *et al.* (2008) hodnotili vliv dávky, frekvence a typu hnojiva u orných půd. Také potvrdili, že se zvyšující se dávkou snížení objemové hmotnosti a tím i zvýšení pórovitosti. Hodnota nasycené hydraulické vodivosti se významně zvýšila se zvyšující se dávkou kuřecího trusu a hnoje skotu, ale u kejdy prasat s vyšší dávkou a frekvencí hnojení poklesla. Proto nedoporučují aplikaci kejdy na půdy s nízkou hydraulickou vodivostí, aby nebyla narušena vodní infiltrace a zvýšen povrchový odtok, který může způsobit půdní erozi. Negativní efekt aplikace kejdy prasat popsali i Krejčíř a Římovský (1980), kteří zjistili i snížení celkové pórovitosti a zvýšení objemové hmotnosti se zvyšujícími dávkami. Vlivem opakovaných vysokých vstupů organických hnojiv je totiž do půdy dodáváno velké množství draslíku, který způsobuje disperzi půdních koloidů a degraduje strukturu některých půd (Wang *et al.*, 2004). Kejda prasat navíc obsahuje značné množství střevních slizů, které způsobují ucpání pórů (Krejčíř a Římovský, 1980, Fares *et al.*, 2008). Krejčíř a Římovský (1980) také uvádějí, že podstatný je obsah sušiny kejdy, zlepšení fyzikálních vlastností půdy je totiž dáno obsahem organických látek v kejdě a pokud kejda obsahuje nízký obsah sušiny, pak nemůže svým pozitivním vlivem převážit negativní působení jednomocných kationtů projevujících se v peptizaci půdy a jejím vyšším zhutněním. Při intenzivním hnojení kejdou také upozorňují na vážný problém se snížením maximální kapilární kapacity půdy.

U půdy se špatnou strukturou, včetně povrchového škraloupu, však bylo dosaženo vlivem aplikace prasečí kejdy zlepšení pórovitosti povrchové vrstvy (Pagliai *et al.*, 1983)

Emadi a Baghernejad (2007) sledovali změnu fyzikálních parametrů půdy při převodu přirozených lesů a pastvin na obdělávanou půdu. Půdy při konvenčním a ekologickém hospodaření posoudili Bulluck *et al.* (2002) a Fazekašová a Poráčová (2004). Riley *et al.* (2008) hodnotili půdní vlastnosti od intenzivně využívaných farem bez živočišné produkce až po ekologické farmy s převahou travních porostů a jen malým zastoupením orné půdy. U intenzivně obhospodařovaných půd s každoroční orbou došlo ke zvýšení objemové hmotnosti půdy, snížení pórovitosti a využitelné vodní kapacity. Opačná situace byla u systému s převahou travních porostů. Rozdíl v pórovitosti mezi těmito extrémními způsoby využívání činil 4 %. Extenzivní využití

mělo také nejpříznivější vliv na minimální vzdušnou kapacitu. Za příznivou kombinaci hospodaření proti riziku zhutnění půdy vyhodnotili vysoké zastoupení úhoru s pravidelným hnojením kejdou.

U trvalých travních porostů jsou fyzikální vlastnosti půdy sledovány zvláště v souvislosti s pastvou - vlivem zatížení pastviny a režimů pastvy (Greenwood *et al.*, 1997; Huang *et al.*, 2007; Marón *et al.*, 2008), popř. slouží jako kontrolní hodnoty k obdělávaným půdám (Blair *et al.*, 2006; Mijangos *et al.*, 2010). He *et al.* (2011) zjistili při využívání přirozeného travního porostu pastvou lineární závislost mezi stoupajícím zatížením a objemovou hmotností a to jak v hloubce do 10 cm, tak ve vrstvě 10 - 30 cm. Při porovnání porostů historicky využívaných pastvou (téměř 200 let) s porosty, kde se nikdy nepáslo, však Neff *et al.* (2005) rozdíly v objemové hmotnosti půdy nezjistili. Mestdagh *et al.* (2006) porovnávali vliv využívání travních porostů. U intenzivně využívaných travních porostů byla objemová hmotnost nižší u pastvin než u sečených porostů, ale u přirozených travních porostů nenalezli změny objemové hmotnosti vlivem využívání. Při hodnocení fyzikálních vlastností 20 stanovišť travních porostů Nizozemí van Eekeren *et al.* (2010) pro objemovou hmotnost půd zjistili silnou korelaci s horkou vodou extrahovatelným uhlíkem a půdní organickou hmotou a u poměru vodní infiltrace korelaci s aktivitou hub.

Při hodnocení využití jednotlivých organických hnojiv na travních porostech van Eekeren *et al.* (2009) vysledovali tendenci ke snížení objemové hmotnosti půdy při aplikaci chlévského hnoje vlivem zvýšení populace žížal. U aplikace kejdy (ani minerálních hnojiv) se zlepšení tohoto parametru neprojevilo. Efekt stupňované dávky hnoje na půdu pod travními porosty studovali Ondrášek a Čunderlík (2012). U obou dávek (12 a 24 t.ha⁻¹) zjistili průkazné zvýšení jak maximální kapilární kapacity, tak retenční vodní kapacity.

I přesto, že aplikace organických hnojiv na travní porosty je v mnoha zemích Evropy součástí běžné zemědělské praxe (z okolních zemí zvláště v Rakousku, Bavorsku a Švýcarsku), studium vlivu různé dávky těchto hnojiv na fyzikální vlastnosti půdy bylo zatím na okraji zájmu.

2.2 Chemické vlastnosti půdy

2.2.1 Půdní reakce

Půdní reakce je dána přítomností a aktivitou vodíkových iontů. Je odrazem stupně nasycenosti půdního sorpčního komplexu a výsledkem interakce tohoto komplexu, pufrční schopnosti půdy a vstupních látek majících tendenci měnit hodnotu půdního pH (hnojiva, atmosférické srážky apod.).

Půdní reakci dělíme na aktivní, kdy H^+ ionty jsou v půdním roztoku, a potenciální, kdy H^+ ionty jsou adsorbovány a do roztoku se uvolňují výměnou. Podle použitého elektrolytu může být potenciální reakce buď výměnná, nebo hydrolytická (Šarapatka, 2014).

V zahraniční literatuře je při charakteristice půdní kyselosti uváděna totální acidita, která se skládá z výměnné (salt-replaceable) a residuální acidity. Dříve byla též uváděna volná acidita odpovídající svou definicí aktivní půdní reakci (Glossary of Soil Science Terms; Soil Science Society of America, 2008).

Optimální, resp. u půd pod trvalými travními porosty minimálně přijatelná hodnota pH půdy je předpokladem efektivního využití hnojiv a půdních živin, které mohou zůstat bez účinku, nedosahuje-li půda přijatelného rozmezí půdní reakce (Richter a Hlušek, 2003). Kromě toho je třeba i u trvalých travních porostů alespoň přibližně respektovat jejich požadavky na půdní pH (viz tabulka 1).

Tabulka 1: Kritéria hodnocení výměnné půdní reakce (Richter a Hlušek, 2003)

Hodnota pH v KCl	Půdní reakce	Půdní druh	TTP	
			optimální	žádoucí
4,5	extémně kyselá			
4,6 - 5,0	silně kyselá		rozezení pH	
5,1 - 5,5	kyselá	píščitá	5,0	4,5 - 5,2
5,6 - 6,5	slabě kyselá	hlinitopíščitá	5,0	4,5 - 5,2
6,6 - 7,2	neutrální	píščitohlinitá	5,2	4,8 - 5,5
7,3 - 7,7	alkalická	hlinitá	5,5	5,3 - 6,0
7,7	silně alkalická	jíl	5,5	5,3 - 6,0

Aplikace organických hnojiv působí pozitivně na pH půdy, má tendenci pH půdy neutralizovat (Jankowska-Huflejt *et al.*, 1997), půdy pravidelně hnojené těmito hnojivy jsou odolnější k výkyvům pH (Vaněk *et al.*, 2007).

Bulluck *et al.* (2002) hodnotili změnu pH půdy polních pokusů vlivem dodaných hnojiv v organické nebo minerální formě. Půdy s aplikací organických hnojiv měly na počátku sledování nižší pH než minerálně hnojené plochy, ale během dvouleté aplikace se pH půdy organicky hnojených ploch zvýšilo nad úroveň minerálně hnojených, kde zůstalo stejné. Gondek a Filipek-Mazur (2005) také studovali vliv aplikace minerálních a organických hnojiv, po jejich aplikaci došlo u všech variant ke snížení pH, ale u variant s minerálním hnojením bylo snížení vyšší než u aplikace kejdy nebo hnoje. Nejmenší snížení nastalo při aplikaci hnoje. Bhogal *et al.* (2011) po 13 - 14 letech aplikace odstupňované dávky statkových hnojiv u polních pokusů vliv na pH půdy nenalezli.

U travních porostů studovali vliv typu hnojiva na změnu pH Jankowska-Huflejt *et al.* (1997). Po 14 letech intenzivního využívání luk zjistili nejvyšší acidifikaci u varianty s každoroční aplikací minerálních hnojiv, nepatrně nižší s obměnou hnojiv (jeden rok minerální hnojiva, následující aplikace hnoje). Nejvýhodnější byla aplikace hnoje, po 12 letech se pH snížilo jen o 0,24 (i na nehnojené kontrole došlo za sledované období k vyššímu snížení). U všech variant docházelo ke změnám reakce většinou jen v horní vrstvě půdy, změny ve vrstvě 10 - 20 cm byly malé. Ondrášek a Čunderlík (2008, 2012) zjistili u polopřirozených travních porostů vlivem aplikace chlévského hnoje zvýšení pH půdy po tříleté periodě sledování. Dale *et al.* (2015) změny vlivem aplikace stupňované dávky hovězí kejdy na různé typy travních porostů nezaznamenali. Ani Zhang *et al.* (2015) při stupňované dávce ovčího hnoje nezjistili zvýšení pH, ale na základě výsledků uvádějí, že aplikace hnoje zabránila acidifikaci půdy, kterou byla lokalita ohrožena vlivem atmosférických depozic dusíku a síry.

2.2.2 Půdní sorpční komplex

Sorpční vlastnosti půd patří mezi nejdůležitější půdní charakteristiky z hlediska vazby původních i dodávaných substancí (živin, melioračních, ale i rizikových látek), a to z hlediska kvantity i kvality půdního sorpčního komplexu. Pro vstup látek do kořenové soustavy rostlin mají význam ty jejich formy, které se nacházejí v půdním roztoku, resp. jsou vratně poutány na tuhou fázi půdy, tedy na půdní sorpční komplex (Richter a Hlušek, 2003).

Důležitým ukazatelem úrodnosti půdy, zejména z pohledu její schopnosti vázat dostatek živin přístupných pro rostliny, je hodnota maximální sorpční kapacity půdy.

V převážné většině praktických aplikací představuje celkovou (potenciální) výměnnou sorpční kapacitu kationtů, které může poutat (vyměnit) váhová jednotka (1 kg) zeminy. Označuje se buď tradičně symbolem „T“ (Hissing, 1923) nebo z angličtiny převzatou zkratkou „CEC“ (cation exchange capacity), resp. KVK (kationtová výměnná kapacita). Hodnota KVK však nemusí být synonymem maximální sorpční kapacity (Matula, 2007; Fiala a Krhovjáčková, 2009). Na hodnotu CEC, resp. „T“ je nutno pohlížet jako na hodnotu „vynucenou“ a experimentálně stanovenou za optimálních experimentálních podmínek (vytěšňovací pochod, hodnota pH pufovaného extraktu zpravidla 8,1) (Fiala a Krhovjáčková, 2009).

Efektivní (skuteční) kationtová výměnná kapacita se stanovuje obdobně, avšak při reálném půdním pH. Ve většině případů je nižší než maximální (potenciální) kationtová výměnná kapacita (Fiala a Krhovjáčková, 2009).

Z hlediska momentálního stavu sorpčního komplexu půdy je nejdůležitější právě navázaná suma bazických kationtů (Ca, Mg, K, Na, resp. NH₄), vztahující se rovněž na 1 kg vzorku. Tato hodnota si až do současnosti zachovala v převažujícím počtu případů označení „S“ z doby vzniku této metody (Hissing, 1923).

Pokud jde o optimální nasycení sorpčního komplexu výměnnými bázemi, uvažuje se s 60 - 80 % nasycením tohoto komplexu vápníkem, 10 - 20 % hořčíkem a ne více než 5 % nasycením draslíkem. Optimální pro výživu rostlin je stav, kdy Mg zaujímá přibližně třikrát větší část sorpční kapacity než draslík a jejich vzájemný poměr (Mg/K) by neměl klesnout pod 2 (Richter a Hlušek, 2003; Fiala a Fialová, 2005). Vyplývá z toho tedy, že je důležité znát poměrné zastoupení bází (kationtů nejdůležitějších živin) k celkové sorpční schopnosti – kapacitě půdy, tedy k hodnotě „T“. Tato hodnota sorpční nasycenosti se všeobecně označuje jako „V“ a vyjadřuje se v procentech maximální sorpční kapacity: $V = (S/T) \cdot 100$. V tabulce 2 je souhrnně vyjádřeno hodnocení „T“ (CEC) a „V“.

Tabulka 2: Klasifikace hodnot maximální sorpční kapacity a stupně nasycení půdního sorpčního komplexu (Fiala a Krhovjáčková, 2009)

CEC [mmol(+).kg ⁻¹]	Hodnocení	V [%]	Hodnocení
< 80	velmi nízká	< 30	extrémně nízká
80 - 130	nízká	30 - 50	nenасыcená
130 - 240	střední	50 - 75	slabě nasycená
240 - 300	vysoká	75 - 90	nasycená
> 300	velmi vysoká	90 - 100	plně nasycená

U kyselých půd je v půdním sorpčním komplexu kromě výměnných bazických kationtů přítomno i určité množství vodíkových, resp. hliníkových iontů a pro hodnotu „T“ platí vztah: $T = S+H$, resp., $V = (T-H)/T$. Stupeň nasycení sorpčního komplexu je tedy tím nižší, čím je více přítomno vodíkových iontů, resp. iontů hliníku, z kterých v podmínkách hydrolýzy mohou další vodíkové (hydroxoniové) ionty vznikat. Experimentálně zjištěná hodnota „H“ se zpravidla klade rovna tzv. „hydrolytické kyselosti“ a je důležitou, ve větším množství negativní vlastností kyselých půd. Z její hodnoty se vychází při výpočtu potřeby vápnění (Fiala a Krhovjáčková, 2009).

Hodnoty „V“ pod 30 % jsou již zatíženy vysokou nejistotou a chybou v důsledku přítomnosti funkčních skupin organických kyselin, které se sice při daném půdním pH nezúčastňují výměnných reakcí, avšak do hodnoty „V“ zkreslujícím způsobem přispívají (Fiala a Krhovjáčková, 2009).

Vlastní stanovení charakteristik půdního sorpčního komplexu je předmětem mnohých metodik, lišících se experimentálním uspořádáním a náročností provedení (Hanes, 1999; Fiala *et al.*, 1999; Zbiral, 2002). Principiálně se při stanovení hodnot „T“ (CEC), „S“, resp. „H“ a „V“ vychází z vytěsnění bezprostředně přítomných bází, resp. výměnného vodíku („S“, resp. „S“+„H“), následuje, resp. současně probíhá pokud možno kvantitativní nasycení všech dostupných výměnných pozic tzv. značkovacím iontem (baryum, sodík, amonný iont) a jeho energetické vytěsnění přebytkem vhodného vyluhovacího roztoku. Koncentrace značkovacího iontu je úměrná celkové kationtové výměnné kapacitě „T“, podle podmínek úpravy pH prostředí buď potenciální nebo efektivní (Fiala a Krhovjáčková, 2009).

Levi-Minzi *et al.* (1986) hodnotili maximální sorpční kapacitu u chlévského hnoje. V chlévské mrvě zjistil průměrnou hodnotu $794 \text{ mmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$, která se během tříměsíčního zrání průkazně zvýšila na $937 \text{ mmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$. Toto zvýšení sorpční kapacity je považováno za jeden z hlavních důsledků procesu zrání organických materiálů.

Kationtová výměnná kapacita se zvyšuje s vyšším podílem humusových koloidů v jádru sorpčního komplexu. Ndayegamiye a Cote (1989) u dlouhodobých polních pokusů pro porovnání vlivu organických hnojiv zjistili, že kationtová výměnná kapacita půdy byla významně vyšší u ploch s aplikací chlévského hnoje oproti kontrole a plochám hnojeným prasečí kejdou. Schjønning *et al.* (1994) zjistili zvýšení CEC o 11 % při aplikaci minerálních hnojiv (NPK) a o 17 % při aplikaci animálních hnojiv oproti

nehnojené kontrole po 90 letech aplikace na písčitohlinitou půdu. Ale i po dvou letech aplikace hnojiv byla CEC u organicky hnojených ploch vyšší než u minerálně hnojených (Bulluck *et al.*, 2002). Při studiu vlivu dávky hnojiv Bhogal *et al.* (2011) vyhodnotili zvýšení kationtové výměnné kapacity okolo 7 % na každých 10 t organického uhlíku aplikovaného ve statkových hnojivech.

U přirozených travních porostů Preston *et al.* (1994) uvádí vyšší CEC v povrchovém horizontu půd v porovnání s ornou půdou. Předpokládá, že je to způsobeno právě vyšším obsahem půdní organické hmoty pod přirozenou travní vegetací. Machmuller *et al.* (2015) při převodu zemědělských půd (s pěstováním širokořádkových plodin) na intenzivně využívané pastviny zjistil zvýšení CEC o 95 %.

Zhang *et al.* (2015) studovali změny kationové výměnné kapacity i obsahu jednotlivých výměnných bazí na travním porostu ve Vnitřním Mongolsku. Se stupňovanou dávkou ovčím hnoje se CEC i obsah výměnného Ca, Mg, K a Na průkazně zvyšoval. Také uvádějí pozitivní korelaci pro kationty bazí i CEC s půdním organickým uhlíkem a pH půdy.

2.2.3 Obsah živin

Chemické složení minerálního podílu půdy, které se stanoví po odstranění organické hmoty půdy, závisí prvotně na charakteru horniny, ze které půda vznikla a druhotně na charakteru pedogenetického procesu (Hraško a Bedrna, 1988). Zemská kůra i půda se vyznačuje velmi nevyváženým složením co do zastoupení jednotlivých prvků. Z 92 přirozeně se vyskytujících prvků je jich pouze 8 s podílem vyšším jak 1 % (O, Si, Al, Fe, Ca, Na, Mg, K). Rostliny pro svou vegetaci potřebují tyto nezbytné elementy: C, O, H, N, P, K, Ca, Mg, S, Fe, B, Mo, Cl, Mn, Cu, Zn (Ledvina *et al.*, 2000).

Živiny jsou prvky a sloučeniny, které jsou nezbytné jako suroviny pro růst a vývoj organismů (Glassary of Soil Science Terms; Soil Science Society of America, 2008). Živiny jsou v půdě obsaženy jak v půdním roztoku (bezprostředně přijatelný podíl), tak zvláště v tuhé fázi, kde jsou vázané na půdní sorpční komplex, organickou půdní hmotu a v krystalové mřížce silikátů (velmi málo přijatelný podíl pro kořenovou soustavu rostlin). V půdě, jako v neobyčejně dynamickém systému, probíhají neustále navzájem vratné reakce mezi jednotlivými formami (podíly) makroživin, mikroživin i rizikových prvků. Tyto pochody lze popsat na základě mobilizace a imobilizace, resp.

mineralizace a syntézy, pokud hovoříme o půdní organické hmotě. Výsledkem těchto složitých a v mnohých případech protichůdných procesů je živinný režim půdy (Fiala a Krhovjáčková, 2009).

Z agronomického hlediska byl vymezen pojem tzv. přijatelných živin, které jsou na konkrétním stanovišti bezprostředně, resp. poměrně snadno v půdě přístupné pro kořenový systém rostlin. Jejich obsah se periodicky stanovuje v rámci agrochemického zkoušení zemědělských půd (AZZP) prostřednictvím uzančních vyluhovadel, kterými jsou v současnosti výluh podle Mehlicha (M III) pro makroživiny P, K, Mg, Ca a výluh podle Lindsaye a Norvella (roztok 0,005 M dietyltriaminpentaoctové kyseliny – DTPA, pufovaný trietanolaminem na pH 7,3 s přísávkem CaCl₂) pro mikroživiny (mikroelementy) Cu, Mn a Zn. V uvedeném výluhu se v zahraničí stanovuje i Fe, v České republice však zatím pro tento mikroprvek není určeno půdní kritérium (Klement a Kuttelvascher, 2007).

Zatímco pro uvedené makroživiny jsou již stanoveny kritéria zásobenosti půd i pod trvalými travními porosty (viz tabulka 3), u mikroživin (mikroelementů) jsou zatím deklarovány hraniční hodnoty pouze pro orné půdy (viz tabulka 4).

Tabulka 3: Kritéria hodnocení půdních rozborů – výluh Mehlich III – trvalé travní porosty (Fiala a Krhovjáčková, 2009)

prvek obsah	Fosfor (mg.kg ⁻¹)	Draslík (mg.kg ⁻¹)			Hořčík (mg.kg ⁻¹)			Vápník (mg.kg ⁻¹)		
		lehká	střední	těžká	lehká	střední	těžká	lehká	střední	těžká
nízký	≤ 25	≤ 70	≤ 80	≤ 110	≤ 60	≤ 85	≤ 120	≤ 1000	≤ 1100	≤ 1700
vyhovující	26-50	71-150	81-160	111-210	61-90	86-130	121-170	1001-1800	1101-2000	1701-3000
dobrý	51-90	151-240	161-250	211-300	91-145	131-170	171-230	1801-2800	2001-3300	3001-4200
vysoký	91-150	241-350	251-400	301-470	146-220	171-245	231-310	2801-3700	3301-5400	4201-6600
velmi vysoký	>150	>350	>400	>470	>220	>245	>310	>3700	>5400	>6600

Tabulka 4: Kritéria hodnocení půdních rozborů – mikroživiny ve výlužích Lindsay-Norvell (Fiala a Krhovjáčková, 2009)

Mikroprvek	půdní druh	obsah (mg.kg ⁻¹)		
		nízký	střední	vysoký
Měď (Lindsay-Norvell) 0,005M DTPA + TEA + CaCl ₂ ; pH =7,3	všechny půdní druhy	< 0,80	0,80-2,70	> 2,70
Mangan (Lindsay-Norvell) 0,005M DTPA + TEA + CaCl ₂ ; pH =7,3	všechny půdní druhy	< 10	10-100	> 100
Zinek (Lindsay-Norvell) 0,005M DTPA + TEA + CaCl ₂ ; pH =7,3	všechny půdní druhy	< 1,0	1,0-2,5	> 2,5
Železo (Lindsay-Norvell) 0,005M DTPA + TEA + CaCl ₂ ; pH =7,3	v ČR zatím nehodnoceno (Juráni a Fiala, 1989)			
	všechny půdní druhy	< 8	8 - 75	> 75

Obsah tzv. „celkového“ půdního dusíku se nejčastěji stanovuje mineralizací půdního vzorku Kjeldahlovou metodou, spočívající v uvolnění převážné většiny jeho půdních forem koncentrovanou kyselinou sírovou za varu a destilačním stanovení uvolněného amoniaku. Při tomto stanovení nedochází k uvolnění veškerých půdních forem dusíku (inkorporované např. mezi vrstvami jílových minerálů ve formě NH₄⁺), ani se nezachytí těkavé nitrátové, resp. nitritové formy (Zbírál *et al.*, 2004). Z praktického hlediska však tyto nestanovené koncentrace půdního dusíku mají pro potenciální a dlouhodobější živinový stav půd jen malý význam (Bielek a Kudejarov, 1991). V poslední době se pro stanovení celkového obsahu dusíku stále častěji používá termický rozklad vzorku tzv. totálními analyzátory založenými na Dumasově metodě (Fiala a Krhovjáčková, 2009). Hodnocení zásobenosti půd kjeldahlickým (N_T) dusíkem je uvedeno v tabulce 5.

Tabulka 5: Kritéria hodnocení zásobenosti půd kjeldahlickým (N_T) dusíkem (Fiala a Krhovjáčková, 2009)

Obsah dusíku v půdě (%)	Hodnocení
< 0,12	velmi nízký
0,12 - 0,16	nízký
0,16 - 0,24	dobrý
0,24 - 0,35	vysoký
> 0,35	velmi vysoký

Složení a obsah živin statkových hnojiv jsou z velké části odrazem živinného režimu půd dané oblasti a způsobu ošetřování. Mají vysokou hnojivou hodnotu a jsou jimi do půdy dodávány rostlinné živiny (makroelementy i mikroelementy), organické látky, mikroorganismy a látky stimulační, růstové a hormonální. Poměrně vyrovnaný

obsah živin v kejďe skotu umožňuje při dostatečné dávce kejdy krýt plně potřebu živin travních porostů a zcela vyloučit hnojení minerálními hnojivy, zatímco při pravidelném hnojení kejdou prasat je účelné na půdách s nižším obsahem draslíku jeho doplnění draselnými hnojivy. Také aplikace močůvky na travní porosty je výhodná, je jí možno uhradit většinu potřebného dusíku a draslíku. Pravidelné hnojení močůvkou je výhodné na půdách s dostatečným obsahem fosforu, případně musí být půdy včas fosforem vyhnojeny nebo aplikovat fosforečná hnojiva na travní porost (Vaněk *et al.*, 2007). Aplikace chlěvského hnoje na travní porosty se z důvodu jejich upřednostnění na orné půdě v podmínkách České republiky v současnosti neuplatňuje.

Živinové složení jednotlivých statkových hnojiv závisí nejen na typu hnojiva, druhu a kategorii chovaných zvířat a zvolené technologii chovu, ale v podstatné míře i na výživě zvířat (Kayser a Isselstein, 2005; Reijjs *et al.*, 2007).

Makroelementy

Dusík je nepostradatelnou živinou a to nejen pro rostliny, ale pro všechny živé organismy, včetně půdních mikroorganismů. Patří k základním stavebním prvkům nejdůležitějších sloučenin živé hmoty – bílkovin. V koloběhu dusíku jsou dva rozdílné procesy: je to mineralizace organických látek, při které vznikají minerální formy dusíku (NH_4^+ a NO_3^-), tedy formy přijatelné pro rostliny, a naopak imobilizace, kdy je minerální dusík (především NH_4^+) vázán do organických sloučenin, hlavně těl mikrobů (Vaněk *et al.*, 2007).

Obsah dusíku v půdě je pro rostlinnou produkci v agroekosystémech mírného pásma často limitující, z toho důvodu má pro výnos plodin největší význam (Vitousek a Howarth, 1991). Celkový obsah dusíku v půdách je velmi rozdílný a kolísá nejčastěji od 0,05 - 0,5 %. V orní vrstvě převážné části půd České republiky je 0,1 - 0,2 % veškerého dusíku. 98 až 99 % veškerého N v ornici je přítomno ve formě organické, zbytek ve formě minerální (Ryant *et al.*, 2003). Minerální, neobyčejně pohyblivá a variabilní forma (NH_4^+ a zvláště NO_3^-) se z praktických důvodů sleduje hlavně před setím plodin a aplikací základního hnojení. Tato proměnlivá půdní koncentrace minerálních forem dusíku v půdě má z hlediska trvalých travních porostů menší význam, vyjma environmentálního (vodohospodářského) opatření, kdy zvláště kumulace nitrátového dusíku v půdě pod trvalými travními porosty může mít za následek jeho vyplavování do podzemních vod (Fiala a Krhovjáčková, 2009).

Při porovnání s konvenčními systémy založenými na používání minerálních forem dusíkatých hnojiv, může management zemědělství využívající jako zdroj živin leguminózy zvýšit obsah půdního dusíku a redukovat vyplavování dusičnanů během pěti let (Drinkwater *et al.*, 1998).

Organická hnojiva jsou dobrými zdroji dusíku, jeho průměrný obsah v hnoji (v čerstvém stavu) je 0,48 % u hovězího hnoje až 0,85 % u ovčího hnoje. Močůvka obsahuje průměrně 0,25 % a kejda 0,32 % u kejdy skotu až 0,96 % u kejdy drůbeže (Vaněk *et al.*, 2007). Při hodnocení procesu zrání chlévské mrvy poukázali Levi-Minzi *et al.* (1986) na průkazné zvýšení celkového dusíku, který se v hnoji z 99 % nacházel v organické formě.

Porovnáním obsahu celkového dusíku v půdě v závislosti na jejím využívání se v severozápadním Německu zabývali Chen *et al.* (2009). Zjistili významně vyšší obsah pod travními porosty než u orané půdy nebo půdy s redukovanou kultivací. Půdy pod travními porosty obsahovaly o 43,5 % více celkového dusíku v hloubce 0 – 20 cm než orné půdy. Po 11-leté periodě vyhodnotili, že travní porosty jsou schopny akumulovat 129 kg N.ha⁻¹.rok⁻¹.

Neff *et al.* (2005) hodnotili vliv pastvy na biochemické půdní vlastnosti. Srovnávali plochy historicky pasené (v trvání téměř 200 let) a půdy pod travními porosty, kde se nikdy nepáslo. Celkový obsah dusíku byl u historicky pasených ploch nižší, než u ploch, kde se nikdy nepáslo. Mikhailova *et al.* (2000) při porovnání extenzivně využívaných travních porostů Ruska (4 roky využívání sečením nebo pasením ploch následované rokem ležícím ladem oproti každoročně sečeným nebo paseným plochám) nenašli rozdíly v obsahu celkového dusíku v porovnání s přirozeným neobhospodařovaným travním porostem. He *et al.* (2011) hodnotili zásoby dusíku u pastvin s různým zatížením, se zvyšujícím zatížením našli tendenci ke snížení obsahu dusíku v půdě.

Nyiraneza *et al.* (2009) zjistili u organicky hnojených polních ploch zvýšení obsahu celkového dusíku oproti nehnojené kontrole. Detailní analýzy minerálního a organického aplikovaného dusíku ve stejných dávkách ukázaly, že půdy hnojené organickými hnojivy obsahovaly více dusíku než půdy hnojené minerálním dusíkem (Edmeades, 2003; van Eekeren *et al.*, 2009). Bhogal *et al.* (2011) při hodnocení vlivu dávky statkových hnojiv po 13-14 letech aplikace vyhodnotili zvýšení celkového dusíku v půdě asi o 7 % na každých 10 t organického uhlíku aplikovaného ve statkových hnojivech. Avšak Ndayegamie a Cote (1989) u dlouhodobých polních pokusů

s organickými hnojivy (prasečí kejda, hnůj skotu) na kyselých hlinitých půdách s vysokým obsahem prachových částic nenalezli rozdíly v obsahu celkového dusíku oproti nehnojené kontrole.

Mnoho autorů (Maidl, 1989; Edmeades, 2003; Bhogal *et al.*, 2009 a Müller *et al.*, 2011) upozorňuje, že zvýšenou aplikací organických hnojiv narůstá riziko vyplavování dusičnanů a ohrožení kvality podzemních vod. Reijs *et al.* (2007) sice uvádějí, že aplikací kejdy nedochází ke zvýšení anorganického dusíku v půdě oproti nehnojené kontrole a proto nepřepokládají překročení standardu vyplývající z nitrátové směrnice. Avšak mineralizace organických hnojiv je u každého druhu hnojiva jiná a závisí i na délce trvání aplikace hnojiv. Schröder *et al.* (2007) u travních porostů uvádějí dekompozici hnoje 10 - 33 % v roce aplikace a v následujících letech 10 %, 51 - 53 % u kejdy skotu přímo zapravené do půdy, ale až 70 % po 7 - 10 letech každoroční aplikace, u hnoje nastalo zvýšení na původní hladinu 31 % v druhé až čtvrté dekádě aplikace. A proto už po dvou letech aplikace zjistili vyšší obsah minerálních forem dusíku pod porosty hnojenými hnojem než u nehnojené kontroly. Van Eekeren *et al.* (2009) v porovnání minerálních a organických hnojiv (kejda skotu) uvádějí vlivem vyššího množství přístupného dusíku v organických hnojivech, a tím i dvojnásobné aktivitě bakterií v těchto půdách, o 30 % vyšší množství potenciálně mineralizovatelného dusíku (aerobní inkubací) a o 25 - 50 % vyšší množství potenciálně mineralizovatelného dusíku (anaerobní inkubací). Stejně tak Bhogal *et al.* (2009) při aplikaci chlévského hnoje zjistili zvýšení zásob potenciálně mineralizovatelného dusíku (o 14 % na 1 t celkového dusíku aplikovaného v organických hnojivech) a proto upozorňují na riziko zvýšeného vyplavování dusičnanů. Riziko vyplavování je tedy vyšší než u aplikace minerálních hnojiv (Edmeades, 2003).

Při aplikaci hnoje a minerálních hnojiv v dávce dusíku 60 a 120 kgN.ha⁻¹ na travní porosty zjistili Ondrášek a Čunderlík (2008, 2012) zvýšení celkového dusíku při aplikaci hnoje, které však nebylo průkazné. Angers *et al.* (2009) pro aplikaci vepřové kejdy vypočetli nárůst zásob půdního dusíku o 1 200 kg.ha⁻¹ na 100 m³ kejdy.rok⁻¹ oproti nehnojené kontrole. Avšak Jankowska-Huflejt *et al.* (1997) po 12 letech aplikace zjistili vyšší nárůst celkového dusíku u minerálně hnojených ploch než u ploch hnojených hnojem (zvýšení u obou variant bylo ve vrstvě do 10 cm, změny ve vrstvě 10 - 20 cm byly nepatrné). Müller *et al.* (2011) hodnotili efekt odstupňované dávky kejdy skotu a minerálních hnojiv v dlouhodobém horizontu (38 let) na dynamiku dusíku u trvalých travních porostů mírného pásma. Zatímco při aplikaci minerálních hnojiv byl

zjištěn stálý efekt na produkci píce a příjem dusíku rostlinami, při aplikaci kejdy skotu se se zvyšující dávkou během sledované periody úměrně zvyšoval i výnos a příjem dusíku rostlinami. Celková mineralizace byla stejná u všech sledovaných variant. U nehnojené kontroly bylo více jak 90 % NH_4^+ tvořeno mineralizací stálého organického dusíku, avšak u variant s aplikací kejdy skotu došlo k převaze mineralizace labilního organického dusíku a tento podíl se zvyšoval se zvyšující dávkou hnojiva.

Fosfor je životně důležitý a nenahraditelný prvek a je limitující pro potenciál biomasy na Zemi (Schoumans *et al.*, 2015). Je významným biogenním prvkem, je složkou ATP, ADP, fosfoproteinů, nukleoproteinů, fytinu apod. Je nezbytný pro řadu metabolických procesů (Šarapatka, 2014). Pro optimální růst a vývoj rostlin i živočichů zemědělci často využívají fosforečná hnojiva a fosforečné přísady. Avšak nadměrné užívání fosforu vede k zhoršení kvality vod, eutrofizaci a ztrátě biodiverzity (Schoumans *et al.*, 2015).

Obsah veškerého fosforu v půdách kolísá od 0,03 - 0,15 %, převážná část je pro rostliny nepřijatelná. 30 – 50 % půdního fosforu je v organické formě, zbytek v minerální. Velká část organicky vázaného fosforu v půdách je výsledkem biologické sorpce fosforu půdními mikroorganismy, které imobilizují fosfor do svých těl. Takto vázaný fosfor může být po odumření mikroorganismů v dalších procesech mineralizace uvolněn a zpřístupněn pro rostliny. Fosfor je v půdě málo pohyblivý, jeho obsah v půdním roztoku je většinou pod 1 ppm P (Vaněk *et al.*, 2007).

Průměrný obsah fosforu v hnoji (v čerstvém stavu) je 0,11 % u hovězího hnoje až 0,25 % u prasečího hnoje. Obsah fosforu v močůvce je zanedbatelný, kejda průměrně obsahuje 0,07 % fosforu u kejdy skotu až 0,28 % u kejdy drůbeže (Vaněk *et al.*, 2007). Při hodnocení procesu zrání chlévské mrvy zjistili Levi-Minzi *et al.* (1986) průkazné zvýšení celkového fosforu i zvýšení obsahu jeho přijatelných forem.

Mnoho agronomických studií podporuje předpoklad, že orba způsobuje ztráty fosforu. Obsah celkového fosforu byl u obdělávaných půd Kanady o 29 % nižší než u přilehlých trvalých pastvin (McLauchlan, 2006). Vliv pastvy na biochemické půdní vlastnosti hodnotili Neff *et al.* (2005). Srovnávali plochy historicky pasené (v trvání téměř 200 let) a půdy pod travními porosty, kde se nikdy nepáslo. Obsah fosforu v půdě byl pod plochami historicky spásanými nižší než pod porosty, kde se nikdy nepáslo.

Potenciál udržení fosforu v ekosystému je vyšší než u dusíku díky jeho silné sorpci u mnoha půd a faktu, že fosfor má méně ztrátových cest než dusík (McLauchlan, 2006). Dlouhodobý obsah fosforu může být ovlivňován tím, zda je upravující dávka aplikována v minerální nebo organické formě. Z dlouhodobých pokusů v Rothamstedu (Velká Británie) vyplývá, že charakter vstupu (minerální nebo organický) nemá vliv na kvantitu půdního fosforu, ale na strukturu půdy (Blake *et al.*, 2003). Přesto porovnání z různých zemědělských pokusů v Evropě ukazuje, že forma, v které je fosfor aplikován, stejně jako rozdíly ve fyzikálněchemických vlastnostech půd, klima a přístupnost ostatních hlavních živin ovlivňují účinnost fosforečného hnojení a bilanci fosforu (Blake *et al.*, 2000).

Edmeades (2003) při porovnání minerálních a organických hnojiv (chlévký hnůj, kejda, zelené hnojení) u dlouhodobých polních pokusů dokládá, že půdy hnojené organickými hnojivy jsou v povrchové vrstvě bohatší na fosfor než minerálně hnojené. Také Song *et al.* (2011) na základě dlouhodobých polních pokusů zjistili, že zatímco aplikace minerálních hnojiv pokrývala potřebu rostlin a udržovala hladinu fosforu v půdě, aplikace minerálních hnojiv s dodáním prasečího hnoje i přes zvýšení výnosů zvyšovala obsah fosforu v půdě a obsah jeho labilních forem. Nyiraneza *et al.* (2009) uvádějí u ploch hnojených hnojem skotu zvýšení obsahu o 65 %, ačkoliv nebylo statisticky průkazné. Bhogal *et al.* (2011) udávají se zvyšující se dávkou statkových hnojiv zvyšování obsahu fosforu.

V poslední době je v souvislosti s využitím různého typu hnojiv také věnována pozornost riziku vyplavování fosforu (Brock *et al.*, 2007, Fanguero *et al.*, 2013). Nest (2015) z vyhodnocení polních pokusů uvádí, že zatímco dlouhodobá (více jak 4 roky) aplikace chlévkého hnoje významně zvýšila dostupnost půdního fosforu, u půd pod minerálně hnojenými porosty, fosforem nehnojenými, hnojenými kejdou nebo kompostem (z rostlinného materiálu) žádné změny nezaznamenal. Avšak zvýšení hladiny dostupného fosforu u hnojení chlévkým hnojem vedlo rovněž k významnému zvýšení vyplavování fosforu, kdežto při hnojení ostatními hnojivy ke změnám vyplavování nedošlo.

Při hodnocení půd pod travními porosty zjistili Angers *et al.* (2009) při aplikaci prasečí kejdy zvýšení obsahu fosforu. Při studiu vlivu dávky vypočetli zvýšení půdního fosforu o $850 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ na 100 m^3 kejdy.rok⁻¹ oproti nehnojené kontrole. Zvýšení uvádí i Ondrášek a Čunderlík (2008, 2012) při aplikaci hnoje. Avšak Dale *et al.* (2015) při

stupňované dávce hovězí kejdy u různého typu setých travních porostů zvýšení obsahu fosforu v půdě nezaznamenali.

Draslík je prvkem zajišťujícím důležité fyziologické funkce v organismech. K^+ podporuje syntézu chlorofylu, při jeho nedostatku se snižuje u rostlin příjem NH_4^+ , je narušena enzymatická syntéza některých organických kyselin (Šarapatka, 2014).

Celkový obsah draslíku v půdě je vesměs vyšší než obsah dusíku nebo fosforu, přitom však velmi různý podle podmínek. Nejvíce draslíku obsahují obdělávané půdy mírného pásma, nejchudší jsou laterity a podzoly. V našich podmínkách se připouští možnost kolísání celkového obsahu K_2O v ornici v rozmezí 0,05 - 3,2 %. Nejbohatší draslíkem jsou zpravidla jílovité půdy (Ryant *et al.*, 2003). Draslík se nachází v půdě jako nevýměnný – v primárních a sekundárních minerálech a mezivrstvách jílových minerálů, výměnný – vázán na půdní sorpční komplex (většinou 1 - 2 % z celkového K v půdě) a vodorozpustný (1 - 10 % výměnného K) – nejlépe přijatelný pro rostliny (Vaněk *et al.*, 2007).

Organická hnojiva obsahují draslíku značné množství, průměrný obsah u hnoje (v čerstvém stavu) je 0,42 % u prasečího hnoje až 0,66 % u hovězího hnoje s hlubokou podestýlkou. Močůvka obsahuje průměrně 0,44 % a kejda 0,19 % u kejdy prasat až 0,40 % u kejdy skotu (Vaněk *et al.*, 2007). Vyžralý hnůj obsahuje průkazně více draslíku než chlěvská mrva, zráním se zvyšuje i obsah přijatelného draslíku (Levi-Minzi *et al.*, 1986).

Koloběhu draslíku u travních porostů se věnovali Kayser a Isselstein (2005). Uvádějí, že draslík je vyžadován ve značném množství a úzce souvisí s dusíkem. U intenzivních mléčných farem stoupá nadbytek draslíku vlivem vstupů koncentrátů a hnojiv a je navrácen travním porostům a může vést ke zvýšení obsahu draslíku v půdě. Oproti tomu ekologické zemědělství je charakterizováno limitací vstupů zdrojů živin a dávkou. Vyplavování draslíku z travních porostů je obvykle nízké, ale vysoká hladina přístupného půdního draslíku, vysoký vstup draslíku hnojivy nebo místy močí vedou ke zvýšení ztrát. Vysoké vstupy draslíku mají negativní vliv na příjem hořčíku a vápníku rostlinami a mohou způsobit intenzivní vyplavování těchto kationtů.

Bulluck *et al.* (2002) porovnávali vliv aplikace minerálních a organických hnojiv na obsah draslíku. Zatímco při aplikaci organických hnojiv došlo po dvou letech ke zvýšení koncentrace téměř třikrát, u minerálně hnojených ploch došlo k průkaznému snížení. Také Edmeades (2003) u dlouhodobých polních pokusů zjistil při aplikaci

organického hnojení zvýšení obsahu přijatelného draslíku v povrchové vrstvě oproti variantám s minerálním hnojením. To potvrdili i Nyiraneza *et al.* (2009) při hodnocení vlivu aplikace hnoje skotu. Se zvyšující se dávkou statkových hnojiv Bhogal *et al.* (2011) uvádějí zvyšování obsahu draslíku v půdě.

Pro různé typy travních porostů studovali změnu obsahu draslíku v půdě vlivem odstupňované dávky hovězí kejdy Dale *et al.* (2015). Při nejvyšších dávkách kejdy zaznamenali zvýšení obsahu draslíku ve vrstvě do 15 cm s významnou závislostí na typu porostu (ve většině sledovaných let byly nejvyšší obsahy pod porostem extenzivní směsi). Ondrášek a Čunderlík (2008, 2012) změny obsahu draslíku v půdě pod travními porosty při stupňované aplikaci chlévského hnoje nezaznamenali.

Vápník a hořčík jsou pro rostliny nenahraditelnými prvky. Náleží jim důležitá fyziologická role. Hořčík je obsažen v chlorofylu (15 - 20 % celkového obsahu Mg v rostlinách). Mezi významné funkce Mg patří aktivace enzymatických pochodů a ovlivňování metabolismu sacharidů, lipidů a nukleových kyselin. Vápník má velký význam při tvorbě optimálních fyzikálních, fyzikálně chemických a biologických vlastností půdy. V rostlinách ovlivňuje koloidní stav plazmy a průběh biochemických reakcí (Šarapatka, 2014).

Celkový obsah vápníku v půdě vykazuje značné rozdíly a pohybuje se mezi 0,15 – 6 %, i když střední obsah je odhadován na 2 %. Nejméně vápníku obsahují půdy písčité v humidnějších oblastech a nejvíce půdy karbonátové (Ryant *et al.*, 2003). Stejně jako draslík se v půdě nachází v nevýměnné, výměnné a vodorozpustné formě. Převážná část vápníku v půdách se nachází v těžko rozpustných sloučeninách, hlavně uhličitanech, křemičitanech, hlinitokřemičitanech a síranech. Rozpustnost uhličitanů je závislá na pH půdy – vyšší rozpustnost je v kyselější oblasti pH a značný vliv má obsah CO₂. Vápenec reaguje s CO₂ rozpuštěným v půdním roztoku za vzniku hydrogenuhličitanu, který je dobře rozpustný ve vodě a tím pohyblivý v půdním profilu a může být snadno vyplavován, čímž v humidnějších oblastech mohou nastávat značné ztráty vápníku z půdy. Tím se stává převažujícím kationtem v půdním roztoku (Vaněk *et al.*, 2007).

Hořčík je v půdě obsažen ve velmi rozdílných koncentracích a v různých formách. Průměrný obsah veškerého hořčíku činí asi 0,4 - 0,6 % a je závislý především na minerálním složení matečné horniny (Ryant *et al.*, 2003). Stejně jako draslík a vápník se v půdě nachází v nevýměnné, výměnné (do 5 % z celkového Mg) a vodo-

rozpustné (1 - 10 % výměnného Mg) formě. Poměrně vysoká rozpustnost a slabší sorpce Mg^{2+} ovlivňují snadnější horizontální pohyb, a tím jeho ztráty z ornice. Proto v některých půdách může být vyšší obsah hořčíku ve spodních horizontech než v ornici (Vaněk *et al.*, 2007).

Průměrný obsah vápníku v hnoji (v čerstvém stavu) je 0,21 % u koňského hnoje až 0,50 % u hovězího hnoje s hlubokou podestýlkou, hořčíku 0,08 % u hovězího hnoje až 0,15 % u prasečího hnoje. Močůvka obsahuje průměrně jen 0,007 % vápníků a 0,01 % hořčíku. U kejdy je pak průměrné množství vápníku 0,14 % u kejdy skotu až 0,94 % u kejdy drůbeže a hořčíku 0,04 % u kejdy prasat a skotu až 0,06 % u kejdy drůbeže (Vaněk *et al.*, 2007). Při hodnocení procesu zrání chlévské mrvy zjistili Levi-Minzi *et al.* (1986) průkazné zvýšení obsahu vápníku i hořčíku, ale snížení obsahu jejich přijatelných forem.

Neff *et al.* (2005) hodnotili vliv pastvy na biochemické půdní vlastnosti. Srovnával plochy historicky pasené (v trvání téměř 200 let) a půdy pod travními porosty, kde se nikdy nepáslo. Obsah hořčíku v půdě historicky pasených ploch byl v průměru o 26 % nižší, ale obsah vápníku byl vyšší.

Ačkoliv dlouhodobá aplikace minerálních hnojiv snižuje obsah vápníku v půdě, při dlouhodobé aplikaci hnoje skotu zjistili Nyiraneza *et al.* (2009) zvýšení obsahu vápníku oproti nehnojené kontrole o 32 % (i když toto zvýšení nebylo významné). Obsah hořčíku byl zvýšen jak aplikací minerálních, tak organických hnojiv. Zvýšení vápníku i hořčíku v povrchové i podpovrchové vrstvě půdy polních pokusů potvrdil i Edmeades (2003) u ploch hnojených hnojem, kejdou i zeleným hnojením. Bulluck *et al.* (2002) uvádějí téměř dvojnásobný obsah těchto prvků již po dvou letech aplikace organických hnojiv.

U půdy pod travními porosty Ondrášek a Čunderlík (2008, 2012) konstatovali vlivem aplikace hnoje jen zvýšení obsahu hořčíku, obsah vápníku zůstal na úrovni nehnojené kontroly. Jankowska-Huflejt *et al.* (1997) u intenzivně využívaných travních porostů pozorovali snížení obou živin u minerálně hnojených ploch, hnojených hnojem i u střídavého využití hnojiv (stejně jako u nehnojené kontroly). U aplikace hnoje (a střídavého hnojení) však došlo k menšímu snížení obsahu vápníku i hořčíku než u aplikace NPK. Pro stupňovanou aplikaci hovězí kejdy na různé typy travních porostů zjistili Dale *et al.* (2015) postupné zvyšování obsahu hořčíku. Nejvíce ho obsahovala půda pod porostem extenzivní směsi, nejméně půda pod jetelem lučním.

Mikroelementy

Mnoho mikroelementů hraje základní roli v procesech asimilace a disimilace rostlin. V rostlinách jsou přítomny v extrémně malých množstvích, jsou součástí enzymů nebo koenzymů protetických skupin. Mají rozhodující roli aktivátorů a inhibitorů metabolických procesů. Mohou být považovány za biokatalyzátory, ale jsou také nezbytné pro nashromáždění hlavních rostlinných produktů (proteiny, karbohydráty, tuky) požadovaných lidmi i zvířaty (Molnáros, 2000). Proto je pro jakoukoliv produkci plodin důležité znát koncentraci mikroelementů v systému půda-rostlina. Povrchní přístup farmářů k tomuto problému má mnoho důvodů, včetně absence jakékoliv specifické odezvy na nízké zastoupení mikroelementů v půdě u většiny rostlinných druhů (Vaněk *et al.*, 2007). Také u travních druhů je těžké tyto symptomy zaznamenat. Z tohoto důvodu má pěstování plodin v monokultuře výhodnější pozici, protože organická hnojiva, často aplikovaná v osevním postupu, zlepšují bilanci mikroelementů. S travními porosty je nakládáno jako s levnými reservoáry píče a tak na dodávání mikroelementů jsou vydávány jen malé částky. Travní porosty na těžších půdách mají lepší pozici (Kopeček a Gondek, 2004), tyto půdy jsou bohatší na mikroelementy a tak mohou být bez dodání živin využívány delší dobu. Pro tak specifický komplex biotopů jako jsou trvalé travní porosty, je fakt, že kořeny druhů pronikají jednotlivé půdní horizonty různě, velmi důležitý. To způsobuje rozdílný efekt v pufraci mikroelementů, která začíná být znatelná až s výrazným snížením produkce sušiny. Vztahy korelace mezi koncentrací mikroelementů v systému půda-rostlina nejsou často registrovatelné (Kopeček a Gondek, 2004). Některá statková hnojiva mohou obsahovat větší množství zinku a mědi, protože tyto živiny jsou přidávány do krmiv. Pravidelnou aplikací nebo vysokými dávkami hnojiv může být obsah mědi a zinku v půdě výrazněji zvýšen, což ve výživě rostlin může způsobit deficit železa a jiných živin (Koehler *et al.*, 2007; Vaněk *et al.*, 2007).

Většina půd vykazuje poměrně vysoký obsah **železa** (okolo 2 %), pouze v půdách organogenního původu je jeho obsah nižší. Jedná se převážně o Fe obsažené v krystalické mřížce primárních i sekundárních minerálů. Vysoký podíl Fe je v oxidové formě (magnetit, krevet, goethit a hnědel), kde je značně stabilní, a proto i při zvětrávacích procesech se v těchto formách hromadí. Půdy, které mají vyšší podíl hnědele (je většinou konečným produktem zvětrávání), mají charakteristické rezavě hnědé zbarvení. Převážná část Fe je v půdě v anorganické formě, malé množství se

vyskytuje v komplexech s humusovými látkami a zřejmě tvoří větší část rozpustného Fe v půdě. Teprve v kyselejší oblasti (většinou $\text{pH} < 5,0$) jsou ionty Fe přítomné v půdním roztoku ve významnějším množství buď jako Fe^{3+} nebo Fe^{2+} , které se mohou podílet na výživě rostlin (Vaněk *et al.*, 2007).

Yagi *et al.* (2003) uvádějí v chlévském hnoji skotu obsah železa 8 g.kg^{-1} . Procesem zrání mrvy se jeho obsah zvyšuje, ale obsah jeho přijatelných forem se snižuje (Levi-Minzi *et al.*, 1986). V kejďě prasat uvádějí Gondek a Filipek-Mazur (2005) obsah železa 893 mg.kg^{-1} sušiny.

Bulluck *et al.* (2002) po dvou letech aplikace hnojiv v minerální nebo organické formě nezjistili vliv na obsah železa v půdě polních pokusů. Nyiraneza *et al.* (2009) však při dlouhodobé aplikaci hnoje skotu zjistili jeho zvýšení (ačkoliv neprůkazné) o 1,7 %.

Celkový obsah **manganu** v půdách se pohybuje v širokém rozmezí od několika desítek mg Mn.kg^{-1} až do desetin procent. Nízký obsah manganu je na lehkých, kyselých a propustných půdách v humidních oblastech. V půdě se může mangan vyskytovat v různých oxidačních stupních – jako Mn^{2+} , Mn^{3+} i Mn^{4+} . Pro rostliny je však dostupný pouze Mn^{2+} . Hlavní částí Mn přijatelného pro rostliny jsou ionty Mn^{2+} , které se nacházejí v půdním roztoku a jsou sorbované na sorpční komplex – je to tedy Mn vodorozpustný a výměnný. V půdě probíhají změny sloučenin Mn podle oxidačně-redukčních podmínek. Všechna opatření a vlivy, která podporují oxidační procesy (dobrá aerace, rozvoj mikroorganismů, přísun organických látek i snížená vlhkost), vedou k tvorbě vícemocných sloučenin Mn a snižují jeho přijatelnost, podobně jako zvýšení hodnoty pH (Vaněk *et al.*, 2007).

V chlévském hnoji skotu uvádějí Yagi *et al.* (2003) 337 mg.kg^{-1} manganu. Při hodnocení procesu zrání chlévské mrvy zjistili Levi-Minzi *et al.* (1986) zvýšení obsahu manganu, ale snížení obsahu jeho přijatelných forem. V kejďě prasat uvádějí Gondek a Filipek-Mazur (2005) obsah manganu $292,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ sušiny.

U polních pokusů porovnávali vliv organických a minerálních hnojiv na obsah manganu Bulluck *et al.* (2002). Aplikace organických hnojiv zvýšila obsah manganu v půdě, ale vlivem aplikace minerálních hnojiv došlo k jeho snížení. Asada *et al.* (2011) studovali změny obsahu manganu vlivem stupňované dávky prasečího hnoje a uvádějí vyšší koncentrace jeho mobilních forem s vyššími dávkami. Nyiraneza *et al.*

(2009) zjistili vlivem aplikace hnoje skotu na polních pokusech zvýšení obsahu manganu o 17 % (toto zvýšení však nebylo průkazné).

Změnám obsahu manganu v půdách pod travními porosty se věnovali Fu *et al.* (2012). Aplikovali odstupňovanou dávku ovčího hnoje a zjišťovali obsah manganu v různých odběrových hloubkách. Největší efekt dodaného hnojiva zjistili ve vrstvě 0 - 5 cm s vysokou dávkou hnojiva, kde může být obsah rostlinám přístupného výměnného Mn zvýšen až o 47,89 %, ale redukovatelný a celkový obsah manganu byl průkazně snížen.

Obsah **zinku** v půdě je v rozmezí několika desítek ppm a vyskytuje se hlavně v minerální formě jako součást mřížky minerálů (biotit, augit, amfibol aj.), část je vázána jako kationt Zn^{2+} , případně $ZnOH^+$ v sorpčním komplexu. Menší podíl Zn v půdě je vázán v organických sloučeninách. Minerální sloučeniny jsou kromě ZnS relativně rozpustné, ale pouze v kyselé oblasti pH. Proto je také větší část zinku v půdním roztoku, nejčastěji je vázána na aminokyseliny a fulvokyseliny a také je v chelátových vazbách (Vaněk *et al.*, 2007).

Obsah zinku v chlévském hnoji skotu je 105 mg.kg^{-1} (Yagi *et al.*, 2003). Procesem zrání chlévské mrvy zjistili Levi-Minzi *et al.* (1986) zvyšování obsahu celkového zinku, ale snižování obsahu jeho přijatelných forem (téměř na polovinu). V kejďe prasat uvádějí Gondek a Filipek-Mazur (2005) obsah zinku $397,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ sušiny.

Bulluck *et al.* (2002) po dvou letech aplikace hnojiv v minerální nebo organické formě nezjistili vliv na obsah zinku v půdě polních pokusů. Dlouhodobou aplikací hnoje skotu však došlo k jeho průkaznému zvýšení (Nyiraneza *et al.*, 2009). To také uvádí výsledky dlouhodobých polních pokusů v Rothamstedu (Johnston, 1997), kdy aplikací hnoje v dávce 35 t.ha^{-1} v porovnání se stejnou dávkou minerálních hnojiv došlo ke zvýšení obsahu zinku v půdě. Saviozzi *et al.* (1999) došel k opačným závěrům, po 12 letech aplikace hnoje uvádí nižší koncentraci obsahu zinku. Gondek a Filipek-Mazur (2005) při hodnocení vlivu typu hnojiva na mobilitu zinku zjistili zvýšení obsahu mobilních forem zinku při aplikaci hnoje, rozdíl v obsahu vlivem aplikace kejdy nebo minerálních hnojiv nebyly průkazné, ale obsahy byly vyšší než u nehnojené kontroly. Asada *et al.* (2011) při studiu stupňované dávky prasečího hnoje také uvádí vyšší koncentrace mobilních forem zinku s vyšší dávkou hnojiva.

Změnám obsahu zinku pod trvalými travními porosty se věnovali Škarpa *et al.* (2011), vlivem aplikace hovězí kejdy a minerálních hnojiv zjistili se stupňovanou dávkou hnojiv snížení obsahu zinku (při současném zvýšení pH), při aplikaci kompostu se projevil opačný vztah. Obsah vodorozpustných forem zinku se se zvyšující dávkou hnojiv zvyšoval. Avšak všechny zjištěné změny nebyly statisticky průkazné.

Měď se v půdě vyskytuje v anorganických i organických sloučeninách, převážně jako Cu^{2+} . Celkový obsah Cu v půdě se pohybuje v hodnotách několika desítek ppm Cu (průměrně okolo 30 ppm Cu). V minerální formě je Cu přítomna v mřížce minerálů a dále v nerozpustných solích (fosforečnany, uhličitany a sulfidy). S organickými sloučeninami vytváří komplexy, které vykazují také malou rozpustnost, ale přesto zřejmě sehrávají významnou úlohu v pohyblivosti mědi v půdě. Měď je velmi málo pohyblivá, větší část je soustředěna v humusovém horizontu, ve většině půd je jí dostatek (Vaněk *et al.*, 2007).

Yagi *et al.* (2003) uvádějí v chlévském hnoji skotu obsah mědi 46 mg.kg^{-1} . U chlévské mrvy je tento obsah nižší (procesem zrání se zvyšuje), ale obsah jeho přijatelných forem je u ní vyšší než u hnoje (Levi-Minzi *et al.*, 1986). U kejdy prasat uvádějí Gondek a Filipek-Mazur (2005) obsah mědi $30,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ sušiny.

Bulluck *et al.* (2002) porovnávali vliv organických a minerálních hnojiv na obsah mědi v půdě polních pokusů. Po dvouleté aplikaci byl její obsah vyšší u organicky hnojených ploch. To popsal i Johnston (1997) na základě výsledků dlouhodobých pokusů v Rothamstedu (pro dávku 35 t.ha^{-1} hnoje). Asada *et al.* (2011) studovali změny obsahu mědi vlivem stupňované dávky prasečího hnoje a uvádějí vyšší koncentrace mobilních forem s vyššími dávkami hnoje. Avšak Gondek a Filipek-Mazur (2005) vlivem aplikace organických hnojiv zvýšení obsahu mobilních forem mědi nezjistili. Saviozzi *et al.* (1999) naopak po 12 letech aplikace uvádí snížení koncentrace mědi v půdě.

Půdám pod trvalými travními porosty se věnovali Škarpa *et al.* (2011), kteří se stupňovanou dávkou hnojiv (minerální hnojiva, kompost, hovězí kejda) zaznamenali zvyšování celkového obsahu mědi, avšak tyto změny nebyly statisticky průkazné. Obsah mobilních forem mědi byl průkazně vyšší u nejvyšších dávek kejdy.

Přestože o obsahu hlavních živin v půdě je dostatek literatury, výsledky výzkumu aplikace organických hnojiv na trvalých travních porostech často neposkytují

jednoznačné výsledky. Reakce půdy jako živého organismu je v různých podmínkách rozdílná. O obsahu mikroživin pod travními porosty stejně jako o sorpčním komplexu v souvislosti s organickým hnojením je už těchto údajů méně.

2.3 Organický podíl půdy

Přítomností organické hmoty se půda odlišuje od hmoty minerálních částic a stává se živým systémem. Obsah organické hmoty v půdách se pohybuje od méně než 1 % u pouštních půd až téměř k 100 % u půd organických. Typické zemědělské půdy ve vrstvě do 15 cm obsahují 1 až 5 % (Schnitzer, 2004). Přesto, že je tato organická složka k minerální části půdy zastoupena malým podílem, má pro její úrodnost podstatný význam, který je dlouhodobě známý a oceňovaný. Příznivě ovlivňuje fyzikální a chemické vlastnosti půdy, je základním faktorem půdní úrodnosti a v převážné míře je podmínkou existence velmi bohaté a diversifikované půdní bioty. Míra a účinnost příznivého působení půdní organické složky se podstatně liší v závislosti na půdních a klimatických podmínkách, osevním postupu, zpracování půdy a hnojení. Stejně významná je její role pro stabilitu výnosů. Půdy dobře zásobené organickou hmotou mají vyšší schopnost vyrovnávat výkyvy počasí nebo jiných biotických a abiotických činitelů (Kubát *et al.*, 2008). Vedle agronomického významu organické složky půd se v poslední době zvláště oceňuje její význam pro životní prostředí a to zejména z hlediska akumulace organického uhlíku a jeho sekvestrace do půdy (u travních porostů zvláště významné; Soussana *et al.*, 2004) a dále také z hlediska zachování ekologických funkcí půdy. V Evropě i ve světě je spíše problém s úbytkem obsahu organického uhlíku v půdách (Sleutel *et al.*, 2007) a proto se věnuje velká pozornost jeho udržení popř. zvýšení. Pospíšilová a Tesařová (2009) však uvádějí, že i jeho nadbytek může být ekonomicky nevýhodný a ekologicky škodlivý. Kritická spodní hranice obsahu organického uhlíku u daného půdního typu a při daném způsobu hospodaření závisí na textuře (tj. procentní obsah jílu). Ovšem kritickou horní hranici vzhledem k vysoké variabilitě uhlíku není možné identifikovat (Webb *et al.*, 2003). Základem pro trvale udržitelné zemědělství je proto požadavek na dosažení optimální (místně specifické) hladiny půdní organické hmoty, který se postupně stává součástí legislativy v Evropské unii, v České republice byl zaveden v roce 2009 v rámci požadavků kontroly podmíněnosti pro vyplácení přímých plateb.

Organická složka půdy zahrnuje jednak živou část (půdní organismy – edafon) z rostlinné i živočišné říše, tak neživou, zastoupenou odumřelými organismy a produkty transformace organických zbytků. Obě části se vzájemně podmiňují a jsou na sobě závislé a ve svých důsledcích působí na celkovou biologii půdy, mineralizační a imobilizační procesy, včetně transformace organických látek na složité a stabilní sloučeniny v půdě. Organická složka půdy je ve srovnání s minerálním podílem velmi dynamická součást půdy, protože zde dochází k rychlým přeměnám energie, což se nutně promítá do ovlivňování půdních vlastností včetně úrodnosti (Ledvina *et al.*, 2000). V živé části organické složky půd mají významné postavení rostliny, které svým kořenovým systémem (jeho utvářením, mohutností, prokořeněním) značně ovlivňují biologické i chemické procesy v období vegetace (Pierret *et al.*, 2007) a po odumření jsou hlavním zdrojem organického materiálu. V porovnání s dvouděložnými rostlinami a stromy je biomasa travních kořenů větší. U přirozených travních porostů mírného pásma je poměr podzemní a nadzemní biomasy 2 - 13, pro horské travní porosty kolem 6 (Oades, 1988). Nejaktivnější skupinou živé části je mikroedafon zahrnující bakterie, houby, aktinomicety, sinice aj., který se podílí na většině rozkladných i transformačních procesů. Stejně tak má tato skupina klíčovou roli při koloběhu živin (Černý *et al.*, 2003), formování a stabilizaci půdních agregátů (Bipfubusa *et al.*, 2008).

Neživá část organické složky půd, označovaná jako **půdní organická hmota** (někteří autoři pod tímto pojmem rozumí obě – živou i neživou složku organické hmoty), je často pokládána za klíčový index půdní kvality, protože určuje mnoho faktorů ovlivňujících výnosovost plodin, jako je využitelná vodní kapacita (Hudson, 1994), tvorba a stabilizace agregátů (Tisdall a Oades, 1982), objemová hmotnost (Soane, 1990) a kationtová výměnná kapacita (Riffaldi *et al.*, 1994). Je tvořena směsí odumřelých zbytků rostlin a živočichů v různém stupni rozkladu, humusem vzniklým mikrobiálními a biosyntetickými procesy z meziproduktů rozkladu organických zbytků a odumřelými buňkami půdních mikroorganismů a živočichů. Půdní organická hmota tak představuje složitý a heterogenní soubor organických látek různého původu, obohacený produkty metabolismu půdních mikroorganismů a kořenů rostlin (Pospíšilová a Tesařová, 2009).

Půdní organická hmota obsahuje primární organickou hmotu, která zastupuje labilní složku půdní organické hmoty, a humusové látky, které tvoří složku stabilní (Haider a Guggenberger, 2004; Kolář *et al.*, 2009; de Figueiredo *et al.*, 2010). Někteří autoři tyto skupiny označují jako nehumusové a humusové sloučeniny (Yagi *et al.*,

2003; Adani *et al.* 2007; Sutzkover-Gutman *et al.*, 2010), popř. jako aktivní a stabilní uhlík (Šarapatka, 2014)

Primární organická hmota představuje ohromné množství uhlíkatých sloučenin organické hmoty rostlin, půdních živočichů i mikroorganismů v různém stadiu rozkladu (mineralizačního procesu), který jen v limitních poměrech vede k produkci CO₂, H₂O a iontů minerálních živin. Je zastoupena sloučeninami s vyšší biologickou dostupností a známými chemickými vlastnostmi, jako jsou polysacharidy a cukry, proteiny a aminokyseliny, vosky, pigmenty a jiné látky s nízkou molekulární hmotností (Stevenson, 1994; Schnitzer, 2004).

Mezi významné zdroje primární organické hmoty patří kořenová sekrece (exudace). Nguyen (2009) uvádí, že v průměru 50 % uhlíku čisté fotosyntézy je transportováno do kořenové biomasy a asi 17 % je vydáno do bezprostředního okolí kořenů (rhizodepozice). Jak udávají Balík *et al.* (2008) jsou v kořenových sekretech nejvíce zastoupeny cukry (hlavně sacharóza) a organické kyseliny (jablečná, citrónová, vinná, fumarová, včetně aminokyselin). Dále ale obsahují i složitější látky jako jsou vitaminy, růstové látky a enzymy. Celkové množství organických látek, které jsou kořeny rostlin vydávány do prostředí, je odhadováno na 1,0 - 1,5 t.ha⁻¹ sušiny za rok (Vaněk *et al.*, 2009). Dalším významným zdrojem jsou odumřelé kořenové zbytky a odumřelé části kořenů. Jejich rychlost mineralizace závisí u mnoha půdních typů na hloubce umístění (Oades, 1988). Vaněk *et al.* (2009) u polních plodin uvádějí 0,5 - 2,0 t, u jetelovin a jetelotráv 3 - 5 t organické hmoty na hektar. U trvalých travních porostů zjistil Gao (2008) významně nižší obsah kořenové hmoty u intenzivně využívaných pastevních porostů než u lučních porostů.

Význam primární organické hmoty je především v tom, že zajišťuje zdroj energie a živin pro mikroorganismy a tím zaručuje jejich rozvoj, její mineralizací jsou uvolňovány živiny pro rostliny, zlepšuje strukturní stav půdy díky tvorbě agregátů s vyšší stabilitou a je primárním zdrojem pro tvorbu humusových látek (Abiven *et al.*, 2008; Bipfubusa *et al.*, 2008).

Humusové látky jsou složité vysokomolekulární látky vznikající v procesu humifikace. Protože jsou v půdě úzce propojeny s minerální složkou půdy je nutné je před hodnocením oddělit. Jako nejúčinnější extraktanty pro humusové látky jsou buď ředěná báze (0,1 - 0,5 mol.l⁻¹ roztok NaOH) nebo ředěné neutrální roztoky solí jako vodní 0,1 mol.l⁻¹ Na₄P₂O₇. Z tohoto extraktu většina chemiků zabývajících se půdní organickou hmotou dělí humusové látky na následující tři frakce (Schnitzer, 2004):

1) huminové kyseliny, to je frakce, která je z extraktu vysrážena okyselením na pH 2; 2) fulvokyseliny, frakce extraktu, která zůstává v roztoku, když je alkalický roztok okyselen, to znamená, že jsou rozpustné jak v kyselinách tak zásadách a 3) humin, to je frakce humusových látek, která zůstává součástí anorganické půdní složky, to znamená, že je nerozpustná jak v alkáliích tak kyselinách.

Vůči používání alkalického extraktu byla vznesena řada námitek. Může totiž extrahovat oxid křemičitý z minerálů, protoplazmatické části z organických tkání, způsobit auto-oxidaci některých organických složek a kondenzaci aminových skupin aminokyselin s karbonylovými skupinami redukujících cukrů vytvořením produktů Maillardovy reakce (Schnitzer, 2004). Některé z těchto změn mohou být minimalizovány prováděním extrakce v atmosféře inertních plynů, ale všechny možné změny nemohou být vyloučeny.

I význam samotného dělení humusových látek je pro některé autory sporný a to zvláště díky velkým rozdílům vlastností, které humusové látky mají vzhledem ke své struktuře a relativní molekulární hmotnosti. Kolář *et al.* (2009) uvádějí, že například v procesech sorpce se huminové kyseliny s nižší molekulární hmotností podobají svými vlastnostmi spíše fulvokyselinám než huminovým kyselinám s vyšší molekulovou hmotností.

Fulvokyseliny (FK) jsou žluté až hnědé barvy, velmi pohyblivé a lehce se přemísťují v půdním profilu. Jsou charakteristické dobrou rozpustností ve vodě, minerálních kyselinách, louzích i v roztocích hydrolyticky zásaditých solí. Od huminových kyselin se liší jednodušší stavbou makromolekuly i celkovým složením. Obsahují asi 40 - 52 % uhlíku, 4 - 6 % vodíku, 40 - 48 % kyslíku a 2 - 6 % dusíku. Obsah popelovin je 2 - 8 %. Kyselinový charakter fulvokyselin ($90 - 140 \text{ mmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$), který je vyšší než u huminových kyselin, je dán především karboxylovými skupinami. Jejichž sorpční kapacita je udávána asi 3000 mmol na kg. Molekulová hmotnost se pohybuje od 200 - 50 000. Vodní roztoky fulvokyselin jsou silně kyselé (pH 2,6 - 2,8) a velmi agresivní na minerální podíl, který ochuzují o živiny i koloidy (Pospíšilová a Tesařová, 2009).

Huminové kyseliny (HK) jsou tmavé barvy a většinou se hromadí na místě vzniku. Jsou charakteristické dobrou rozpustností v louzích a roztocích hydrolyticky zásaditých solí. Ve vodě jsou jen částečně nebo velmi slabě rozpustné. Základní složkou huminových kyselin je aromatické jádro fenolického nebo chinoidního typu s účastí alifatických a cyklických dusíkatých sloučenin. Elementární složení huminových

kyselin závisí na půdním typu, chemickém složení rostlinných zbytků a na podmínkách humifikace; kolísá v rozmezí: uhlík 52 - 62 %, vodík 2 - 6 %, kyslík 31 - 39 % a dusík 2 - 5 %. Kyselinový charakter ($40 - 87 \text{ mmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$) těchto sloučenin je dán přítomností kyselých funkčních skupin, ze kterých jsou nejdůležitější karboxylové a fenol hydroxylové skupiny. Huminové kyseliny mají porézní stavbu a vyznačují se velkou sorpční schopností – kolem 4 000 mmol na kg. Molekulová hmotnost se pohybuje od 5 000 - 600 000 (Pospíšilová a Tesařová, 2009).

Huminy jsou tmavé barvy a mají nejvyšší molekulovou hmotnost. Jsou nejdolnější k mikrobiálnímu rozkladu. Představují silně karbonizovanou organickou hmotu, pevně vázanou na minerální podíl půdy. Jsou to organominerální sloučeniny, adsorpční komplexy a komplexně heteropolární soli, které mají vysoký obsah popele, jsou mnohem méně reaktivní než humusové kyseliny (tzn. huminové kyseliny a fulvokyseliny).

Význam jednotlivých frakcí humusových látek se liší. Obecně jsou považovány huminové kyseliny za jakostnější než fulvokyseliny. Jejich význam je zvláště spojován s obsahem těžkých kovů v půdě, které představují jedno z potenciálně nejdůležitějších rizik v životním prostředí. Vynikající sorpční vlastnosti huminových kyselin umožňují vytvářet s těžkými kovy komplexy, které jsou v půdě nepohyblivé, čímž je zamezeno kontaminaci produkce (Senesi, 1993; Barančíková a Makovníková, 2003; Li *et al.*, 2008), popř. je možno jimi kontaminované půdy čistit (Borggaard *et al.*, 2011). Avšak při testování důlní hlušiny zjistili Wang a Mulligan (2009) opačný efekt, totiž že huminové kyseliny mohou průkazně zvýšit mobilitu arsenu a těžkých kovů. Tento jev je známý u fulvokyselin, které díky snadné rozpustnosti a silné kyselosti na sebe těžké kovy naváží a umožní jejich pohyb v půdě (Wang a Quin, 2007; Güngör a Bekbölet, 2010), popř. příjem rostlinami a tím kontaminovanou produkci (Khan *et al.*, 2008). Na druhou stranu zase fulvokyseliny zajistí pohyb živin v půdě (Kužel *et al.*, 2008) a jejich přístupnost pro rostliny. Zvláště u fosforu je tento efekt významný (Wright, 2009; Song *et al.*, 2011).

Složitost a zároveň význam půdní organické hmoty způsobily, že je v současné době užíváno více druhů dělení a nomenklatury, kdy porovnání mezi jednotlivými vědeckými pracemi je možné jen při použití téže analýzy stanovení. Pro stanovení celkového obsahu organické hmoty v půdě se používá stanovení oxidovatelného uhlíku (C_{ox}), dnes převážně spalováním organických látek v půdě mokrou cestou metodou

Walkey-Blacka (1934). Vedle toho je možná i metoda spalování ztrátou žíháním při teplotě 400 - 500 °C, která však poskytuje jen informativní hodnoty, protože se vedle obsahu organických látek humifikovaných i nehumifikovaných z půdy uvolňuje i krystalická, tj. chemicky vázaná, voda, jejíž obsah záleží na druhu půdy. Proto tato metoda není vhodná pro jílovité půdy a jíly, ale používá se pro vzorky s vysokým obsahem organických látek (>15 %), kde je chyba stanovení relativně nižší (organozemě). „Mokrý“ metoda stanovení je podle možností nahrazována modernějším pyrolytickým rozkladem v tzv. totálních analyzátoch (C_{org}), často z možností výhodné kombinace stanovení několika prvků (např. C, N, S) současně. Sánchez-Monedero *et al.* (1996) pak uvedli vztah mezi takto stanoveným obsahem a obsahem stanoveným metodou Walkey-Blacka.

Přesto, že údaj o celkovém organickém uhlíku v sobě zahrnuje jak obsah primární organické hmoty, která má zanedbatelnou iontovýmennou kapacitu, ale je mineralizovatelná a tak může být zdrojem energie pro půdní edafon, tak obsah humusových látek, které mají vysokou iontovýmennou kapacitu, ale mineralizují velmi pomalu (Kužel *et al.*, 2008), je často udáván jako základní charakteristika půd. Avšak bez bližší specifikace o obsahu uvedených skupin, které mají naprosto rozdílné vlastnosti, může být tato informace zavádějící. Proto je podstatné jako údaje vypovídající o kvalitě půd uvádět alespoň tyto obsahy odpovídající labilní a stabilní složce půdní organické hmoty (Kolář *et al.*, 2009; de Figueiredo *et al.*, 2010).

Dříve byly veškeré frakce půdní organické hmoty separovány obvykle jen chemickou cestou, v posledních dekádách nabývají na významu neinvazní metody, zvláště pro stanovení humusových látek, tedy stabilní složky půd. Tyto metody zahrnují především spektrofotometrické stanovení v ultrafialové, viditelné (UN-VIS) a infračervené oblasti spektra (FTIR). Rovněž stanovení fluorescence (tj. synchronních, emisních a excitačních fluorescenčních spekter) může být použito k charakteristice humusových látek a huminových kyselin. K nejmodernějším metodám patří ^{13}C -NMR spektroskopie. Předností spektrálních metod je možnost použití malých navážek a sledování chemických vlastností bez větších deformací, což umožňuje poznat chemickou podstatu a strukturu molekul humusových látek, huminových kyselina a fulvokyselin (Pospíšilová a Tesařová, 2009).

Metody izolace a stanovení obsahu labilního neboli aktivního uhlíku (C_{labile}) mohou být podle dostupné literatury různé. Johns a Skogley (1994) považují za C_{labile} uhlík, který izolovali sorpcí na uhlíkovo-pryskyřičné koloně. Körschens (1996, 1999) a

Ghani *et al.* (2003) za aktivní uhlík považují frakci organického uhlíku, který je extrahován z půdy horkou vodou C_{hws} , popř. studenou C_{cws} vodou (Ghani *et al.*, 2003). Další autoři, např. Degends a Sparling (1996), Schulz a Körschnes (1998) za C_{labile} považují uhlík obsažený v mikrobiální biomase a uvádějí korelace mezi biologickými parametry půdy a obsahem C_{labile} . Jako tzv. lehkou frakci („light fraction“) specifických humusových látek jej pokládají Gregorich a Janzen (1996). Haynes (2005) uvádí ucelený přehled stanovení frakcí labilní organické hmoty, jejich využití v praxi i jak jednotlivé parametry reagují na změnu zemědělského managementu. Rozlišuje zde organické částice („particulate organic matter“ POM), rozpuštěnou organickou hmotu („dissolved organic matter“ DOM), extrahovatelné formy organické hmoty a potenciálně mineralizovatelný uhlík a dusík.

Hnojení využívaných ploch je praktikováno již s počátkem zemědělství díky svému přímému vlivu na množství výnosů. Současné intenzivní obdělávání kombinující častou orbu s odstraněním posklizňových zbytků obvykle vede k poklesu hodnot půdní organické hmoty a tím ke zhoršení půdní kvality (Haynes *et al.*, 1991). Masivní využívání minerálních hnojiv je běžně vnímáno jako nahrazení půdní organické hmoty, protože zvyšuje výnosovost plodin a tím i množství posklizňových zbytků navracejících se do půdy (Manna *et al.*, 2006; Hati *et al.*, 2007). Přesto při dlouhodobém využívání minerálních hnojiv byly zaznamenány ztráty půdní organické hmoty (Khan *et al.*, 2007) způsobené pravděpodobně tím, že minerální dusíkatá hnojiva podporují mineralizaci půdní organické hmoty (Fox, 2004; Khan *et al.*, 2007).

Statková hnojiva obsahují vysoké množství organické hmoty a dusíku, stejně jako ostatních živin důležitých pro rostliny, zvyšují obsah půdní organické hmoty, stabilitu půdních agregátů, vododržnost půdy, infiltraci vody a hydraulickou vodivost a snižují objemovou hmotnost a evaporaci (Moral *et al.*, 2005). Stabilita a dynamika těchto typů hnojiv je velmi heterogenní, zvláště u zásob organické hmoty. Při hodnocení animálních hnojiv zjistili Moral *et al.* (2005) nejvyšší obsah organické hmoty u koňského hnoje (69,7 %) a nejnižší u hnoje skotu (39,6 %). Obsah humusových látek v organických hnojivech se pohybuje od 13 % u kompostu do 50 % u prasečí kejdy z celkového obsahu organického uhlíku. Tyto humusové látky jsou charakteristické variabilitou chemického složení. V porovnání s přirozenými humusovými látkami v půdní organické hmotě vykazují nižší obsah kyselých funkčních skupin, nižší poměr $Q_{4/6}$ a C/N (Riffaldi *et al.*, 1983), vyšší alifatický charakter a molekulární

heterogenitu, nižší obsah kyslíku a organických volných radikálů, nižší stupeň kruhové aromatické polykondenzace, polymerace a humifikace (Senesi *et al.*, 2007). Dříve byly klasifikovány jako mladé formy humusových látek (Riffaldi *et al.*, 1983), současní autoři je označují jako humusové látky blízké humusovým látkám v půdní organické hmotě „humic-like substances“, popř. „humic acid-like C“ a „fulvic acid-like C“ (Moral *et al.*, 2005; Senesi *et al.*, 2007; Benke *et al.*, 2010, Daouk *et al.*, 2015). Rozdíly mezi humusovými látkami půd a humusovými látkami hnojiv jsou méně evidentní u kompostovaného materiálu (Senesi *et al.*, 2007), kdy se kompostováním zvyšuje obsah huminových kyselin indikujících proces humifikace (Hsu a Lo, 1999, XiangZhen *et al.*, 2009, Alrefai *et al.*, 2015). Vlastnosti humusových látek půd obohacených organickými hnojivy jsou pak mezi vlastnostmi přirozených půdních humusových látek na stanovišti a dodaných hnojiv (Plaza *et al.*, 2005, Senesi *et al.*, 2007).

V souvislosti s využitím hnojiv je v poslední době velmi aktuální otázkou „priming efekt“ – silná krátkodobá změna v koloběhu organické hmoty způsobená poměrně mírným zlepšením (nebo narušením) půdy (Kuzyakov *et al.*, 2000). Tento efekt může vést ke snížení obsahu organické hmoty i humusových látek v půdě vlivem dodaného organického nebo minerálního hnojiva. Klíčovou roli v tomto procesu hrají mikroorganismy („microbial priming effect“; Heimann a Reichstein, 2008), které změnou své aktivity a/nebo množství způsobují zrychlení nebo zpomalení koloběhu organické hmoty vlivem uvolnění nebo imobilizace živin. Stejně tak můžeme hodnotit priming efekt rhizosféry („rhizosphere priming effect“; Fu a Cheng, 2002, Bird *et al.*, 2011). Jde tedy o přirozenou interakci mezi živou a mrtvou organickou hmotou (Kuzyakov, 2010). Na velikost tohoto efektu má vliv množství dodaného organického materiálu, obsah mikroorganismů v půdě (Blagodatskaya a Kuzyakov, 2008) a množství dostupných živin (Fontaine *et al.*, 2004). Při hodnocení koloběhu uhlíku dochází tímto efektem k dekompozici „starého“ půdního uhlíku (Heimann a Reichstein, 2008). Fontaine *et al.* (2007) dokázali, že pouhým dodáním celulózy do půdy pod travními porosty může být mobilizován uhlík, pokládaný za stabilní, ačkoliv jiné faktory jako teplota, dodání dusíku nebo zvýšení koncentrace kyslíku neměly efekt. Bird *et al.* (2011) v laboratorních podmínkách zjistili snížení půdního uhlíku o 20 % vlivem pěstování trav (rhizosphere priming effect). Avšak z dlouhodobějšího pohledu není vliv priming efektu na dynamiku půdní organické hmoty významný (Cardinael *et al.* (2015) sledovali změny v během 52 let).

Travní porosty mírného pásma pokrývají 20 % rozlohy Evropy (Soussana *et al.*, 2004), Conant *et al.* (2001) udávají průměrnou zásobu půdní organické hmoty u travních porostů mírného pásma $331 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$. Gantzer *et al.* (1991) poukázali, že půda pod trvalými travními porosty obsahuje až o 56 % více organického uhlíku než intenzivně obhospodařovaná půda (ztráty uhlíku vlivem orby, eroze). Tyto zásoby však vykazují vysokou prostorovou variabilitu (koeficient variace 50 %; Soussana, *et al.* 2004) v porovnání s ornou půdou. Connant *et al.* (2001) ve své práci zabývající se změnami půdního uhlíku pod travními porosty tropů a mírného pásma označili za hlavní faktor změn obsahu půdní organické hmoty klima, protože ovlivňuje jednak čistou primární produktivitu a zároveň mineralizaci půdního uhlíku. Pro travní porosty s vyšším zatížením ($> 1,5 \text{ DJ} \cdot \text{ha}^{-1}$) udávají Soussana *et al.* (2004) průměrnou zásobu $70 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$, pro travní porosty s nižším zatížením ($< 1,5 \text{ DJ} \cdot \text{ha}^{-1}$) $50 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1}$.

Vliv různého managementu na obsah organického uhlíku v půdách v jihozápadním Německu studovali Chen *et al.* (2009). Zjistili významně vyšší obsah pod travními porosty než u orné půdy. Půdy pod travními porosty obsahovaly o 44,5 % více C_{org} v hloubce 0 – 20 cm než orné půdy. Po 11-leté periodě vyhodnotili, že travní porosty jsou schopny průměrně akumulovat o $1\,270 \text{ kg C ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ více než orná půda.

Pospíšilová a Tesařová (2009) u kambizemě modální uvádějí také průkazně vyšší hodnoty obsahu organického uhlíku u travních porostů než u orné půdy, ať už s využitím produkčního nebo integrovaného osevního postupu. Tyto vyšší hodnoty u travních porostů Pospíšilová *et al.* (2011) také uvádí pro všechny formy uhlíkových sloučenin (uhlík huminových kyselin a fulvokyselin, C_{hws}), avšak mimo obhospodařování s využíváním statkových hnojiv. Huminové kyseliny pod travními porosty obsahovaly více uhlíku, méně kyslíku a více aromatických sloučenin než HK pod ornou půdou. Kolář *et al.* (2004) naopak zjistili hodnoty C_{org} u travních porostů na písčitohlinité kambizemi nižší než u orné půdy (všechny pokusné plochy byly hnojeny minerálními hnojivy), avšak obsah aktivního uhlíku (C_{hws}) zde stejně jako Pospíšilová a Tesařová (2009) a Pospíšilové *et al.* (2011) zjistili vyšší. Kolář *et al.* tento údaj ještě doplnili měřením biochemické spotřeby kyslíku a stanovením rychlostní konstanty mineralizace, čímž zjistili vyšší labilitu rozložitelné části půdních organických látek v zatravněné variantě.

Gondek a Filipek-Mazur (2005) hodnotili vliv minerálního, organominerálního a organického (hnůj, kejda) hnojení na změnu půdních vlastností v nádobových pokusech. Hnojení minerálním a organominerálním hnojivem vedlo k výraznému poklesu půdního

organického uhlíku, zatímco hnůj jeho obsah zvyšoval. Vlivem aplikace kejdy se obsah nevyšil. Nyiraneza *et al.* (2009) v polních pokusech po 28 letech hnojení rozdíl v obsahu organické hmoty u ploch s aplikací minerálních a organominerálních hnojiv nezjistili, Embacher *et al.* (2008) naopak u minerálních hnojiv aplikovaných s chlévským hnojem konstatovali její zvýšení. Avšak obě varianty hnojiv (minerální i minerální s aplikací hnoje) zvýšily obsah vodou extrahovatelné organické hmoty a efekt kombinace minerálního hnojiva a chlévského hnoje na vodou extrahovatelný organický uhlík byl vyšší než u minerálních hnojiv (Embacher *et al.*, 2008). Bhogal *et al.* (2011) při hodnocení vlivu animálního hnojení (hnůj a kejda skotu, hnůj a kejda prasat a drůbeží trus) zjistili nárůst obsahu organického uhlíku přibližně o 7 % na každých 10 t.ha⁻¹ aplikovaného organického uhlíku v hnojivech. Tento nárůst byl stejný jak u aktuálně tak u „historicky“ (dříve jak před 2 lety) hnojených ploch. U aktuálně hnojených ploch byl významný rozdíl v obsahu lehké frakce organického uhlíku, kde nárůst činil asi 27 % na každých 10 t.ha⁻¹ aplikovaného organického uhlíku v hnojivech, u dříve hnojených ploch zjistil nárůst o 14 %.

Při hodnocení labilní organické hmoty v závislosti na hloubce profilu, zjistili Corvasce *et al.* (2006) její transport do spodních vrstev. Poměr vodou extrahovatelného organického materiálu (WEOM) k celkovému organickému materiálu se se zvyšující hloubkou zvyšoval, aromaticita a humifikační index WEOM se s hloubkou dramaticky snižovaly. Avšak Hassouna *et al.* (2010) u karbonátových půd uvádějí snížení koncentrace WEOM se zvyšující hloubkou.

Gerzabek *et al.* (1997) studovali obsah organické hmoty v půdě při dlouhodobé aplikaci organické hmoty na orné půdě. Zjistili, že aplikací zeleného hnojení byl zachován obsah půdní organické hmoty a aplikace rašeliny a animálního hnojiva ji zvýšil. Podíl stabilní organické hmoty v půdě získaný opakovanou aplikací hnojiv po dobu 37 let byl 13 % u zeleného hnojení, 27 % u animálních hnojiv a 57 % u rašeliny. U varianty s animálními hnojivy se projevil priming efekt původních humusových látek půdy. Dodání rašeliny a animálního hnojiva vedlo ke snížení stupně humifikace vlivem neustálého dodávání slabě humifikovaného materiálu. Také Nyiraneza *et al.* (2009) u ploch s aplikací minerálních a organominerálních hnojiv (také dlouhodobou) zjistili u obou variant snížení indexu humifikace oproti nehnojené kontrole, nižší hodnoty byly s aplikací hnoje. Adani *et al.*, (2007) zkoumali humusové látky u ploch hnojených kompostem. Po čtyřech letech aplikace kompostu hnojená půda obsahovala více humifikovaného uhlíku (humin, huminové kyseliny, fulvokyseliny) a méně

nehumifikovaného uhlíku než kontrolní nehnojená půda. Humusové látky izolované z kompostu byly významně odlišné od humusových látek v půdě kontrolní plochy (charakteristika pomocí DRIFT spektroskopie). Humusové látky izolované z hnojených ploch byly více podobné humusovým látkám izolovaným z kompostu než humusovým látkám izolovaným z půdy kontrolní plochy. Z toho vyplývá, že aplikace kompostu může významně ovlivnit složení organické hmoty půdy. Ke stejným závěrům došli i Plaza *et al.* (2003) při hodnocení vlivu aplikace kejdy na fulvokyseliny.

Obsahem organického uhlíku při různém využití travních porostů ve Flandrech se zabývali Menstedah *et al.* (2006). U intenzivně využívaných travních porostů pozorovali největší obsah organického uhlíku u pastevních porostů, dále s kombinovaným využitím a nejnižší u sečených porostů. Avšak pro přirozené travní porosty došli k opačným výsledkům – sečené a kombinovaně využívané travní porosty měly vyšší obsah než pastviny. He *et al.* (2011) zjistili se zvyšující se intenzitou využívání pastviny snižování obsahu uhlíku v půdě. Vlivem aplikace močoviny u pastvin naopak Hamer *et al.* (2009) zjistili ztráty půdního uhlíku způsobené silným priming efektem.

Ghani *et al.* (2003) hodnotili kvalitu půdní organické hmoty pod středně a dlouhodobě využívanými pastvinami (s různým managementem hnojení a intenzity pastvy) v porovnání s ornou a zelinářskou půdou a půdou přirozených křovin. Jako jeden z nejcitlivějších indikátorů vyhodnotili obsah labilního uhlíku C_{hws} , který byl nejvyšší v přirozených systémech, pak na smíšené pastvině ovcí a skotu, poté na pastvině mléčných krav a nejnižší obsahy byly u orné a zelinářské půdy. Vyšší intenzita pastvy snižovala obsah C_{hws} , stejně jako aplikace dusíkatých hnojiv. Oproti tomu aplikace fosforečných hnojiv zvyšovala obsah C_{hws} , ačkoliv celkový obsah organického uhlíku se nezvýšil. Ghani *et al.* (2003) zjistili pozitivní korelaci C_{hws} s uhlíkem mikrobiální biomasy, mikrobiálním dusíkem, mineralizovatelným dusíkem a celkovým obsahem karbohydrátů, proto předpokládají, že snížení obsahu C_{hws} indikuje snížení ostatních labilních organických zdrojů živin, jako je dusík, síra a fosfor. Karbohydráty obsahovaly asi 40 - 50 % uhlíku z extraktu C_{hws} . Vodou extrahovatelné organické živiny v půdách travních porostů hodnotili Ros *et al.* (2010). Organický vodou extrahovatelný dusík i fosfor tvořily hlavní frakci celkového obsahu dusíku a fosforu. Extrahovatelný organický uhlík a extrahovatelný organický dusík byl převážně v hydrofóbní formě (huminové kyseliny a fulvokyseliny), zatímco extrahovatelný organický fosfor byl převážně zastoupen ve formě hydrofilní. Vliv aplikace kejdy dojníc na vodorozpustný

organický uhlík v krátkodobém horizontu sledovali Bol *et al.* (2003), v půdě hnojených ploch byl obsah 2 - 3krát vyšší než na nehnojené kontrole.

Vliv sečení, mulčování a pastvy travních porostů v různé nadmořské výšce studovali Váchalová *et al.* (2013). Obsah C_{org} závisel na odběrové hloubce (vyšší v hloubce 0-10 cm) a zvláště na pH půdy (vyšší hodnoty u půd s nižším pH jako důsledek redukce mineralizace při extrémně nízkém pH). Půdy pod sečenou a pasenou variantou obsahovaly více C_{hws} než mulčované. Hodnoty C_{cws} zhruba kopírovaly C_{hws} . Obsah C_{hws} byl v hloubce 0-10 cm obvykle vyšší než v hloubce 10-20 cm, zvláště u sečené a pasené varianty. Vyšší intenzita využívání travního porostu (násobné sečení a pastva) vedla k mírnému snížení C_{hws} .

Paz-Ferreiro *et al.* (2009) hodnotili vliv intenzity využívání travních porostů, u obhospodařovaných porostů byly hodnoty biochemických vlastností půdy nižší než pod přirozenými travními porosty. Mahli *et al.* (2005) studovali vliv stupňované dávky dusíkatých hnojiv, zjistili s vyšší dávkou vyšší obsah lehké frakce organické hmoty („light fraction organic matter“), zvýšení celkové organické hmoty bylo nižší.

Angers *et al.* (2009) studovali vliv dlouhodobé aplikace odstupňovaných dávek prasečí kejdy na travní porost. Při dávce $50 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ zjistili obsah uhlíku v půdě nižší než u dávky $100 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ a kontrolní plochy bez hnojení. Předpokládají, že dodáním omezeného množství lehce rozložitelného hnojiva stimulovalo jak mineralizaci přirozeného půdního uhlíku, tak hmoty čerstvého kořenového materiálu. Tento priming efekt byl částečně zřejmý v hlubších půdních horizontech, kde dekompozice půdního uhlíku může být limitována dodáním čerstvého uhlíku. Agners *et al.* tak soudí, že přestože prasečí kejda je významným zdrojem živin pro plodiny, má jen omezené možnosti pro udržení, popř. zvýšení obsahu uhlíku v půdě.

Vliv aplikace minerálních hnojiv nebo hnoje ve stejné dávce dusíku na trvalý travní porost porovnávali Ondrášek a Čunderlík (2008). Uvádějí, že obsah C_{ox} byl vlivem aplikace hnoje významně vyšší jen při porovnání s nejvyšší dávkou minerálních hnojiv, kde obsah C_{ox} poklesl. Také zaznamenali tendenci ke zlepšení poměru HK:FK. Škarpa *et al.* (2011) při stupňované dávce hnojiv v minerální nebo organické (kejda, kompost) formě zjistili průkazné zvýšení C_{ox} jen s nejvyšší dávkou hnojiv. Při aplikaci kompostu zaznamenali také průkazné zvýšení HK se zvyšující dávkou hnojiva.

Vliv stupňované dávky hnojiv v minerální nebo organické formě na obsah labilního uhlíku pod trvalými travními porosty sledovali Karabcová *et al.* (2014a). Hnojení zvýšilo jak obsah C_{hws} tak C_{cws} , nejvyšší obsah byl zjištěn u středně

intenzivního vyžívání. Při hodnocení aplikace jen organických hnojiv (kompost a kejda) uvádí Karabcová *et al.* (2014b) zvýšení C_{org} , C_{hws} i C_{cws} oproti nehnojené kontrole, se zvyšující dávkou hnojiva se zvyšoval obsah C_{hws} . Vyšší hodnoty C_{org} a C_{hws} byly zjištěny u variant hnojených kompostem než při aplikaci kejdy.

Obsah organické hmoty v půdě byl v posledních letech hodnocen v mnoha pracích, zvláště z hlediska významu akumulace organického uhlíku a jeho sekvestrace do půdy (u travních porostů zvláště významné). Avšak obsah jeho jednotlivých forem při organickém hnojení travních porostů, resp. vliv stupňované dávky hnojiv je sledován méně.

3 CÍL PRÁCE

Cílem práce je získání nových poznatků k objasnění vztahu fyzikálních a chemických vlastností půdy pod polopřirozeným trvalým travním porostem podhorské oblasti obohacené organickými hnojivy (chlévkový hnůj s močůvkou a kejda).

Díličními cíli práce je zjistit, jak jednotlivé typy hnojiv a jejich odstupňovaná dávka ovlivnily:

- objemovou hmotnost půdy, pórovitost a zastoupení jednotlivých pórů,
- vodněvzdušný režim půdy,
- půdní pH a sorpční komplex,
- obsahy N, P, K, Ca, Mg a Fe, Mn, Zn, Cu,
- obsah půdní organické hmoty a její stabilní a labilní frakce.

Dále také zjistit:

- změnu těchto parametrů vůči stavu půdy před aplikací hnojiv,
- jak jsou jednotlivé parametry vzájemně korelovány.

4 MATERIÁL A METODIKA

4.1 Místo řešení, vybrané meteorologické údaje a pedologická charakteristika

Pro řešení výše uvedených úkolů byl založen maloparcelový pratotechnický pokus ve Výzkumném ústavu pro chov skotu, s.r.o. v Olomouckém kraji, okres Šumperk. Pokusný pozemek se nachází v obilnářské výrobní oblasti, v nadmořské výšce 387 m (zem. šířka 50°17' S, zem. délka 17°00' V, pohled na pokusnou plochu viz příloha 1), na mírném jihovýchodním svahu se sklonem 5,1 - 6,2°.



Obr. 1: Pohled na pokusnou plochu

Oblast je charakterizována jako mírně teplá, vlhká a vrchovinná. Dlouhodobé průměry teplot a úhrnů srážek jsou uvedeny v tabulce 6, úhrn srážek a průměrné teploty během sledované periody jsou uvedeny dle údajů meteorologické stanice v Šumperku v tabulce 7 po měsících a souhrnně za roky v tabulce 8.

Tabulka 6: Dlouhodobé klimatické parametry pro obec Rapotín (Kavka et al., 2003)

Měsíc	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	rok
srážky [mm]	26	25	35	54	75	86	95	83	60	53	39	29	660
průměrná teplota [°C]	-3,0	-1,6	2,6	7,5	13,1	16,0	17,7	16,8	13,2	8,0	2,9	-0,8	7,7

Tabulka 7: Průměrné teploty a srážky během sledované periody (meteo. stanice Šumperk)

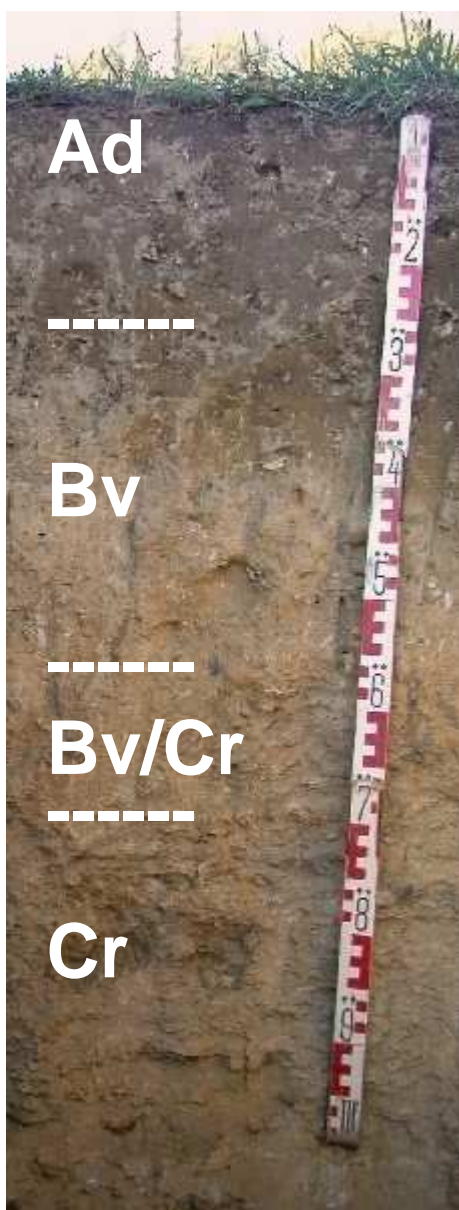
Rok	Měsíc	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
2005	srážky [mm]	90,0	45,0	27,5	23,5	76,0	50,0	78,0	69,0	19,0	56	120	74,6
	průměrná teplota [°C]	-1,3	-4,5	-0,7	8,9	12,7	15,6	18,3	15,7	13,4	4,9	3,1	-1,7
2006	srážky [mm]	36,1	63,7	62,7	62,2	63,5	78,1	52,0	110,0	7,2	24,5	59,1	68,2
	průměrná teplota [°C]	-8,4	-2,6	-1,8	9,3	12,8	17,0	20,5	15,2	14,5	10,1	8,5	2,1
2007	srážky [mm]	68,5	49,7	40,0	4,7	66,3	49,2	69,2	68,2	54,2	34,1	67,9	37,2
	průměrná teplota [°C]	3,2	2,7	5,0	9,7	11,4	17,7	18,9	17,7	11,0	7,2	1,6	-1,2

Tabulka 8: Průměrné teploty a srážky během sledovaných let (meteo. stanice Šumperk)

2005	srážky [mm]	729
	průměrná teplota [°C]	7,0
2006	srážky [mm]	687
	průměrná teplota [°C]	8,1
2007	srážky [mm]	609
	průměrná teplota [°C]	8,7

Území patří do geomorfologického útvaru Hrubého Jeseníku. Geologickým podkladem jsou hlubší deluvia svorů. Tyto horniny zvětrávají dosti rychle na jemnější, středně těžkou až lehčí zeminu s černými jemnými úlomky v profilu a s šupinkami slídy ve zvětralině. Konzistence půdy v horní části profilu je za vlhého stavu drobivá až sypká, s velmi dobrou propustností pro vodu.

Půda je písčito hlinitá, půdní typ je kambizem modální, popis půdní sondy na pokusné ploše je následující (upravený popis dle údajů Fiala, 2004):



Obr. 2: Půdní sonda

Ad 0 - 25 cm humusový horizont, šedohnědý, struktura drobtovitá, středně až slabě vyvinutá, písčítý do 5 % skeletu svoru až svororuly (průměr do 2 cm), střední prokořenění, chodby dešťovek (3 na 1 dm²), přechod zřetelný.

Bv 25 - 55 cm kambický hnědý horizont, písčitohlinitý, světlehnědý, struktura drobně polyedrická, středně vyvinutá, 5 - 10 % skeletu (průměr do 3 cm), vlhký neplastický, slabé prokořenění, velmi řídké (2 na 1 dm²), přechod zřetelný.

Bv/Cr 55 - 69 cm, okrová barva, černé skvrny, N3/0 na asi 20 % plochy, bez zřetelné struktury, hlinitopísčítý, asi 30 % skeletu, přechod pozvolný, hloubka 69 cm tvoří rozhraní mezi deluviem a eluviem.

Cr hlouběji než 69 cm, půdotvorný substrát až mateční hornina, navětralý šedý svor N5/0 až šedočerný N3/0, zvětralý svor (jemnozem) hnědý až okrově šedý.

Základní agrochemické, fyzikální a hydrofyzikální půdní vlastnosti stanovené před založením pokusu jsou uvedeny v tabulce 9 a 10.

Tabulka 9: Agrochemické půdní vlastnosti (stanovení dle horizontů, podzim 2004)

Diagnostický horizont	pH _{KCl}	V [%]	T [mmol.kg ⁻¹]	C _{ox} [%]	P [mg.kg ⁻¹]	K [mg.kg ⁻¹]	Ca [mg.kg ⁻¹]	Mg [mg.kg ⁻¹]
Am	4,63	84	141	1,34	53	109	1799	124
Bv	4,60	81	130	0,73	78	62	1442	97
Bv/Cr	4,41	86	139	0,33	27	53	1753	131
Cr	4,44	88	151	0,19	29	45	1875	166

Tabulka 10: Přehled základních fyzikálních a hydrofyzikálních vlastností stanoviště (průměrné hodnoty, podzim 2004)

Hloubka [cm]	ρ_d [g.m ⁻³]	P [%]	Pk [%]	Pn [%]	Θ_{RVK} [%]	Θ_{KN} [%]	Θ_{MKK} [%]
1 - 5	1375	48,39	31,84	7,86	31,84	45,05	38,5
5 - 15	1462	45,47	28,54	7,77	28,54	42,31	34,98
15 - 30	1501	43,66	26,82	7,15	26,82	41,3	33,43

4.2 Charakteristika porostu, způsob ošetřování porostu a schéma pokusu

Pokus se nachází na pozemku, který byl do 80. let využíván jako orná půda, poté jako pastvina s průměrným zatížením do 1 DJ.ha⁻¹. Z fytoecologického hlediska patří travinná vegetace do svazu Arrhenatherion, asociace Arrhenatheretum. Převládajícími druhy trav na začátku pokusu byly lipnice sp. (*Poa* sp.) s průměrným zastoupením 26 %, srha říznačka (*Dactylis glomerata*) 9 %, jílek vytrvalý (*Lolium perenne*) 7 % a pýr plazivý (*Erythria repens*) 3 %. Mezi bylinami měla nejvyšší procentické zastoupení (20 %) pampeliška sect. Ruderalia (*Taraxacum* sect. *Ruderalia*) a řebříček obecný (*Achillea millefolium*) 10 %. Z jetelovin převládal jetel plazivý (*Trifolium repens*) se zastoupením 18 %.

Vybrané varianty pokusu navazují na řešení projektu Výzkumného ústavu rostlinné výroby „Vliv různých způsobů obhospodařování travních porostů na výnos a kvalitu“, které probíhají na stanici Jevíčko a Vysoké nad Jizerou a jsou metodicky provázány s pokusy v Rakousku. Na porostech jsou uplatněny následující varianty hnojení a využití (schéma viz příloha 2), jež simulují pastvu skotu (pro jednu DJ se počítá dávka dusíku 60 kg.ha⁻¹):

Hnojení hovězím hnojem a močůvkou skotu

(aplikace: hnůj na podzim, močůvka po 1. seči):

- **varianta 1** (H+M 0,9) - modelové zatížení 0,9 DJ.ha⁻¹; odpovídá 54 kg N.ha⁻¹
 - dávka 9,86 t.ha⁻¹ hnoje + 3,67 t.ha⁻¹ močůvky
 - 2 seče za rok (15.6., 30.9.)
- **varianta 2** (H+M 1,4) - modelové zatížení 1,4 DJ.ha⁻¹; odpovídá 84 kg N.ha⁻¹
 - dávka 15,33 t.ha⁻¹ hnoje + 5,71 t.ha⁻¹ močůvky
 - 3 seče za rok (30.5., 30.7., 30.9.)

- **varianta 3** (H+M 2,0) - modelové zatížení 2,0 DJ.ha⁻¹; odpovídá 120 kg N.ha⁻¹
 - dávka 21,90 t.ha⁻¹ hnoje + 8,15 t.ha⁻¹ močůvky
 - 4 seče za rok (15.5., 30.6., 15.8., 30.9.)

Hnojení hovězí kejdou - ředění v poměru 1 : 3

(aplikace: polovina na jaře, polovina po 1. seči):

- **varianta 4** (K 0,9) - modelové zatížení 0,9 DJ.ha⁻¹; odpovídá 54 kg N.ha⁻¹
 - dávka 6,51 + 6,51 t.ha⁻¹ kejdy
 - 2 seče za rok (15.6., 30.9.)
- **varianta 5** (K 1,4) - modelové zatížení 1,4 DJ.ha⁻¹; odpovídá 84 kg N.ha⁻¹
 - dávka 10,12 + 10,12 t.ha⁻¹ kejdy
 - 3 seče za rok (30.5., 30.7., 30.9.)
- **varianta 6** (K 2,0) - modelové zatížení 2,0 DJ.ha⁻¹; odpovídá 120 kg N.ha⁻¹
 - dávka 14,46 + 14,46 t.ha⁻¹ kejdy
 - 4 seče za rok (15.5., 30.6., 15.8., 30.9.)

Byly vyměřeny plochy široké 1,25 m s délkou 10 m (sklizňová plocha 12,5 m²), ve čtyřech opakováních v náhodném uspořádání vedle sebe (po vrstevnici), s vynechaným pruhem 1,4 m u změny druhu organického hnojiva. Hnůj a močůvka pocházely ze stájí VÚCHS v Rapotíně, kejda z farmy v Petrovicích v Čechách. Před každou aplikací byla hnojiva analyzována a následně byla aktuální dávka přepočtena podle obsahu dusíku.

Obsahy jednotlivých živin v aplikovaných hnojivech jsou uvedeny v tabulce 11 (hnůj byl aplikován v předchozím roce na podzim – uvádí se pro rok, na který byl pozemek vyhnojen) a tabulce 12.

Tabulka 11: Obsah jednotlivých živin v hnojivech ($N_{(Kjel)}$ uveden v původní hmotě, makroprvky a mikroprvky přepočteny na sušinu)

	$N_{(Kjel)}$ [g/kg]	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu	sušina [%]	
		[g/kg sušiny]				[mg/kg sušiny]					
2005	chlévký hnůj	4,99	4,7	19,4	18,8	4,2	5080	348	85	172	20,5
	kejda	5,21	5,9	3,6	20,3	8,4	852	292	295	30	11,3
	kejda	3,65	7,2	43,1	32,1	6,1	798	220	40	28	10,9
2006	chlévký hnůj	5,78	3,9	24,2	16,3	3,0	4820	375	76	159	22,7
	kejda	5,34	7,3	20,2	10,5	9,1	905	265	314	34	12,5
	kejda	4,46	5,2	28,2	19,5	9,4	832	213	349	26	10,7
2007	chlévký hnůj	7,29	6,3	30,6	17,5	3,6	5400	357	389	164	25,0
	kejda	4,72	9,7	34,6	14,5	10,5	893	300	415	31	10,2
	kejda	2,50	6,2	27,3	12,7	10,9	815	260	234	29	12,4

Tabulka 12: Obsah jednotlivých živin v močůvce (výsledky uvedeny v původní hmotě)

	N _(Kjel)	P	K	Ca	Mg	sušina
	[g/kg]	[mg/l]				[%]
2005	0,62	6,3	304	15,1	2,1	0,82
2006	0,80	31,1	2164	54,2	8,5	0,71
2007	0,43	24,1	2491	70,3	24,7	0,93

4.3 Stanovení fyzikálních charakteristik půd

Pro stanovení fyzikálních vlastností půdy byly vzorky odebrány na podzim jako neporušené ve formě Kopeckého fyzikálních válečků z hloubek 0,02 - 0,10 m; 0,10 - 0,20 m a 0,20 - 0,30 m. Minimální vzdušná kapacita (V_A , %) byla stanovena podle Hanese *et al.*, Pedológia 1995, zbytek analýz podle Jandáka *et al.*, Cvičení z půdoznalství (1989):

- objemová hmotnost redukována ρ_d ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$)
- pórovitost P (%)
- nekapilární pórovitost P_n (%)
- semikapilární pórovitost P_s (%)
- kapilární pórovitost P_k (%)
- maximální kapilární kapacita Θ_{MKK} (%)
- retenční vodní kapacita Θ_{RVK} (%)
- kapilární nasákavost Θ_{KN} (%)
- minimální vzdušná kapacita MVK (%)

4.4 Stanovení chemických parametrů půd a obsahu organické hmoty

Na podzim roku 2004 byly před zahájením pokusu odebrány vzorky půdy z jednotlivých diagnostických horizontů. V letech 2005 - 2007 byly vzorky odebrány z hloubek 0,02 - 0,15 m a 0,15 - 0,30 m na jaře před počátkem vegetace. Po primárním zpracování vzorků byly analyzovány následující parametry (Fiala *et al.*, 1999; Hanes, 1999):

- půdní reakce – aktivní a výměnné pH (Čermák, 2005)
- obsah výměnných bází – S metodou Godlina (Hanes, 1999)

- kationtová výměnná kapacita – T výpočtem $T = S + H$
- celková kyselost - Hc metodou Godlina (Hanes, 1999)
- stupeň sorpční nasycenosti půdy V (%)
- obsah půdního dusíku metodou podle Kjeldahla
- obsah živin ve výluhu Mehlich III
- obsah stopových prvků ve výluhu Lindsay-Norvell
- obsah organického uhlíku C_{ox} metodou Walkley-Black v modifikaci podle Nováka-Peliška (Jandák *et al.*, 1989)
- frakcionace humusu podle metody Kononové-Beřčíkové (Fiala *et al.*, 1999)
- aktivní uhlík C_{hws} metodou podle Korchens-Schulze (1999)
- uhlík rozpustný ve studené vodě C_{cws} metodou Burforda a Bremnera (1975)

4.5 Statistické metody

Pro vyhodnocení parametrů fyzikálních vlastností půd bylo statistické hodnocení provedeno pomocí GLM a analýzou variance s následným Tukeyho testem v programu STATISTIKA (verze 10). Změny parametrů byly hodnoceny pro jednotlivé varianty hnojení, odběrové hloubky a jejich kombinace. Nebyl hodnocen vliv ročníku.

Statistické hodnocení chemických parametrů půdy bylo provedeno pomocí GLM, analýzou variance s následným Tukeyho testem. V případě narušení jejich předpokladů, bylo použito zobecněných lineárních regresních modelů s Gamma distribucí a logaritmicou link funkcí v programu R, verze 2.9.1. (Citace softwaru: R Development Core Team (2009). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.) Byly hodnoceny změny vlivem ročníku, typu hnojiva, dávky hnojiva, odběrové hloubky a jejich kombinace.

Korelační vztahy mezi vybranými půdními parametry byly provedeny v programu Microsoft Excel.

5 VÝSLEDKY

5.1 Fyzikální charakteristiky půdy

Objemová hmotnost redukována, pórovitost

Průměrné hodnoty objemové hmotnosti redukována u jednotlivých variant pokusu během doby sledování jsou uvedeny v tabulce 13.

Tabulka 13: Objemová hmotnost redukována u jednotlivých variant v letech 2005 - 2007

objemová hmotnost redukována [kg.m ⁻³]									
zatížení [DJ.ha ⁻¹]	0,9			1,4			2,0		
odběrová hloubka [m]	< 0,1	0,1-0,2	0,2-0,3	< 0,1	0,1-0,2	0,2-0,3	< 0,1	0,1-0,2	0,2-0,3
hnojivo	hnůj + močůvka								
2005	1421	1460	1462	1423	1502	1540	1354	1462	1513
2006	1376	1513	1533	1321	1485	1534	1354	1545	1490
2007	1357	1409	1506	1345	1400	1512	1419	1470	1542
hnojivo	kejda								
2005	1382	1444	1492	1325	1443	1485	1346	1459	1513
2006	1378	1498	1539	1414	1459	1482	1323	1476	1549
2007	1359	1430	1425	1357	1379	1404	1355	1394	1394

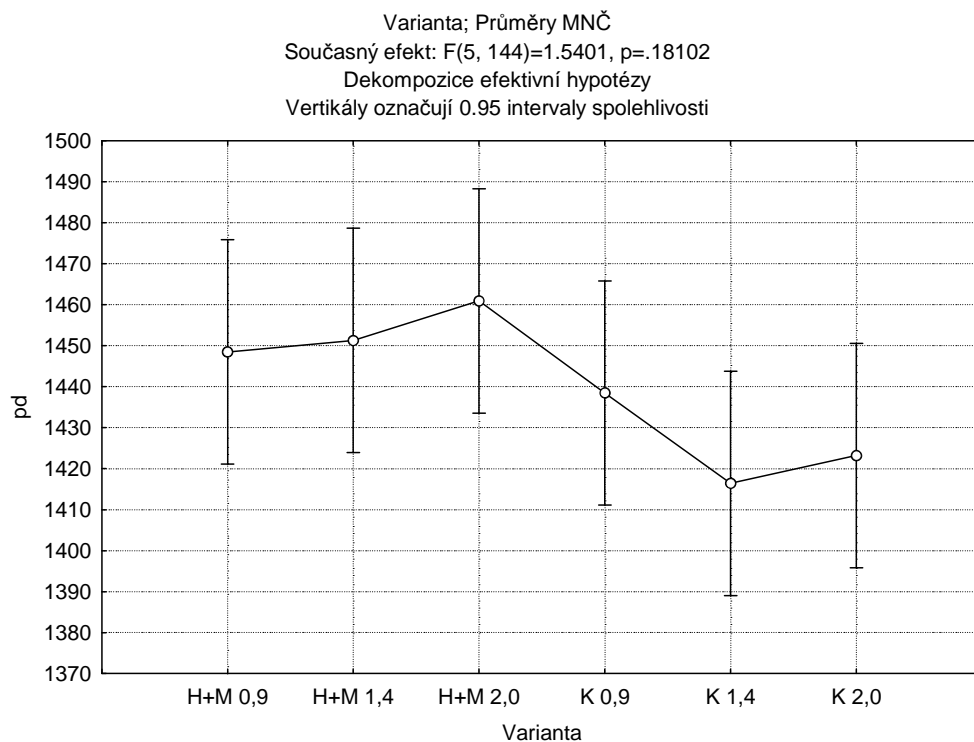
Objemová hmotnost redukována by neměla u jednotlivých půdních druhů stoupat nad příslušné limitní hodnoty (viz tabulka 14).

Tabulka 14: Limitní hodnoty objemové hmotnosti redukována a pórovitosti zhutnělé půdy (Javůrek a Vach, 2008)

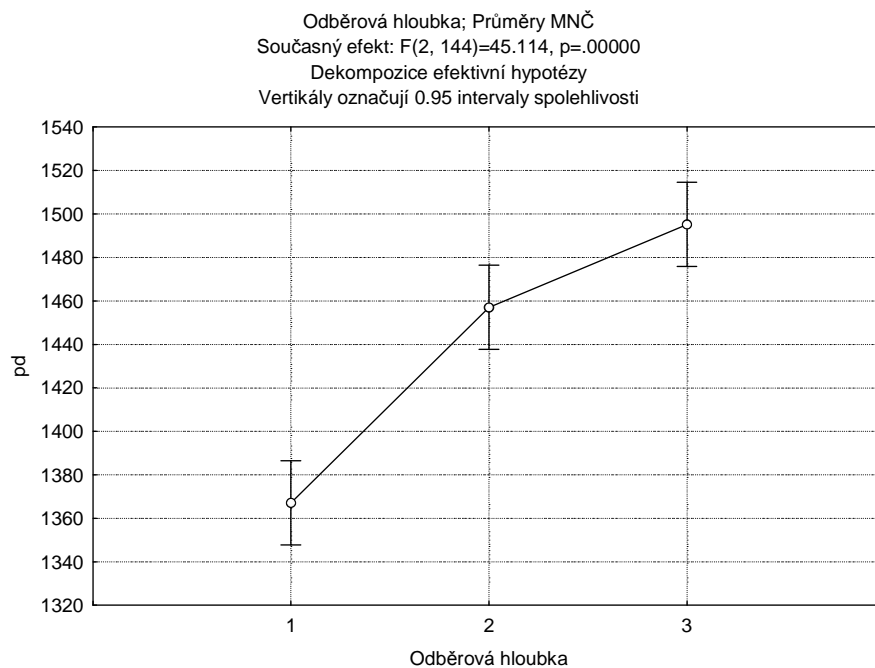
půdní druh	jíl	jílovitohlinitá a jílovitá	hlinitá	píščitohlinitá	hlinitopíščitá	píščitá
objemová hm. redukována [kg.m ⁻³]	> 1350	> 1400	> 1450	> 1550	> 1600	> 1700
pórovitost [% v/v]	< 48	< 47	< 45	< 42	< 40	< 38

V žádném z odebraných vzorků nepřekročila objemová hmotnost redukována limitní hodnoty, avšak zároveň byly tyto hodnoty vzdálené optimální hodnotě 1200 kg.m⁻³. V průběhu sledování došlo k mírnému zlepšení, tzn. poklesu hodnot objemové hmotnosti redukována ve většině variant. V roce 2005 se pd u všech analyzovaných vzorků pohybovala kolem hodnoty 1423 kg.m⁻³ a v roce 2007 to bylo již

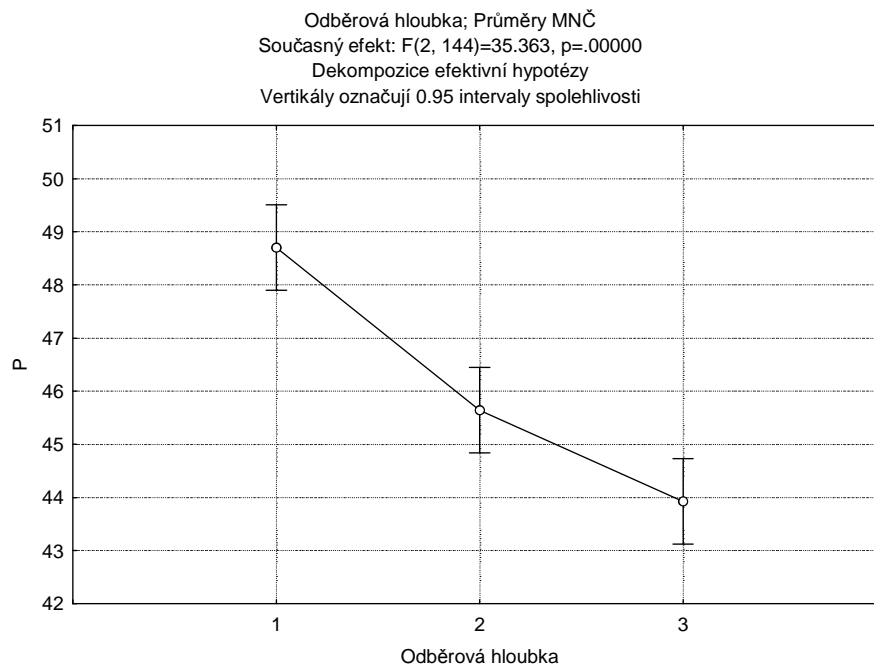
1382 kg.m⁻³. Z grafu 1 je zřejmé, že typ zvoleného hnojiva ani zatížení nemělo ve sledovaném období na objemovou hmotnost redukovanou průkazný vliv. U ploch s aplikací hnoje a močůvky byla objemová hmotnost redukována vyšší, nejnižší hodnoty byly u vyšších dávek s aplikací kejdy, jedná se však o neprůkazné rozdíly. S hloubkou se objemová hmotnost průkazně zvyšovala ($F = 45,11$; $P < 0,00001$) a pórovitost klesala ($F = 35,36$; $P < 0,00001$), což svědčí o přirozeném stavu půdy, kdy u svrchních horizontů nedošlo k zhutnění (viz graf 2 a 3).



Graf 1: Objemová hmotnost redukována u jednotlivých variant pokusu [kg.m⁻³]



*Graf 2: Vliv odběrové hloubky na objemovou hmotnost redukovanou [$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$]
 hloubka 1: $< 0,1 \text{ m}$; 2: $0,1 - 0,2 \text{ m}$; 3: $0,2 - 0,3 \text{ m}$*



*Graf 3: Vliv odběrové hloubky na pórovitost [%]
 hloubka 1: $< 0,1 \text{ m}$; 2: $0,1 - 0,2 \text{ m}$; 3: $0,2 - 0,3 \text{ m}$*

Průměrné hodnoty pórovitosti a zastoupení jednotlivých kategorií pórů jsou uvedeny v tabulce 15 - 19. Stejně jako u objemové hmotnosti redukované byl u všech

variant objem pórů vyšší než kritické hodnoty značící zhutnění půdy. Jandák *et al.* (1989) uvádějí, že optimální zastoupení kapilárních pórů je asi 2/3 z pórovitosti a zbytek má být rozdělen přibližně rovným dílem mezi póry semikapilární a nekapilární. I tento požadavek na pórovitost půdy byl u všech variant naplněn, nejvyšší rozdíl mezi objemem nekapilárních a semikapilárních pórů byl jen 6 % (viz tabulka 19).

Tabulka 15: Pórovitost u jednotlivých variant v letech 2005 - 2007

pórovitost [%]									
zatížení [DJ.ha ⁻¹]	0,9			1,4			2,0		
odběrová hloubka [m]	< 0,1	0,1-0,2	0,2-0,3	< 0,1	0,1-0,2	0,2-0,3	< 0,1	0,1-0,2	0,2-0,3
hnojivo	hnůj + močůvka								
2005	46,12	45,45	42,98	46,66	44,46	43,45	49,15	45,66	44,26
2006	47,84	43,43	40,15	50,52	45,12	43,70	49,13	44,57	45,08
2007	48,57	47,34	42,15	49,61	48,26	44,53	46,76	45,34	43,18
hnojivo	kejda								
2005	48,72	46,37	41,94	50,03	45,61	45,07	49,66	45,29	44,27
2006	48,91	44,38	40,36	46,73	45,03	45,17	50,50	44,62	42,96
2007	49,61	46,88	44,72	48,85	48,04	48,08	49,32	47,70	48,62

Tabulka 16: Objem nekapilárních pórů u jednotlivých variant v letech 2005 - 2007

objem nekapilárních pórů [%]									
zatížení [DJ.ha ⁻¹]	0,9			1,4			2,0		
odběrová hloubka [m]	< 0,1	0,1-0,2	0,2-0,3	< 0,1	0,1-0,2	0,2-0,3	< 0,1	0,1-0,2	0,2-0,3
hnojivo	hnůj + močůvka								
2005	6,80	9,39	5,97	5,66	7,20	7,43	9,93	6,90	7,70
2006	4,84	6,72	2,92	7,94	8,17	7,88	3,89	2,98	5,58
2007	9,62	10,64	6,04	10,57	10,18	7,47	6,50	5,66	5,12
hnojivo	kejda								
2005	8,27	8,41	6,41	8,05	7,94	8,67	8,48	6,78	6,73
2006	7,70	6,81	4,25	5,54	6,82	8,25	9,78	6,11	6,39
2007	8,55	6,54	6,49	9,23	8,98	7,92	6,97	8,49	10,91

Tabulka 17: Objem semikapilárních pórů u jednotlivých variant v letech 2005 - 2007

objem semikapilárních pórů [%]									
zatížení [DJ.ha ⁻¹]	0,9			1,4			2,0		
odběrová hloubka [m]	< 0,1	0,1-0,2	0,2-0,3	< 0,1	0,1-0,2	0,2-0,3	< 0,1	0,1-0,2	0,2-0,3
hnojivo	hnůj + močůvka								
2005	8,75	10,24	11,47	7,65	8,59	9,69	9,00	9,08	8,75
2006	9,08	8,75	10,34	8,98	7,71	7,40	8,32	8,37	9,81
2007	8,17	8,00	8,31	8,05	8,11	7,87	7,52	7,58	8,18
hnojivo	kejda								
2005	8,41	8,75	9,34	9,30	9,14	9,08	9,00	9,21	9,82
2006	8,95	8,89	7,98	7,37	8,82	9,07	8,72	8,87	7,41
2007	10,06	10,23	11,02	7,44	9,15	10,52	9,12	9,98	9,68

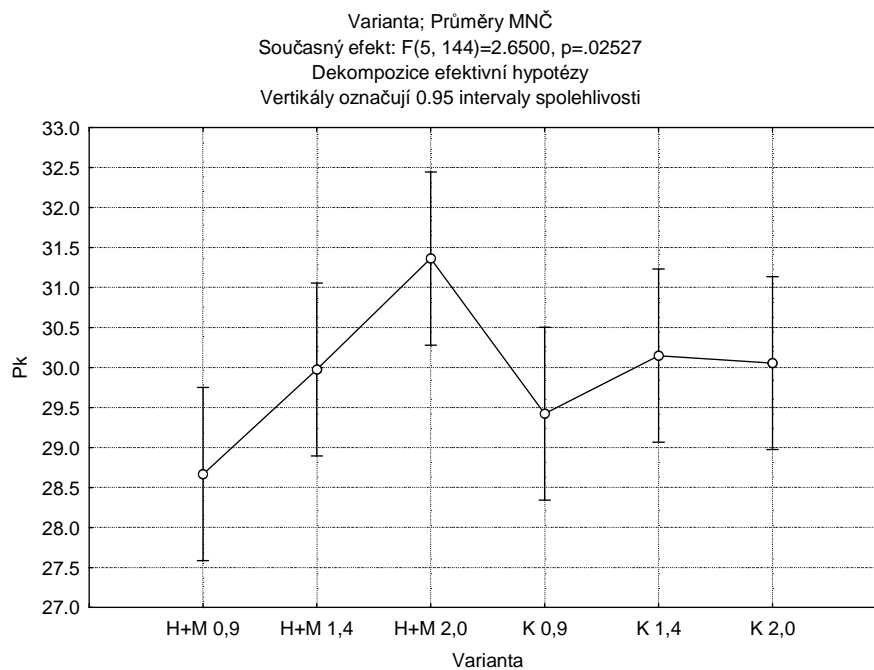
Tabulka 18: Objem kapilárních pórů u jednotlivých variant v letech 2005 - 2007

objem kapilárních pórů [%]									
zatížení [DJ.ha ⁻¹]	0,9			1,4			2,0		
odběrová hloubka [m]	< 0,1	0,1-0,2	0,2-0,3	< 0,1	0,1-0,2	0,2-0,3	< 0,1	0,1-0,2	0,2-0,3
hnojivo	hnůj + močůvka								
2005	30,58	25,83	25,55	33,35	28,67	26,33	30,22	29,68	27,81
2006	33,93	27,96	26,89	33,60	29,24	28,41	36,92	33,22	29,68
2007	30,78	28,71	27,80	30,99	29,97	29,20	32,74	32,10	29,88
hnojivo	kejda								
2005	32,04	29,21	26,19	32,68	28,53	27,31	32,19	29,30	27,72
2006	32,26	28,69	28,12	33,82	29,39	27,85	32,01	29,64	29,15
2007	31,00	30,10	27,21	32,19	29,91	29,65	33,23	29,23	28,03

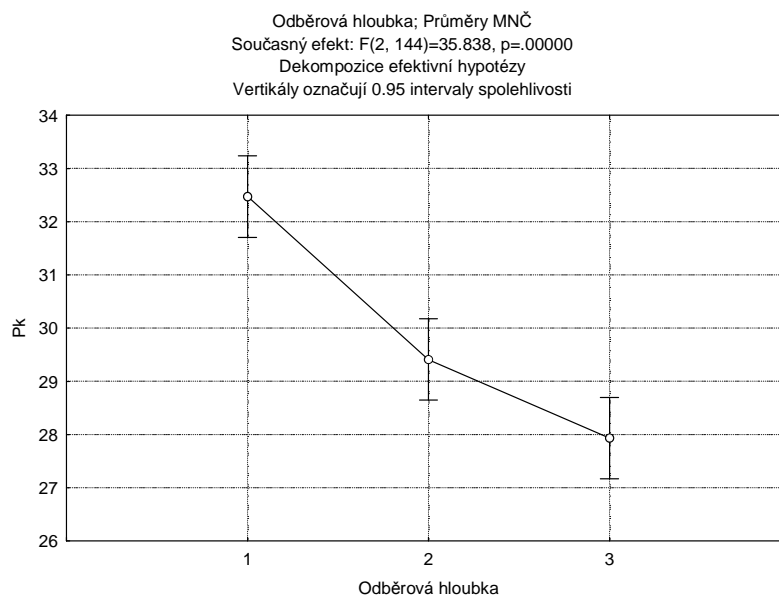
Tabulka 19: Zastoupení jednotlivých kategorií pórů u sledovaných variant v období 2005 -2007 [% z celkové pórovitosti]

varianta hnojení	H+M 0,9	H+M 1,4	H+M 2,0	K 0,9	K 1,4	K 2,0
nekapilární póry	15,6	17,4	12,7	15,4	16,9	16,7
semikapilární póry	20,6	17,8	18,6	20,3	18,9	19,3
kapilární póry	63,9	64,8	68,7	64,3	64,2	64,0

Celková pórovitost je nepřímo úměrná objemové hmotnosti redukované a tak nejvyšších hodnot dosahovala u ploch hnojených kejdou se simulovaným zatížením 1,4 a 2,0 DJ.ha⁻¹. Celková pórovitost se za dobu sledování mírně zvýšila z průměrné hodnoty 45,8 % v roce 2005 na 47,1 % v roce 2007. Také průkazně klesala se stoupající hloubkou ($F = 35,36$; $P < 0,00001$). Na objem nekapilárních pórů neměl vliv typ ani dávka aplikovaného hnojiva, s hloubkou objem zpravidla mírně klesal. Také na objem semikapilárních pórů neměla aplikace hnojiv vliv, jejich zastoupení se s hloubkou zpravidla zvyšovalo. Na zastoupení kapilárních pórů se projevil průkazný vliv varianty hnojiva ($F = 2,65$; $P = 0,025$) stejně jako hloubky ($F = 35,84$; $P < 0,00001$). Zvyšující se dávka hnoje s močůvkou zastoupení kapilárních pórů zvyšovala, zatímco při aplikaci kejdy nebyly rozdíly v zastoupení kapilárních pórů významné (viz graf 4). Objem kapilárních pórů s hloubkou klesal (graf 5).



Graf 4: Zastoupení kapilárních pórů u jednotlivých variant pokusu [%]



Graf 5: Vliv odběrové hloubky na objem kapilárních pórů [%]

hloubka 1: < 0,1 m; 2: 0,1 - 0,2 m; 3: 0,2 - 0,3 m

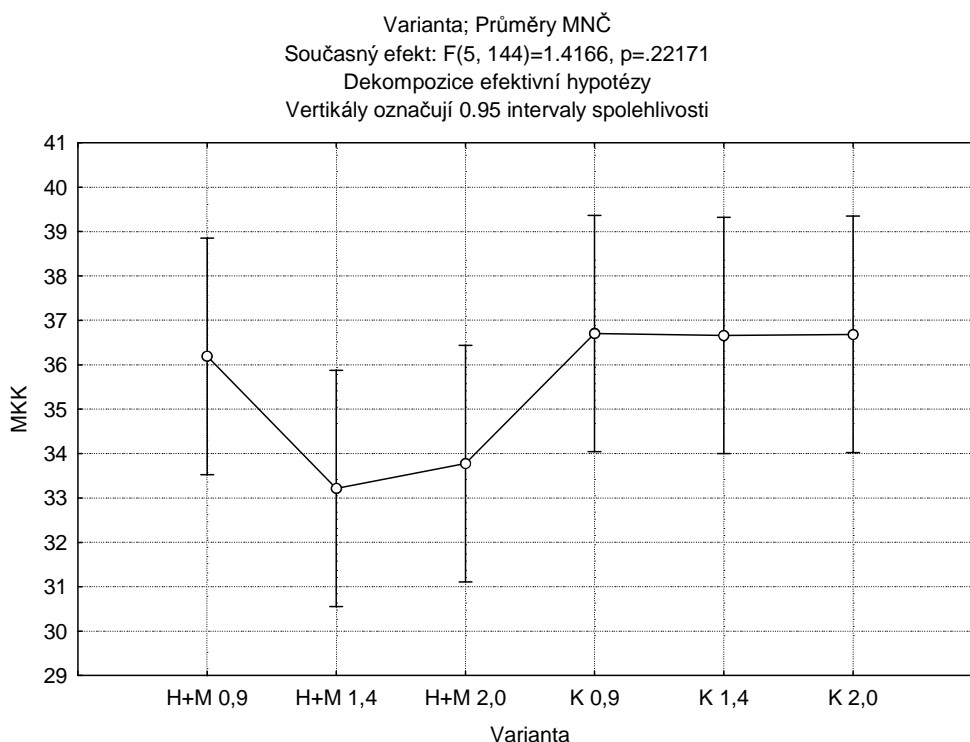
Maximální kapilární vodní kapacita

Průměrné hodnoty maximální kapilární vodní kapacity u jednotlivých variant pokusu jsou uvedeny v tabulce 20. V roce 2007 byly hodnoty mírně vyšší v porovnání s rokem 2005.

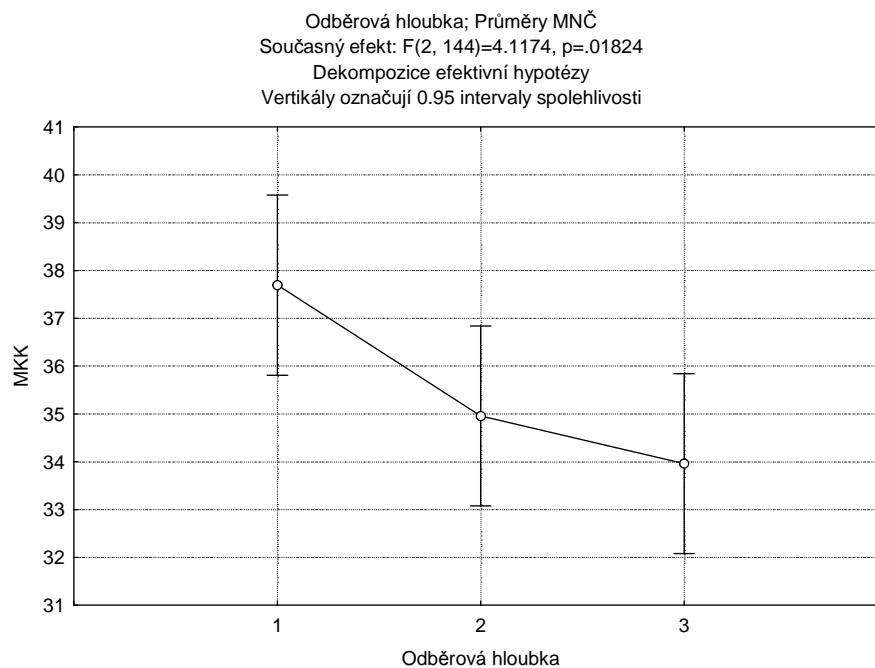
Tabulka 20: Maximální kapilární vodní kapacita u jednotlivých variant v letech 2005 - 2007

maximální kapilární vodní kapacita [%]									
zatížení [DJ.ha ⁻¹]	0,9			1,4			2,0		
odběrová hloubka [m]	< 0,1	0,1-0,2	0,2-0,3	< 0,1	0,1-0,2	0,2-0,3	< 0,1	0,1-0,2	0,2-0,3
hnojivo	hnůj + močůvka								
2005	38,77	35,13	32,41	38,39	34,23	33,05	36,02	35,56	33,76
2006	39,40	33,37	32,22	36,65	31,52	29,62	37,05	35,40	31,52
2007	38,05	36,08	35,55	38,07	37,22	36,44	39,54	39,03	37,55
hnojivo	kejda								
2005	37,47	34,83	33,86	38,83	34,67	33,45	38,01	35,49	34,04
2006	36,94	34,13	34,19	38,41	34,99	33,18	36,88	34,97	33,73
2007	40,46	39,63	37,83	39,23	38,64	38,56	40,13	38,81	36,71

Hodnoty maximální kapilární vodní kapacity byly u sledovaných hnojiv rozdílné. U ploch s aplikací kejdy byly hodnoty se stupňovanou dávkou hnojiva téměř vyrovnané, kdežto u hnoje s močůvkou byly nižší hodnoty s vyššími dávkami hnojiv (graf 6). U všech variant lze hodnotit maximální kapilární kapacitu z aspektu požadavků většiny zemědělských plodin jako středně velkou (Juráň a Zrubec, 1988). Se zvyšující se hloubkou došlo k průkaznému snížení maximální kapilární vodní kapacity ($F = 4,12$; $P = 0,018$; graf 7).



Graf 6: Maximální kapilární vodní kapacita u jednotlivých variant pokusu [%]



*Graf 7: Vliv odběrové hloubky na maximální kapilární vodní kapacitu [%]
 hloubka 1: < 0,1 m; 2: 0,1 - 0,2 m; 3: 0,2 - 0,3 m*

Retenční vodní kapacita

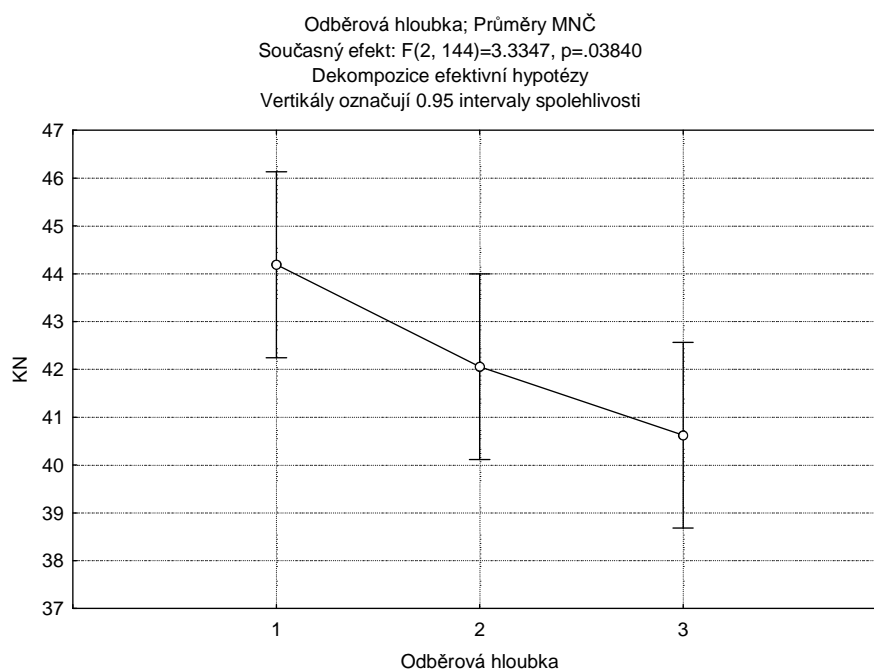
Vyhodnocení retenční vodní kapacity viz obsah kapilárních pórů (hodnoty retenční vodní kapacity odpovídají dle metodiky stanovení objemu kapilárních pórů). Optimální hodnoty retenční vodní kapacity se u středně těžkých půd nacházejí v rozmezí 25 - 35 % (Karabcová, 2009), ve sledovaném období se tedy retenční vodní kapacita pohybovala v optimu u všech variant pokusu (viz tabulka 18). Na hodnotu retenční vodní kapacity měla průkazný vliv varianta hnojení ($F = 2,65; P = 0,025$; viz graf 4), zatímco zvyšující se dávka hnoje a močůvky zvyšovala retenční vodní kapacitu, u kejdý neměla aplikovaná dávka na RVK vliv. Se zvyšující se hloubkou RVK průkazně klesala ($F = 35,84; P < 0,00001$; graf 5).

Kapilární nasáklivost

Hodnoty kapilární nasáklivosti během doby sledování jsou uvedeny v tabulce 21. S rostoucí hloubkou se kapilární nasáklivost průkazně snižovala ($F = 3,335$; $P = 0,038$; graf 8), typ ani dávka hnojiva neměly na kapilární nasáklivost vliv.

Tabulka 21: Kapilární nasáklivost u jednotlivých variant v letech 2005 - 2007

kapilární nasáklivost [%]									
zatížení [DJ.ha ⁻¹]	0,9			1,4			2,0		
odběrová hloubka [m]	< 0,1	0,1-0,2	0,2-0,3	< 0,1	0,1-0,2	0,2-0,3	< 0,1	0,1-0,2	0,2-0,3
hnojivo	hnůj + močůvka								
2005	43,04	40,34	41,56	46,00	42,13	40,49	43,47	43,06	41,42
2006	47,02	42,07	39,65	38,26	33,37	31,18	39,83	36,90	33,82
2007	44,09	41,58	41,53	44,06	42,51	41,32	45,59	43,96	42,45
hnojivo	kejda								
2005	44,81	43,01	41,63	46,84	42,21	40,53	46,13	43,10	42,16
2006	46,44	43,27	39,12	44,98	44,30	42,58	45,38	43,89	42,11
2007	45,62	45,83	43,81	44,14	44,30	35,80	42,37	44,59	43,76



Graf 8: Vliv odběrové hloubky na kapilární nasáklivost [%]

hloubka 1: < 0,1 m; 2: 0,1 - 0,2 m; 3: 0,2 - 0,3 m

Minimální vzdušná kapacita

Průměrné hodnoty v jednotlivých odběrových hloubkách za dobu sledování jsou uvedeny v tabulce 22. Minimální vzdušná kapacita se u všech variant pohybovala v optimu, půdy nebyly náchylné k zamokření, ani se nejednalo o půdy vysýchavé

(Zbíral *et al.*, 2004). Typ ani dávka hnojiva neměly na hodnotu minimální vzdušné kapacity vliv.

Tabulka 22: Minimální vzdušná kapacita 2005 - 2007

minimální vzdušná kapacita [%]									
zatížení [DJ.ha ⁻¹]	0,9			1,4			2,0		
odběrová hloubka [m]	< 0,1	0,1-0,2	0,2-0,3	< 0,1	0,1-0,2	0,2-0,3	< 0,1	0,1-0,2	0,2-0,3
hnojivo	hnůj + močůvka								
2005	7,35	10,33	10,57	8,27	10,23	10,40	13,13	10,10	10,50
2006	8,44	10,06	7,92	13,87	13,60	14,08	12,08	9,17	13,56
2007	10,51	11,27	6,60	11,54	11,04	8,10	7,22	6,31	5,64
hnojivo	kejda								
2005	11,25	11,55	8,08	11,20	10,95	11,62	11,65	9,81	10,23
2006	11,97	10,26	6,17	8,32	10,04	11,98	13,63	9,65	9,23
2007	9,15	7,24	6,89	9,63	9,41	9,52	9,19	8,89	11,91

5.2 Chemické vlastnosti půdy

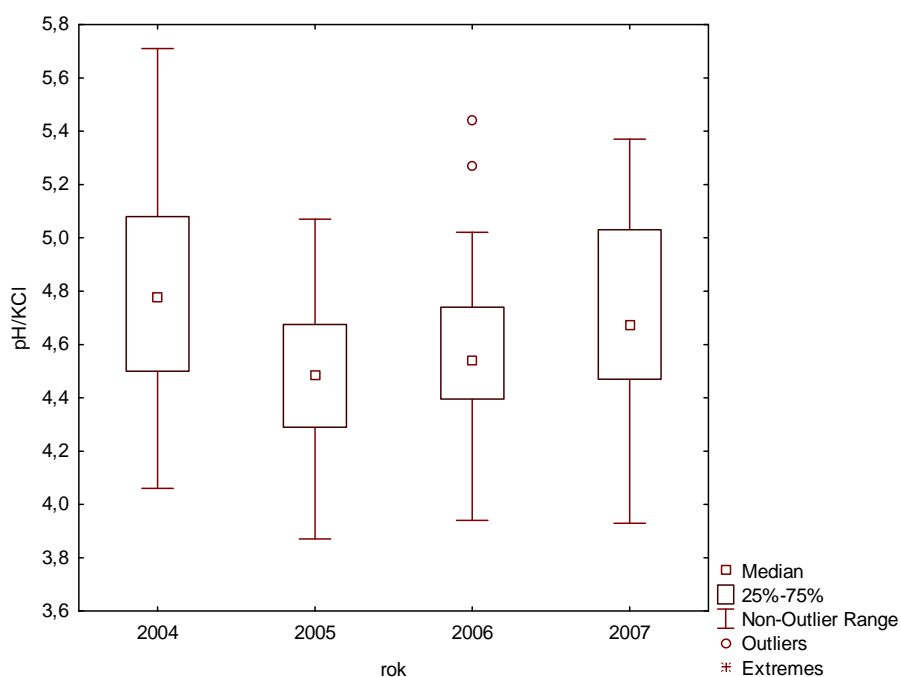
5.2.1 Půdní reakce

Hodnota pH aktivní reakce půdy byla před zahájením pokusu 5,62 v hloubce do 0,15 m (odběrová hloubka 1), resp. 5,66 v hloubce 0,15 - 0,30 m (odběrová hloubka 2). Hodnota výměnného pH byla v hloubce do 0,15 m 4,79 a 4,80 v hloubce 0,15 - 0,30 m. Hodnoty aktivní a výměnné reakce půdy v letech aplikace organických hnojiv jsou uvedeny v tabulce 23. Po dobu sledování byla reakce půdy podle pH_{KCl} silně kyselá až kyselá, podle pH_{H₂O} kyselá až slabě kyselá.

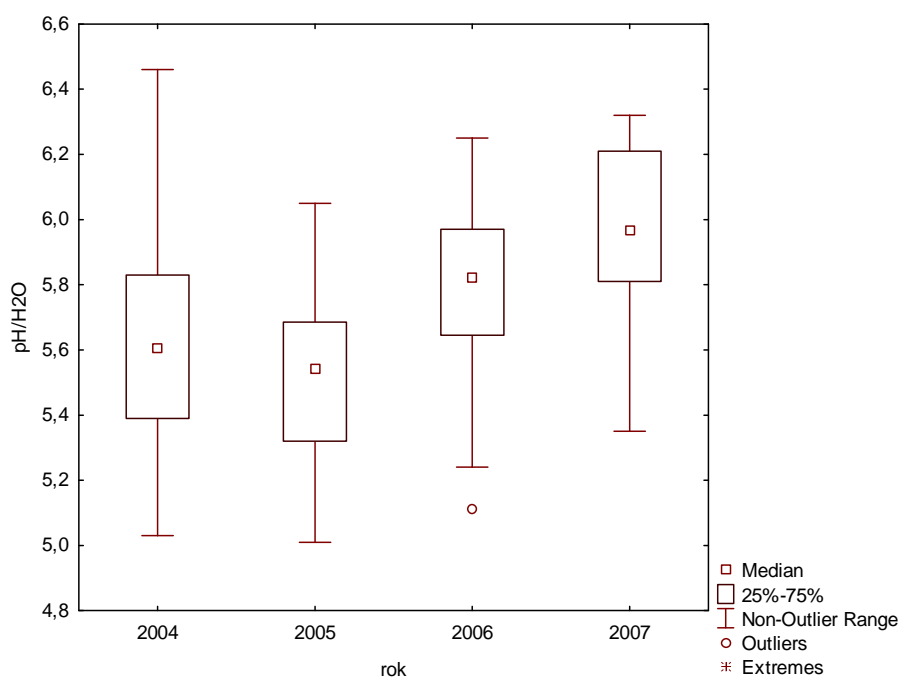
Tabulka 23: Výměnné a aktivní pH půdy při simulaci zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha⁻¹ v letech 2005 - 2007

hnojivo	hnůj+močůvka						kejda					
zatížení [DJ.ha ⁻¹]	0,9		1,4		2		0,9		1,4		2	
odběrová hloubka	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
	pH _{KCl}											
2005	4,59	4,39	4,52	4,34	4,73	4,38	4,50	4,40	4,58	4,43	4,58	4,35
2006	4,79	4,64	4,54	4,27	4,55	4,52	4,79	4,57	4,68	4,57	4,50	4,40
2007	5,00	4,78	4,86	4,62	4,89	4,51	4,71	4,74	4,78	4,58	4,62	4,50
	pH _{H₂O}											
2005	5,59	5,54	5,50	5,47	5,64	5,48	5,46	5,44	5,49	5,52	5,54	5,47
2006	5,94	5,90	5,79	5,70	5,73	5,70	5,90	5,97	5,81	5,80	5,56	5,70
2007	6,19	5,82	6,10	5,98	6,09	6,06	5,95	5,77	6,12	6,00	5,83	5,68

U obou stanovení hodnoty pH byla mezi jednotlivými ročníky sledování zjištěna průkazná variabilita (pH_{KCl} : $F = 8,11$; $P < 0,001$, pH_{H_2O} : $F = 24,54$; $P < 0,001$), v roce 2005 došlo k poklesu a v následných letech opětovnému zvýšení, kdy pH_{KCl} nedosáhlo výchozích hodnot (graf 9) a pH_{H_2O} je průkazně překročilo (graf 10). Výměnné pH bylo hloubce 0,15 -0,30 m průkazně nižší než v hloubce do 0,15 m ($F = 8,44$; $P = 0,004$). Typ ani dávka hnojiva neměly na hodnoty pH průkazný vliv.



Graf 9: Vliv ročníku na hodnoty pH výměnné reakce půdy



Graf 10: Vliv ročníku na hodnoty pH aktivní reakce půdy

5.2.2 Půdní sorpční komplex

V tabulce 24 jsou uvedeny průměrné hodnoty jednotlivých charakteristik půdního sorpčního komplexu. Celková kyselost byla před zahájením pokusu 17,6 mmol(+).kg⁻¹ v hloubce do 0,15 m (odběrová hloubka 1) a 18,7 mmol(+).kg⁻¹ v hloubce 0,15 - 0,30 m (odběrová hloubka 2), to znamená, že šlo o velmi silnou celkovou kyselost. Aplikací hnojiv došlo k průkaznému zvýšení celkové kyselosti ($F = 17,26$; $P < 0,001$), v letech aplikace hnojiv se pohybovala kolem 24 mmol(+).kg⁻¹. Při hodnocení vlivu zatížení a typu hnojiva byly hodnoty H téměř totožné.

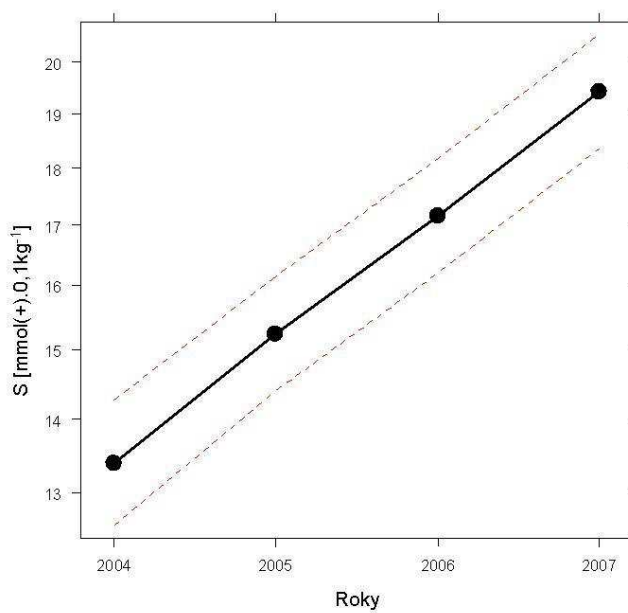
Průměrné hodnoty obsahu výměnných bází byly před zahájením pokusu 138,9 mmol(+).kg⁻¹ v hloubce do 0,15 m a 131,2 mmol(+).kg⁻¹ v hloubce 0,15 - 0,30 m. V letech aplikace hnojiv byla suma bazických kationtů průkazně vyšší než v roce 2004 ($F = 27,49$; $P < 0,001$; graf 13). V roce 2007 tak došlo k navýšení o 44 % oproti roku 2004. Navázaná suma bazických kationtů se s vyšší dávkou hnojiv mírně snižovala ze 179 mmol(+).kg⁻¹ (zatížení 0,9 DJ.ha⁻¹) přes 172 mmol(+).kg⁻¹ (zatížení 1,4 DJ.ha⁻¹) po 167 mmol(+).kg⁻¹ (zatížení 2,0 DJ.ha⁻¹). Hodnota S byla při hnojení kejdou nepatrně nižší než při hnojení kombinací hnoje s močůvkou (169 mmol(+).kg⁻¹ vs. 176 mmol(+).kg⁻¹).

Průměrná hodnota kationtové výměnné kapacity byla před zahájením pokusu 156,3 mmol(+).kg⁻¹ v hloubce do 0,15 m a 149,9 mmol(+).kg⁻¹ v hloubce 0,15 - 0,30 m. Jak vyplývá s předchozích parametrů, vlivem aplikace organických hnojiv došlo k průkaznému zvýšení kationtové výměnné kapacity ($F = 32,33$; $P < 0,001$; graf 14), v roce 2007 již o 40 % v první odběrové a o 44 % ve druhé odběrové hloubce. Také hodnoty kationtové výměnné kapacity se s rostoucím zatížením mírně snižovaly z 203 mmol(+).kg⁻¹ u zatížení 0,9 DJ.ha⁻¹ přes 196 mmol(+).kg⁻¹ u zatížení 1,4 DJ.ha⁻¹ po 193 mmol(+).kg⁻¹ u zatížení 2,0 DJ.ha⁻¹. Také T byla při hnojení kejdou nepatrně nižší než při hnojení kombinací hnoje s močůvkou (194 mmol(+).kg⁻¹ vs. 201 mmol(+).kg⁻¹). Po celou dobu sledování byly hodnoty sorpční kapacity půd ve střední kategorii.

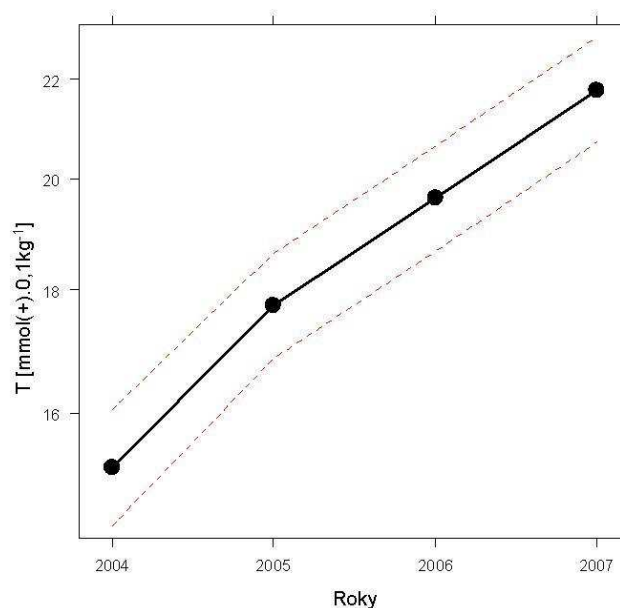
Stupeň nasycení sorpčního komplexu byl před začátkem aplikace hnojiv 87,3 % v první a 85,2 % ve druhé odběrové hloubce. Po třech letech aplikace došlo k mírnému zvýšení stupně nasycení sorpčního komplexu ($F = 2,89$; $P = 0,037$) na 89 %. Hodnota V byla pro jednotlivá zatížení i typ hnojiva téměř totožná. Půdní sorpční komplex lze hodnotit po celou dobu sledování jako nasycený.

Tabulka 24: Přehled půdních sorpčních vlastností při simulaci zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha⁻¹ v letech 2005 - 2007

hnojivo	hnůj+močůvka						kejda					
zatížení [DJ.ha ⁻¹]	0,9		1,4		2,0		0,9		1,4		2,0	
odběrová hloubka	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
	Hc [mmol(+).kg⁻¹]											
2005	25	23	30	24	25	26	25	23	25	22	24	25
2006	24	24	23	28	24	25	22	23	26	25	26	27
2007	21	26	22	24	22	24	23	26	23	24	25	27
	S [mmol(+).kg⁻¹]											
2005	165	158	153	150	161	156	147	153	148	152	149	139
2006	185	177	178	187	168	152	169	180	165	165	167	165
2007	204	207	190	191	204	186	206	200	196	184	179	183
	T [mmol(+).kg⁻¹]											
2005	189	181	182	174	186	182	172	176	173	174	173	164
2006	209	202	202	215	192	177	191	203	191	190	193	194
2007	225	233	211	216	226	210	229	225	219	208	204	210
	V [%]											
2005	87	87	84	86	86	86	85	87	85	87	85	84
2006	89	88	88	87	87	85	88	89	86	86	86	86
2007	91	89	90	89	90	89	90	88	89	88	87	86



Graf 11: Suma bazických kationtů (mmol(+).0,1kg⁻¹) v půdě ve sledovaném období 2004 - 2007



Graf 12: Kationtová výměnná kapacita ($\text{mmol}(+).0,1\text{kg}^{-1}$) v půdě ve sledovaném období 2004 - 2007

5.2.3 Obsah živin

Makroelementy

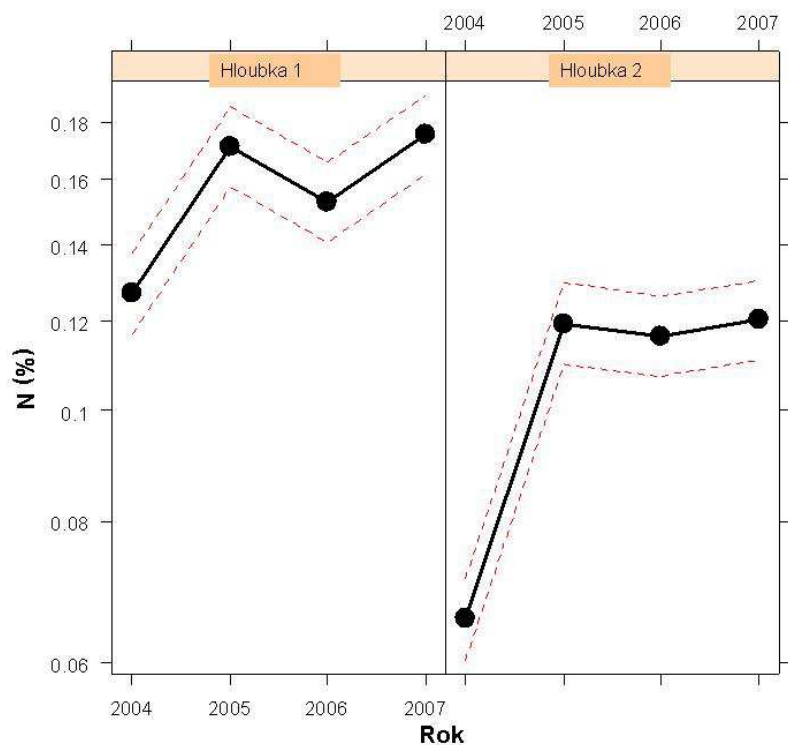
Dusík

Průměrný obsah celkového dusíku (dle Kjeldahla) v půdě pokusného stanoviště byl před zahájením pokusu 0,13 % v hloubce do 0,15 m (hloubka 1) a 0,07 % v hloubce 0,15 -0,30 m (hloubka 2). Průměrné hodnoty za dobu sledování jsou uvedeny v tabulce 25. Zásobenost půdy dusíkem byla před zahájením pokusu nízká, během aplikace hnojiv pak dobrá (Fiala a Krhovjáčková, 2009).

Tabulka 25: Průměrný obsah dusíku při simulaci zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 $\text{DJ}\cdot\text{ha}^{-1}$ v letech 2005 -2007

hnojivo	N [%]											
	hnůj+močůvka						kejda					
	0,9		1,4		2,0		0,9		1,4		2,0	
zátížení [$\text{DJ}\cdot\text{ha}^{-1}$]	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
2005	0,16	0,11	0,17	0,12	0,19	0,12	0,16	0,12	0,17	0,12	0,17	0,12
2006	0,14	0,11	0,16	0,12	0,15	0,11	0,16	0,12	0,16	0,13	0,16	0,12
2007	0,17	0,11	0,18	0,12	0,19	0,12	0,18	0,13	0,17	0,12	0,17	0,13

Obsah dusíku se vlivem aplikace organických hnojiv průkazně zvýšil ($F = 47,16; P < 0,001$) v obou odběrových hloubkách již v roce 2005 (graf 13) a na této hladině zůstal i v následujících letech. Průměrný obsah dusíku v letech 2005 - 2007 byl 0,17 % v první a 0,12 % ve druhé odběrové hloubce, obsah v hloubce 0,15 - 0,30 m byl nižší než v hloubce do 0,15 m ($F = 178,10; P < 0,001$). Typ hnojiva ani dávka vliv na obsah dusíku neměly.



Graf 13: Obsah dusíku (%) v půdě ve sledovaném období 2004 - 2007

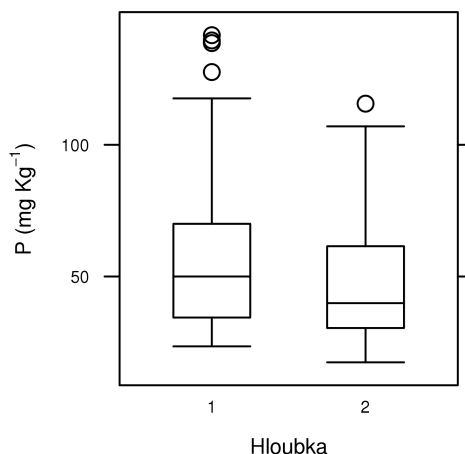
Fosfor

Průměrná zásobenost půdy fosforem (dle výluhu Mehlich III) byla před zahájením pokusu 48 mg.kg^{-1} v hloubce do 0,15 m (hloubka 1) a 58 mg.kg^{-1} v hloubce 0,15 - 0,30 m (hloubka 2). Průměrné hodnoty za dobu sledování jsou uvedeny v tabulce 26. Během doby sledování se pohybovala zásobenost půdy fosforem v kategorii vyhovující až dobrá.

Tabulka 26: Průměrný obsah fosforu při simulaci zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha⁻¹ v letech 2005 - 2007

hnojivo	P [mg.kg ⁻¹]											
	hnůj+močůvka						kejda					
	0,9		1,4		2,0		0,9		1,4		2,0	
zátížení [DJ.ha ⁻¹]	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
2005	60	36	50	55	71	51	42	47	51	62	65	57
2006	66	40	40	52	64	67	35	32	58	45	84	36
2007	70	41	51	45	58	43	48	40	68	48	67	58

Během sledování nebyly zjištěny průkazné rozdíly mezi sledovanými roky ani mezi typem hnojiva. Odstupňovaná dávka organických hnojiv měla tendenci ($F = 2,50$; $P = 0,087$) ke zvýšení obsahu fosforu v půdě. Průměrný obsah fosforu byl při simulovaném zatížení 0,9 DJ.ha⁻¹ 46 mg.kg⁻¹, při 1,4 DJ.ha⁻¹ 52 mg.kg⁻¹ a při 2,0 DJ.ha⁻¹ 60 mg.kg⁻¹. V hloubce 0,15 – 0,30 m byl obsahu fosforu průkazně nižší než v hloubce do 0,15 (F = 4,34; P < 0,05), viz graf 14.



Graf 14: Obsah fosforu (mg.kg⁻¹) v hloubce do 0,15 m (1) a v hloubce 0,15 - 0,30 m (2) ve sledovaném období 2005 - 2007

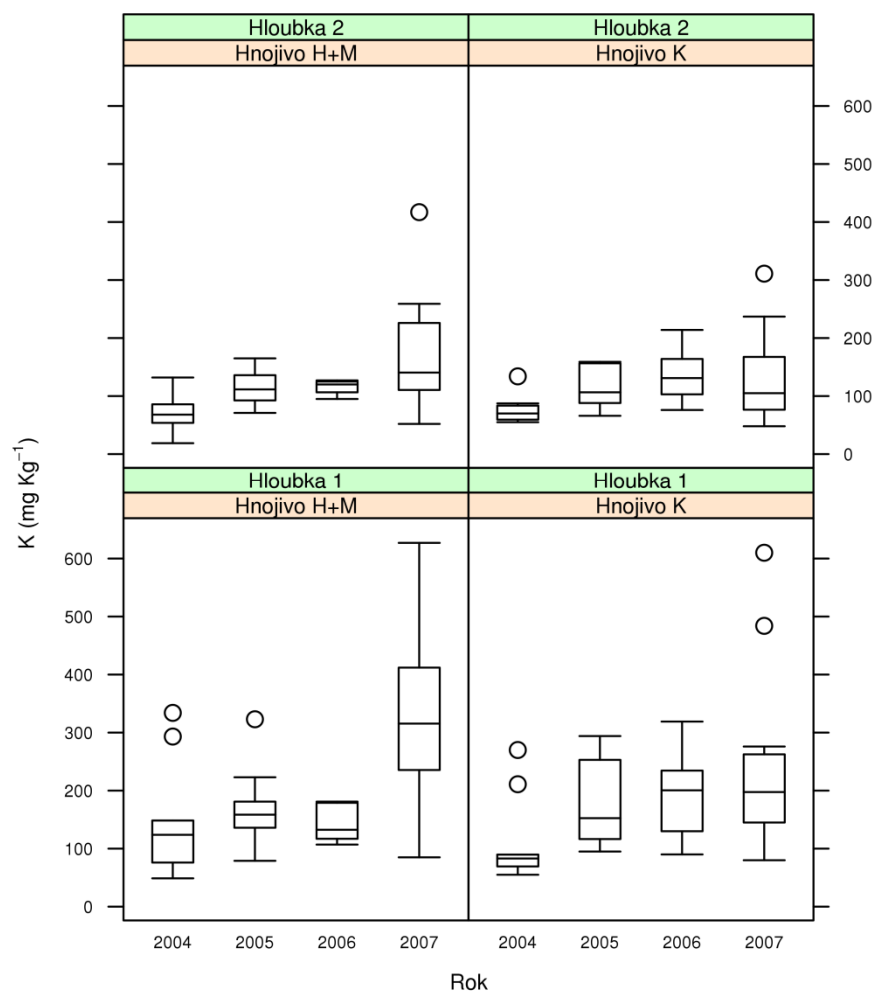
Draslík

Průměrný obsah draslíku před zahájením pokusu byl v hloubce do 0,15 m (hloubka 1) 131 mg.kg⁻¹ a 74 mg.kg⁻¹ v hloubce 0,15 - 0,30 m (hloubka 2). Průměrné hodnoty za dobu sledování jsou uvedeny v tabulce 27. Zásobenost půdy draslíkem byla před zahájením pokusu stejně jako v prvních dvou letech aplikace převážně v kategorii vyhovující, v roce 2007 pak u variant s aplikací hnoje a močůvky v kategorii vysoká, s aplikací kejdy převážně dobrá.

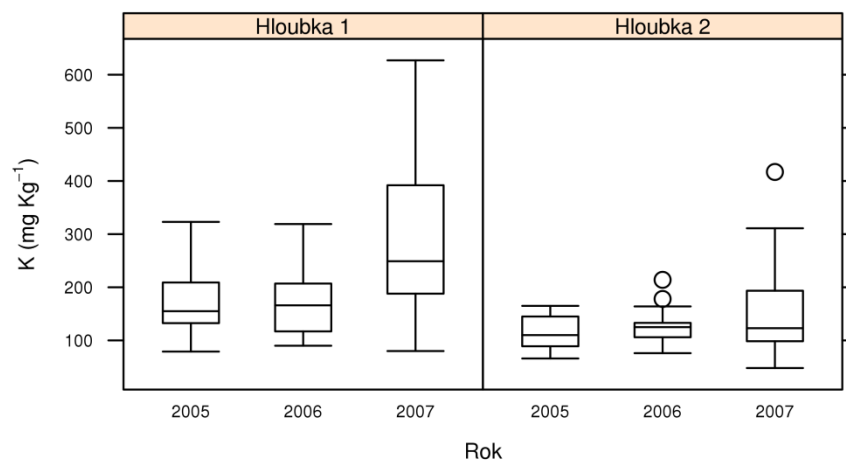
Tabulka 27: Průměrný obsah draslíku při simulaci zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha⁻¹ v letech 2005 - 2007

hnojivo	K [mg.kg ⁻¹]											
	hnůj+močůvka						kejda					
	0,9		1,4		2,0		0,9		1,4		2,0	
zátížení [DJ.ha ⁻¹]	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
odběrová hloubka	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
2005	126	94	159	125	216	121	157	101	201	127	173	125
2006	138	126	134	107	154	107	174	132	203	162	204	90
2007	323	123	334	154	352	246	213	128	280	122	230	153

Vlivem aplikace hnojiv došlo k průkaznému zvýšení obsahu draslíku, za dobu sledování byla zjištěna průkazná variabilita mezi ročníky ($F = 15,31$; $P < 0,001$; graf 15). Také byl zjištěn významný vliv ročníku a hloubky ($F = 2,74$; $P < 0,05$; graf 16). Jak je z grafu 15 zřejmé, u obou typů hnojiv došlo k průkaznému zvýšení obsahu draslíku v roce 2007. I přes to, že tyto průkazné změny mezi ročníky byly způsobeny významnými zvýšením obsahu draslíku v hloubce do 0,15 m, tak i v hloubce 0,15 - 0,30 m byl po třech letech aplikace hnojiv obsah draslíku průkazně vyšší než před zahájením pokusu. Jak je také na grafu 15 popř. 16 viditelné, před zahájením pokusu ani v roce 2005 a 2006 nebyl rozdíl v obsahu draslíku mezi jednotlivými sledovanými půdními vrstvami. Avšak po třech letech opakované aplikace organických látek se průkazný rozdíl projevil ($P = 0,0000027$), ve vrstvě do 0,15 m byl průměrný obsah 289 mg.kg⁻¹ a ve vrstvě 0,15 - 0,30 m 154 mg.kg⁻¹. Stejně tak při hodnocení typu hnojiva byl v roce 2005 a 2006 obsah draslíku v půdě u obou hnojiv totožný, avšak v roce 2007 byla koncentrace draslíku v obou odběrových hloubkách u hnojení kombinací hnoje a močůvky vyšší ($P = 0,09$). Průměrný obsah draslíku zde byl 336 mg.kg⁻¹ v první odběrové vrstvě a 174 mg.kg⁻¹ ve vrstvě 0,15 - 0,30 m, zatímco u variant hnojených kejdou 241 mg.kg⁻¹ v první a 134 mg.kg⁻¹ ve druhé odběrové vrstvě (graf 15). Dávka hnojiva na obsah draslíku v půdě vliv neměla.



Graf 15: Obsah draslíku (mg.kg^{-1}) v hloubce do 0,15 m (1) a v hloubce 0,15 - 0,30 m (2) při aplikaci hnoje s močůvkou (H+M) a kejdy (K) ve sledovaném období 2005 - 2007



Graf 16: Obsah draslíku (mg.kg^{-1}) v hloubce do 0,15 m (1) a v hloubce 0,15 - 0,30 m (2) ve sledovaném období 2005 - 2007

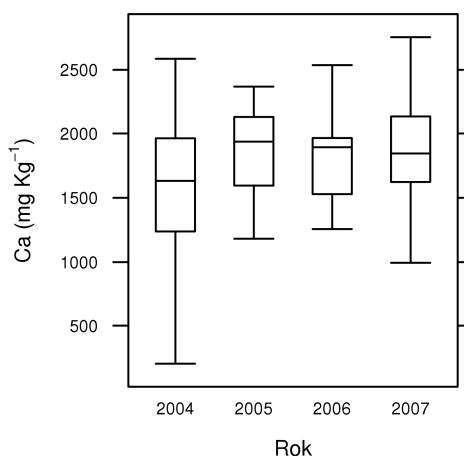
Vápník

Průměrný obsah vápníku před zahájením pokusu byl v hloubce do 0,15 m (hloubka 1) 1,71 g.kg⁻¹ a 1,47 g.kg⁻¹ v hloubce 0,15 - 0,30 m (hloubka 2). Průměrné hodnoty za dobu sledování jsou uvedeny v tabulce 28, zásobenost půdy vápníkem se pohybovala v kategorii vyhovující (výjimečně dobrá).

Tabulka 28: Průměrný obsah vápníku při simulaci zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha⁻¹ v letech 2005 - 2007

hnojivo	Ca [g.kg ⁻¹]											
	hnůj+močůvka						keřda					
	0,9		1,4		2,0		0,9		1,4		2,0	
zatížení [DJ.ha ⁻¹]												
odběrová hloubka	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
2005	2,00	1,92	1,83	1,79	1,84	1,80	1,93	1,88	1,79	1,86	1,79	1,72
2006	1,78	1,73	1,76	1,71	1,82	1,69	1,92	2,05	1,75	1,92	1,87	2,29
2007	1,91	1,93	1,81	1,86	1,81	1,77	1,89	2,00	1,83	1,78	1,78	1,75

Při hodnocení vlivu aplikace organických hnojiv na obsah vápníku v půdě nebyla zjištěna žádná průkazná změna vlivem typu nebo dávky hnojiva. Pouze při porovnání zásobenosti vápníkem se stavem před zahájením pokusu (graf 17) byla tato v roce 2005 a 2007 vyšší ($F = 3,89$; $P < 0,05$).



Graf 17: Obsah vápníku (mg.kg⁻¹) v půdě ve sledovaném období 2004 - 2007

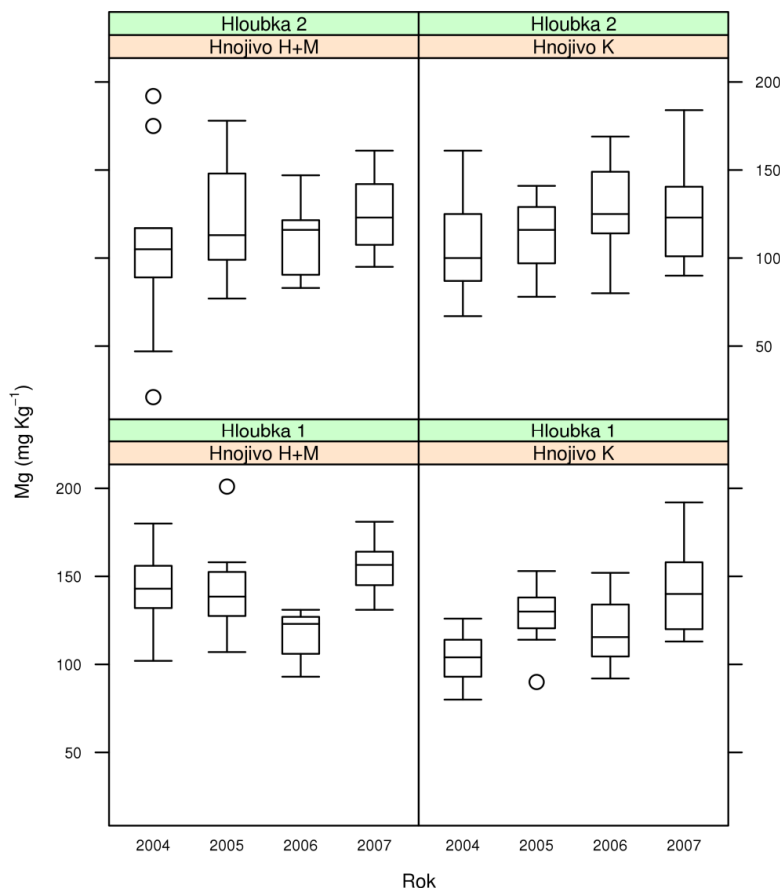
Hořčík

Průměrný obsah hořčíku před zahájením pokusu byl v hloubce do 0,15 m (hloubka 1) 124 mg.kg⁻¹ a 107 mg.kg⁻¹ v hloubce 0,15 - 0,30 m (hloubka 2). Průměrné hodnoty za dobu sledování jsou uvedeny v tabulce 29.

Tabulka 29: Průměrný obsah hořčíku při simulaci zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha⁻¹ v letech 2005 - 2007

hnojivo	Mg [mg.kg ⁻¹]											
	hnůj+močůvka						kejda					
	0,9		1,4		2,0		0,9		1,4		2,0	
zátížení [DJ.ha ⁻¹]	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
2005	138	124	132	116	155	124	124	111	123	116	137	111
2006	125	117	108	101	122	116	120	127	120	123	116	141
2007	163	133	145	119	157	125	146	135	146	116	133	127

Vlivem aplikace organických hnojiv došlo ke zvýšení obsahu hořčíku ($F = 5,60$; $P < 0,01$), změna mezi roky 2004 a 2007 byla průkazná na hladině významnosti $P = 0,001$. Stejně tak byla významná změna mezi roky 2006 - 2007 (graf 18), v roce 2006 byla zásobenost půdy u všech variant pokusu v kategorii vyhovující, v roce 2007 v kategorii dobrá. Také rozdíly obsahu hořčíku mezi jednotlivými odběrovými vrstvami byly průkazné ($F = 13,45$; $P < 0,001$).



Graf 18: Obsah hořčíku (mg.kg⁻¹) v hloubce do 0,15 m (1) a v hloubce 0,15 - 0,30 m (2) při aplikaci hnoje s močůvkou (H+M) a kejdy (K) ve sledovaném období 2004 - 2007

Důležitým indikátorem optimálního zastoupení jednotlivých živin je poměr obsahu draslíku k hořčíku. Před aplikací hnojiv byla průměrná hodnota poměru na pokusném pozemku 0,9, poměr živin byl tedy dobrý. Hodnoty poměru pro jednotlivé varianty během let sledování jsou uvedeny v tabulce 30. Aplikací hnojiv se poměr draslíku k hořčíku zvýšil, v roce 2007 byl již 1,6. K největším změnám došlo po třech letech aplikace u vyšších zatížení s kombinací hnoje a močůvky, kde je již tento poměr v kategorii vyhovující.

Tabulka 30: Poměr K: Mg u jednotlivých variant pokusu v letech 2005 - 2007

hnojivo	K : Mg						průměr
	hnůj+močůvka			kejda			
zatížení [DJ]	0,9	1,4	2,0	0,9	1,4	2,0	
2005	0,8	1,1	1,2	1,1	1,4	1,2	1,1
2006	1,1	1,2	1,1	1,2	1,5	1,2	1,2
2007	1,4	1,8	2,1	1,2	1,5	1,5	1,6

Mikroelementy

Železo

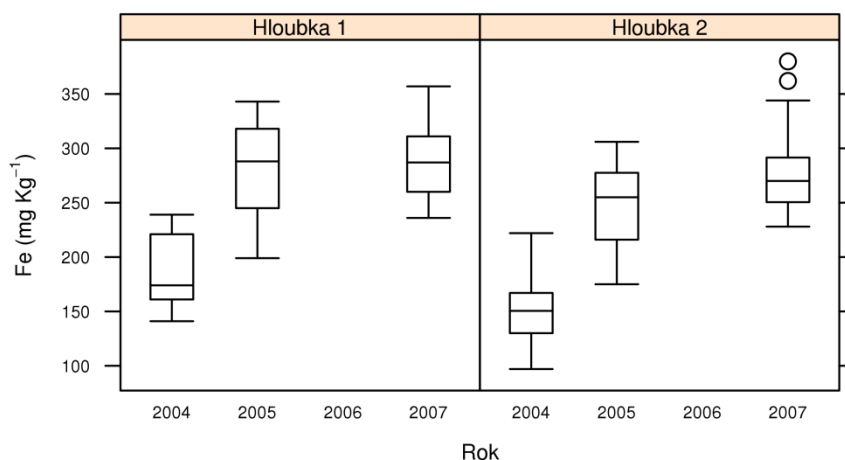
Průměrný obsah železa před zahájením pokusu byl v hloubce do 0,15 m (hloubka 1) 189 mg.kg⁻¹ a 148 mg.kg⁻¹ v hloubce 0,15 - 0,30 m (hloubka 2). Průměrné hodnoty v prvním roce aplikace hnojiv a v posledním roce sledování (v roce 2006 nebyly obsahy železa stanoveny) jsou uvedeny v tabulce 31. Zásobenost půdy železem lze po celou dobu sledování hodnotit jako vysokou (Juráni a Fiala, 1989).

Tabulka 31: Průměrný obsah železa při simulaci zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha⁻¹ v letech 2005 a 2007

hnojivo	Fe [mg.kg ⁻¹]											
	hnůj+močůvka						kejda					
zatížení [DJ.ha ⁻¹]	0,9		1,4		2,0		0,9		1,4		2,0	
odběrová hloubka	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
2005	272	237	280	248	288	251	284	241	272	239	299	256
2007	275	275	272	273	293	245	258	292	317	282	312	313

Vlivem aplikace hnojiv došlo ke zvýšení obsahu železa v půdě ($F = 90,07$; $P < 0,001$) a i další zvýšení obsahu mezi roky 2005 a 2007 bylo průkazné ($F = 6,67$; $P < 0,05$), viz graf 19. Obsah železa byl v hloubce 0,15 - 0,30 m průkazně nižší než

v horní odběrové vrstvě ($F = 14,58$; $P < 0,001$). Typ ani dávka hnojiva neměly na obsah železa v půdě vliv.



Graf 19: Obsah železa (mg.kg^{-1}) v jednotlivých odběrových hloubkách ve sledovaném období 2004 - 2007

Mangan

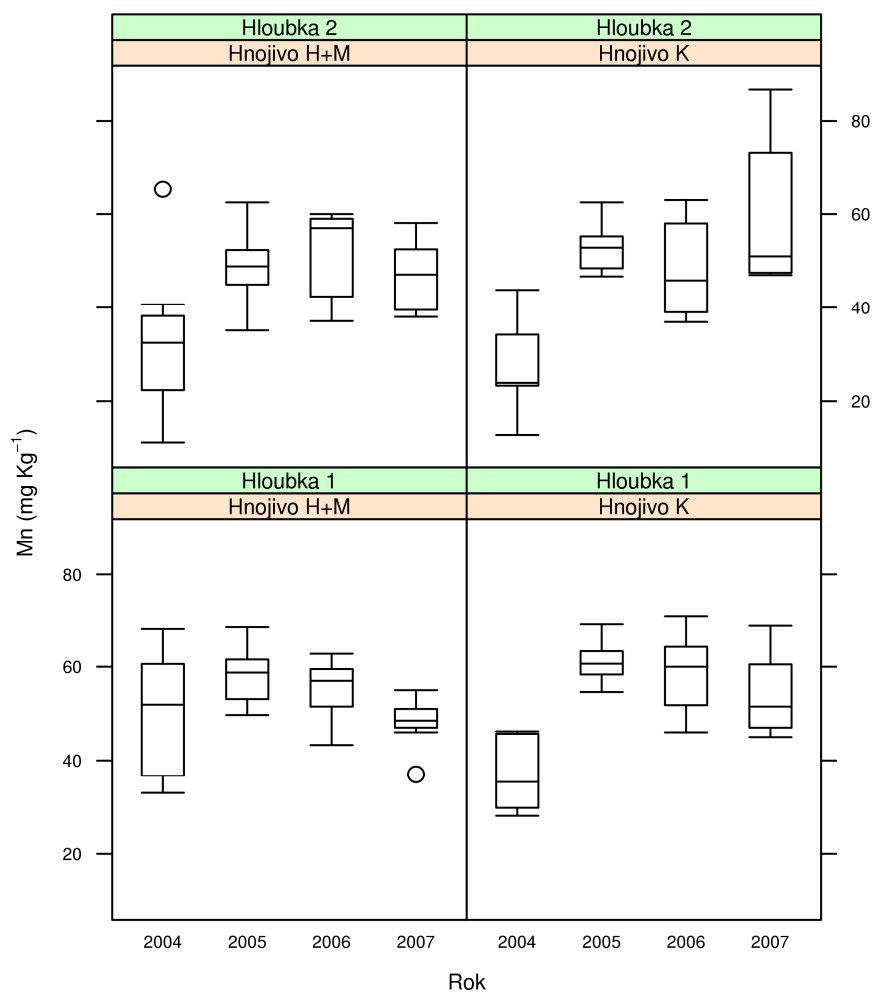
Průměrný obsah manganu před zahájením pokusu byl v hloubce do 0,15 m (hloubka 1) 44 mg.kg^{-1} a 28 mg.kg^{-1} v hloubce 0,15 - 0,30 m (hloubka 2). Průměrné hodnoty za dobu sledování jsou uvedeny v tabulce 32, zásobenost půdy manganem byla stále v kategorii střední.

Tabulka 32: Průměrný obsah manganu při simulaci zatížení 0,9; 1,4 a $2,0 \text{ DJ.ha}^{-1}$ v letech 2005 - 2007

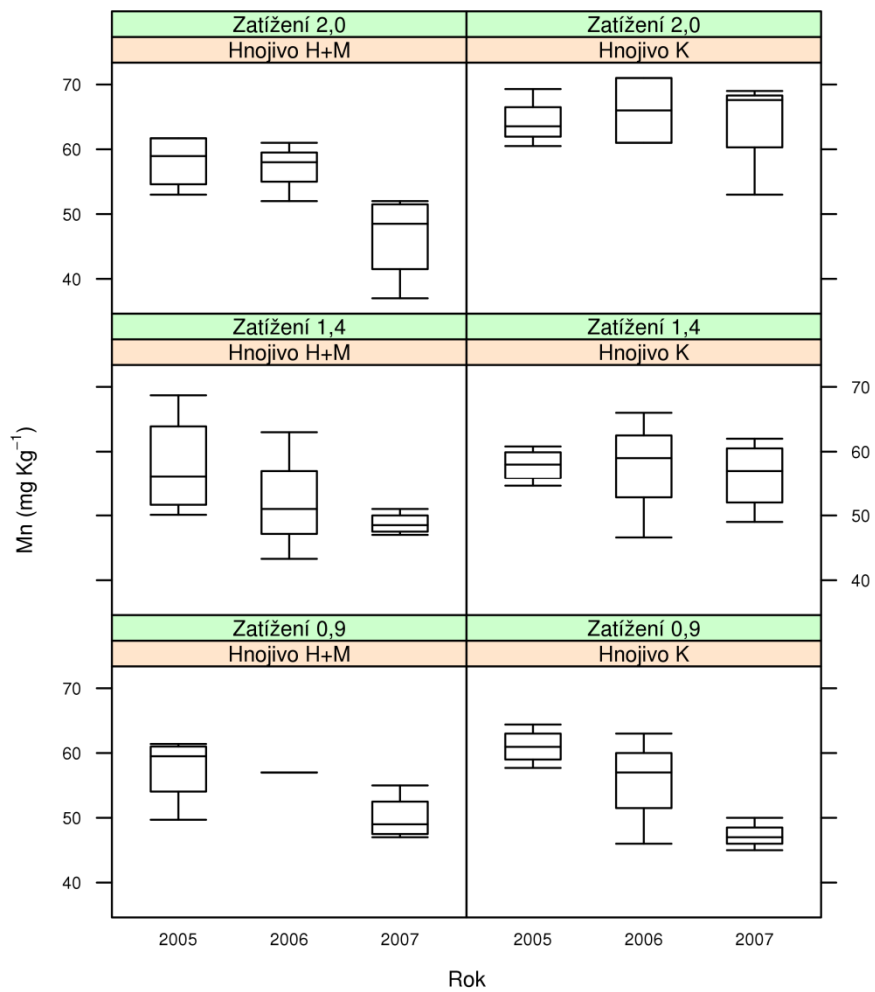
hnojivo	Mn [mg.kg^{-1}]											
	hnůj+močůvka						kejda					
	0,9		1,4		2,0		0,9		1,4		2,0	
zátížení [DJ.ha^{-1}]	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
2005	58	48	58	49	58	49	61	54	58	50	64	54
2006	57	47	52	52	57	60	55	47	57	50	66	51
2007	50	53	49	48	46	40	47	61	56	54	59	66

Vlivem aplikace hnojiv došlo k průkaznému zvýšení obsahu manganu v půdě ($F = 24,15$; $P < 0,001$), viz graf 20. V hloubce 0,15 - 0,30 m byly obsahy manganu průkazně nižší ($F = 17,07$; $P < 0,001$). Samotná dávka hnojiva neměla na obsah manganu vliv, ale typ hnojiva ano ($F = 13,21$; $P < 0,001$). Tento rozdíl byl způsoben rozdílnou reakcí na dávku hnojiva u kejdy oproti hnoji s močůvkou. Graf 21 a 22

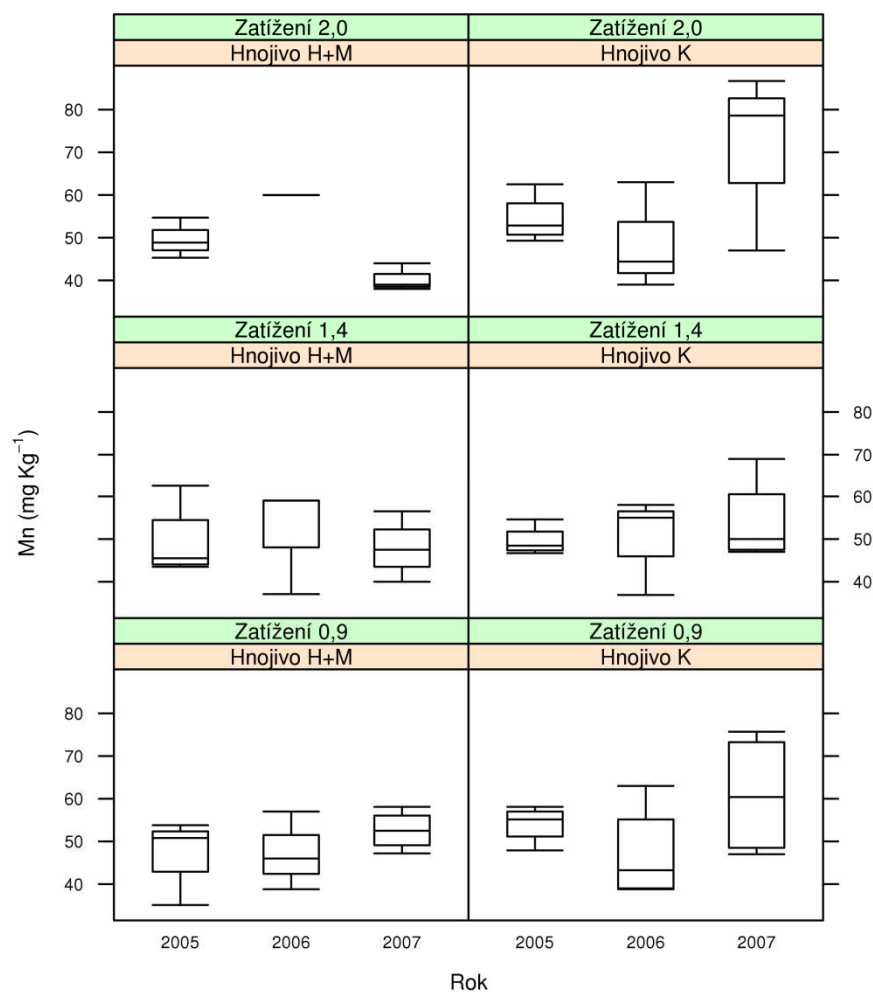
zobrazuje jednotlivé kombinace sledovaných faktorů. Zatímco obsah manganu byl v půdě u odstupňované dávky hnoje s močůvkou totožný (51 - 52 mg.kg⁻¹), u kejdy byly obsahy stejné u dávky simulující zatížení 0,9 a 1,4 DJ.ha⁻¹ (54 mg.kg⁻¹), ale u dávky simulující zatížení 2,0 DJ.ha⁻¹ byl na hladině významnosti 0,07 obsah vyšší (60 mg.kg⁻¹). Obsah manganu při simulovaném zatížení 2,0 DJ.ha⁻¹ byl tedy u ploch hnojených kejdou průkazně vyšší než u ploch hnojených kombinací močůvky a hnoje ($P = 0,00078$). Při posouzení vlivu ročníku a typu hnojiva (mezi ročníky během aplikace hnojiv nebyly rozdíly významné) bylo zjištěno, že k rozdílům mezi obsahy manganu pro jednotlivé typy hnojiv došlo v roce 2007 ($P = 0,00027$). Významné byly i rozdíly v kombinaci ročníku a odběrové hloubky ($F = 6,07$; $P < 0,01$). Před zahájením pokusu, stejně jako v prvním a druhém roce aplikace hnojiv byl obsah manganu v hloubce 0,15 - 0,30 m průkazně nižší než v hloubce do 0,15 m. Z grafu 20 je zřejmé, že vlivem dalších aplikací hnojiv v hloubce do 0,15 m obsah manganu klesal a zároveň v hloubce 0,15 - 0,30 m rostl a tak v roce 2007 už rozdíl v obsahu manganu mezi odběrovými hloubkami nebyl průkazný.



Graf 20: Obsah manganu ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) v hloubce do 0,15 m (1) a v hloubce 0,15 - 0,30 m (2) při aplikaci hnoje s močůvkou (H+M) a kejdy (K) ve sledovaném období 2004 - 2007



Graf 21: Obsah manganu (mg.kg^{-1}) u jednotlivých variant pokusu v hloubce 0,02 - 0,15 m ve sledovaném období 2005 – 2007



Graf 22: Obsah manganu (mg.kg^{-1}) u jednotlivých variant pokusu v hloubce 0,15 - 0,30 m ve sledovaném období 2005 - 2007

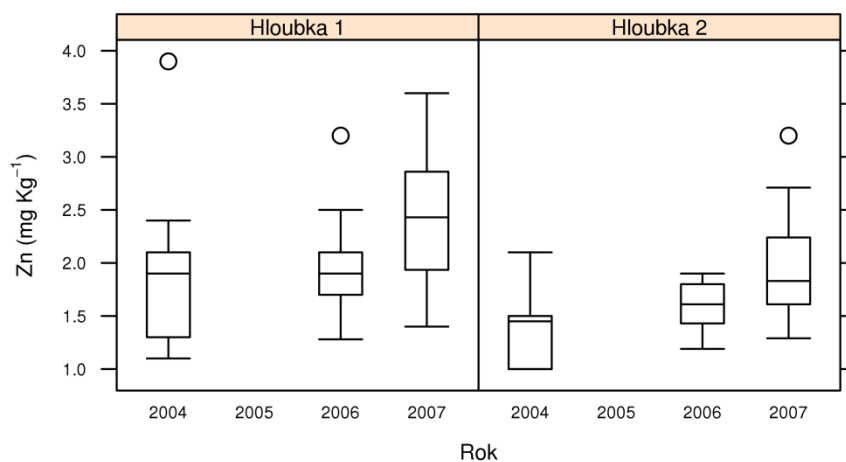
Zinek

Průměrný obsah zinku před zahájením pokusu byl v hloubce do 0,15 m (hloubka 1) $1,93 \text{ mg.kg}^{-1}$ a $1,40 \text{ mg.kg}^{-1}$ v hloubce 0,15 - 0,30 m (hloubka 2). Průměrné hodnoty v roce 2006 a 2007 (v roce 2005 nebyly obsahy zinku stanoveny) jsou uvedeny v tabulce 33. Během doby sledování byla zásobenost půdy zinkem střední (výjimečně vysoká).

Tabulka 33: Průměrný obsah zinku při simulaci zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha⁻¹ v letech 2006 a 2007

hnojivo	Zn [mg.kg ⁻¹]											
	hnůj+močůvka						kejda					
	0,9		1,4		2,0		0,9		1,4		2,0	
zátížení [DJ.ha ⁻¹]	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
2006	1,88	1,73	1,68	1,64	2,10	1,91	1,61	1,48	1,96	1,71	2,53	1,31
2007	2,64	2,09	2,44	1,82	2,41	1,66	2,16	2,06	2,47	1,81	2,49	2,27

Obsah zinku se vlivem aplikace organických hnojiv zvyšoval ($F = 12,37$; $P < 0,001$), rozdíl mezi obsahem před začátkem pokusu a rokem 2007 stejně jako rozdíl mezi roky 2006 -2007 byl statisticky významný ($P < 0,001$), viz graf 23. Obsah zinku byl za celou dobu sledování v odběrové hloubce 0,15 - 0,30 m průkazně nižší než v hloubce do 0,15 m ($F = 21,23$; $P < 0,001$). Dávka ani typ hnojiva na obsah zinku neměly vliv.



Graf 23: Obsah zinku (mg.kg⁻¹) v jednotlivých odběrových hloubkách ve sledovaném období 2004 - 2007

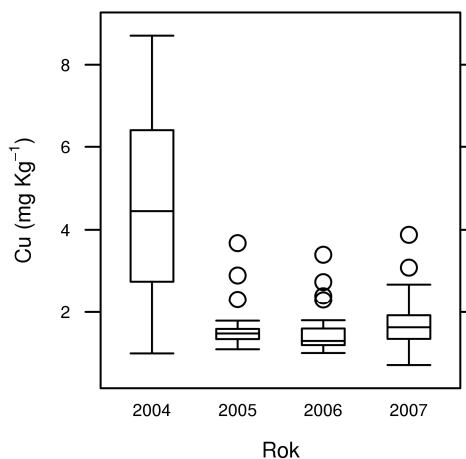
Měď

Průměrný obsah mědi před zahájením pokusu byl v hloubce do 0,15 m (hloubka 1) 4,75 mg.kg⁻¹ a 5,02 mg.kg⁻¹ v hloubce 0,15 - 0,30 m (hloubka 2). Průměrné hodnoty za dobu sledování jsou uvedeny v tabulce 34. Před zahájením pokusu byl obsah mědi v půdě vysoký, v letech 2005 - 2007 u všech variant hnojení střední.

Tabulka 34: Průměrný obsah mědi při simulaci zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha⁻¹ v letech 2005 - 2007

hnojivo	Cu [mg.kg ⁻¹]											
	hnůj+močůvka						keřda					
	0,9		1,4		2,0		0,9		1,4		2,0	
zatížení [DJ.ha ⁻¹]												
odběrová hloubka	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
2005	1,57	1,67	1,59	1,47	2,07	1,40	1,45	1,35	1,47	1,30	1,76	1,43
2006	2,29	1,94	1,28	1,83	1,45	1,21	1,36	1,34	1,31	1,65	1,18	1,49
2007	1,53	2,45	1,56	1,51	1,52	1,62	1,39	2,04	1,74	1,71	1,79	4,46

Vlivem aplikace hnojiva se obsah mědi v půdě snížil, v letech 2005 - 2007, kdy probíhala aplikace hnojiva, byly obsahy průkazně nižší než před zahájením pokusu ($F = 32,97$; $P < 0,001$), viz graf 24. Typ hnojiva ani dávka na obsah mědi vliv neměly.



Graf 24: Obsah mědi (mg.kg⁻¹) v půdě ve sledovaném období 2004 – 2007

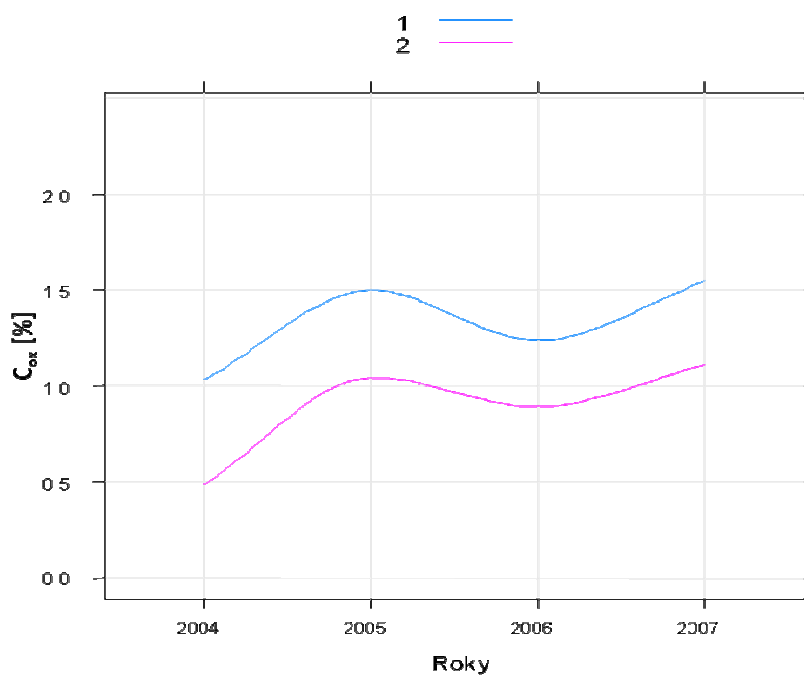
5.3 Organický podíl půdy

Průměrný obsah organického uhlíku na sledované ploše byl před zahájením pokusu 1,07 % v hloubce do 0,15 m (odběrová hloubka 1) a 0,53 % v hloubce 0,15 - 0,30 m (odběrová hloubka 2). Obsah organické hmoty v půdě na základě tohoto stanovení lze hodnotit jako nízký. Poměr organického uhlíku k celkovému dusíku v půdě byl před založením pokusu 8,53 v hloubce 1, resp. 7,81 v odběrové hloubce 2. Tento poměr lze hodnotit jak před aplikací hnojiv, tak během let sledování převážně jako dobrý. Průměrné hodnoty organického uhlíku a jeho poměry k dusíku u jednotlivých variant pokusu jsou uvedeny v tabulce 35.

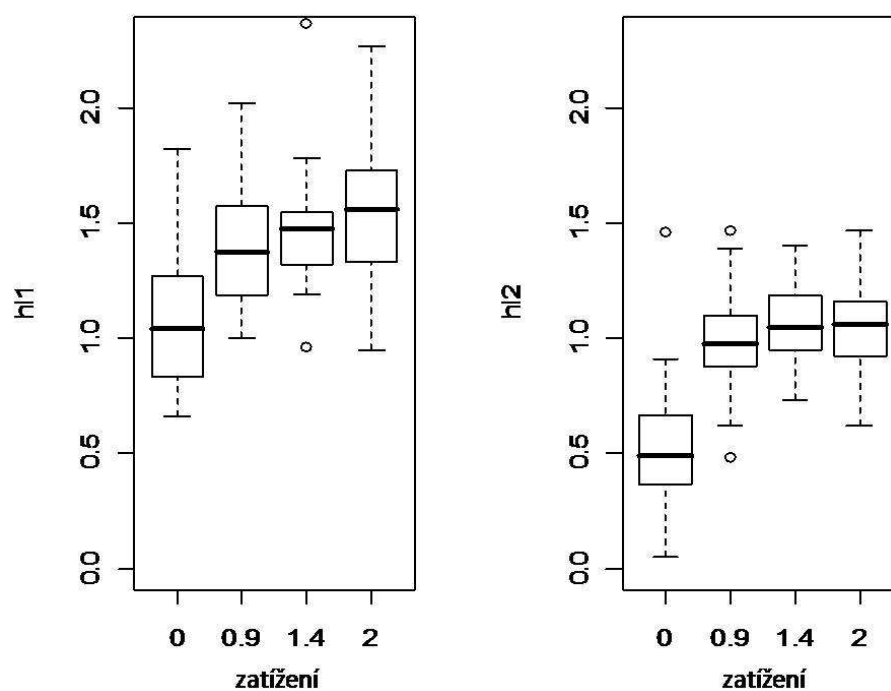
Tabulka 35: Obsah organického uhlíku v půdě a jeho poměr k obsahu dusíku při simulaci zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha⁻¹ v letech 2005 - 2007

hnojivo	hnůj+močůvka						kejda					
zatížení [DJ.ha ⁻¹]	0,9		1,4		2		0,9		1,4		2	
odběrová hloubka	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
	C_{ox} [%]											
2005	1,43	0,99	1,46	1,05	1,67	1,08	1,44	1,06	1,49	1,03	1,53	1,06
2006	1,12	0,84	1,32	1,07	1,36	1,09	1,21	0,99	1,34	0,92	1,26	0,86
2007	1,67	0,94	1,49	1,12	1,73	1,03	1,51	1,06	1,67	1,19	1,56	1,23
	C_{ox}/N											
2005	8,8	8,7	8,8	8,7	8,8	8,7	8,8	8,7	8,8	8,7	8,8	8,7
2006	7,9	7,8	8,5	9,1	9,0	10,0	7,7	8,3	8,4	7,3	7,9	7,2
2007	9,7	8,8	8,5	9,2	9,4	8,8	8,6	8,5	9,6	10,3	9,3	9,5

Aplikací hnojiv došlo k průkaznému zvýšení organického uhlíku v půdě ($F = 48,70$; $P < 0,001$), v roce 2005 se obsah zvýšil o 0,33 % C, v roce 2006 došlo k mírnému poklesu (rozdíly nebyly průkazné) a v roce 2007 byl již obsah vyšší o 0,41 % C oproti roku 2004. Obsah organického uhlíku s hloubkou klesal ($F = 174,24$; $P < 0,001$), ve druhé odběrové hloubce byl aplikací organických hnojiv obsah zvýšen ve všech letech ($P < 0,001$), viz graf 25. Typ hnojiva ani dávka neměly na obsah organického uhlíku vliv, ke zvýšení došlo u všech variant v obou odběrových hloubkách (graf 26). Vlivem aplikace hnojiv se tedy obsah organického uhlíku zvýšil na kategorii střední. Poměr organického uhlíku k celkovému dusíku se v roce 2005 zvýšil ($P = 0,021$), v roce 2006 nebyly změny významné a v roce 2007 došlo opět ke zvýšení poměru ($P = 0,0001$) oproti roku 2004. U aplikace hnoje s močůvkou byl poměr nepatrně vyšší ($P = 0,12$).



Graf 25: Obsah organického uhlíku (%) v hloubce do 0,15 m (odběrová hloubka 1) a v hloubce 0,15 - 0,30 m (odběrová hloubka 2) v letech 2004 - 2007



Graf 26: Obsah organického uhlíku (%) při simulovaném zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 $DJ \cdot ha^{-1}$ v hloubce do 0,15 m (odběrová hloubka 1) a v hloubce 0,15 - 0,30 m (odběrová hloubka 2)

Při vyhodnocení vztahů organického uhlíku a jednotlivých makroprvků a mikroelementů byly v našich podmínkách zjištěny následující korelační koeficienty (viz tabulka 36):

Tabulka 36: Korelační koeficienty pro celkový obsah uhlíku a jednotlivé makroprvky a mikroelementy

	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu
C _{ox}	0,95	0,43	0,61	0,47	0,54	0,43	0,75	0,51	-0,40

Humusové látky

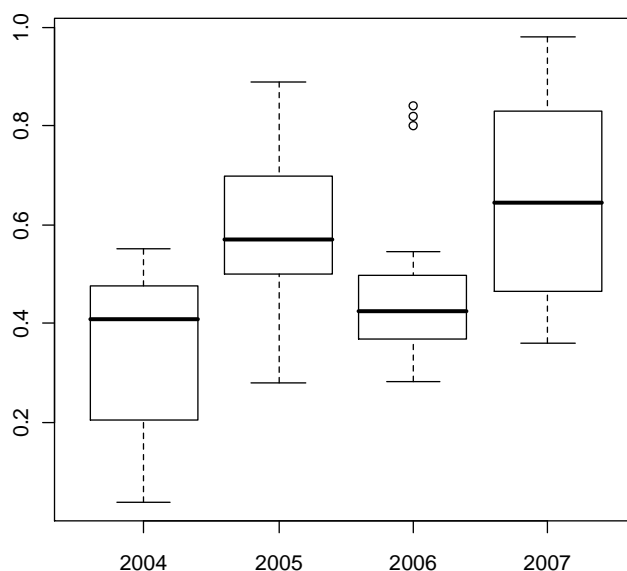
Průměrný obsah humusových látek v půdě byl před zahájením pokusu 0,51 % v hloubce do 0,15 m (odběrová hloubka 1) a 0,25 % v hloubce 0,15 - 0,30 m (odběrová hloubka 2). Zastoupení huminových kyselin bylo 0,23 % v první a 0,11 % v druhé odběrové hloubce a zastoupení fulvokyselin 0,28 % v první a 0,14 % v druhé odběrové hloubce. Průměrný obsah humusových látek, huminových kyselin a fulvokyselin u jednotlivých variant pokusu je uveden v tabulce 37.

Tabulka 37: Obsah humusových látek, huminových kyselin a fulvokyselin v půdě při simulaci zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha⁻¹ v letech 2005 - 2007

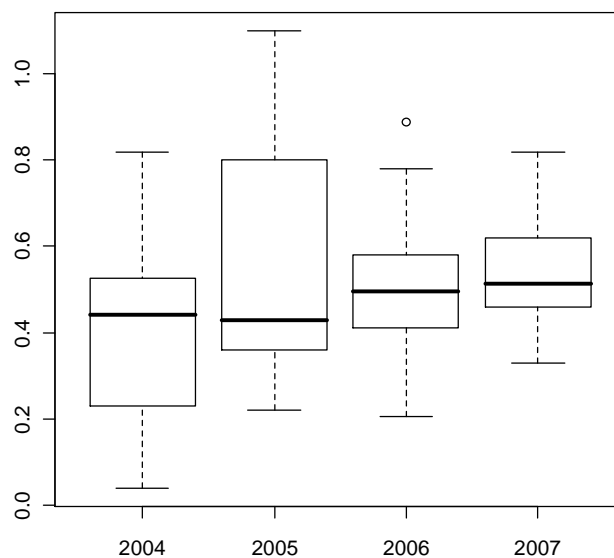
hnojivo	hnůj+močůvka						kejda					
	0,9		1,4		2		0,9		1,4		2	
zatížení [DJ.ha ⁻¹]												
odběrová hloubka	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
	C_{HL} [%]											
2005	0,40	0,31	0,59	0,43	0,82	0,66	0,47	0,42	0,73	0,52	0,80	0,56
2006	0,44	0,41	0,53	0,47	0,62	0,78	0,58	0,40	0,57	0,35	0,47	0,46
2007	0,59	0,46	0,56	0,47	0,74	0,51	0,69	0,56	0,75	0,45	0,87	0,78
	C_{HK} [%]											
2005	0,16	0,14	0,27	0,22	0,39	0,30	0,23	0,21	0,33	0,32	0,40	0,30
2006	0,20	0,21	0,24	0,23	0,30	0,35	0,31	0,21	0,29	0,17	0,24	0,21
2007	0,24	0,22	0,25	0,23	0,30	0,23	0,31	0,26	0,34	0,25	0,40	0,35
	C_{FK} [%]											
2005	0,24	0,17	0,32	0,20	0,43	0,36	0,25	0,21	0,39	0,19	0,40	0,26
2006	0,24	0,20	0,29	0,25	0,32	0,43	0,27	0,19	0,28	0,17	0,23	0,25
2007	0,36	0,23	0,31	0,24	0,45	0,28	0,38	0,31	0,41	0,20	0,47	0,43

Obsah HL byl ve druhé odběrové hloubce nižší ($F = 47,14$; $P < 0,001$), jak odpovídá přirozenému stavu půd. Vlivem aplikace organických hnojiv došlo ke zvýšení humusových látek v půdě, rozdíly vůči roku 2004 byly průkazně významné ($F = 14,66$;

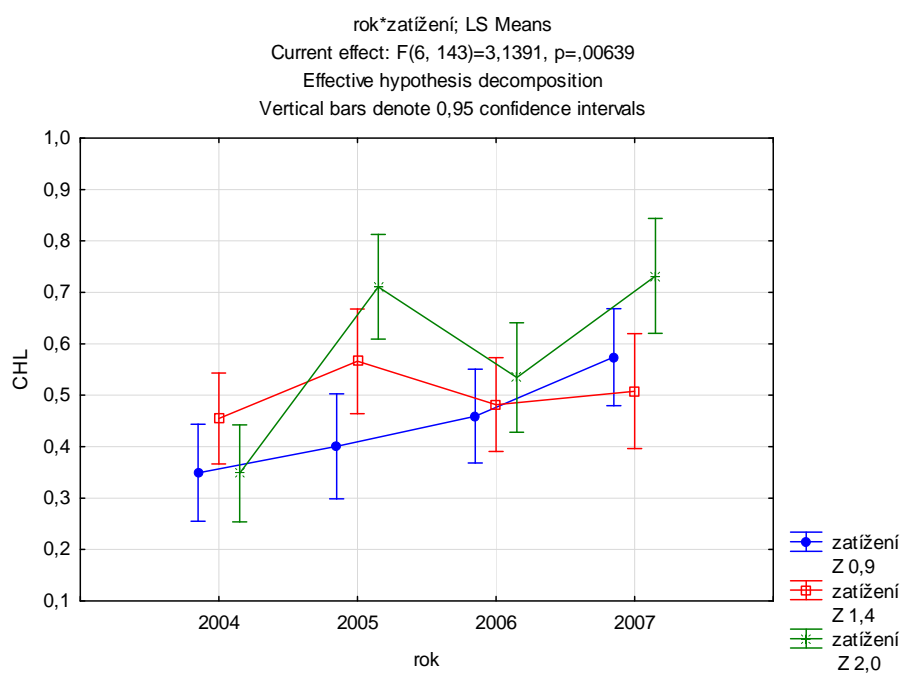
$P < 0,001$). Také byla zjištěna rozdílná reakce vlivem typu hnojiva (viz graf 27 a 28), zatímco při aplikaci hnoje s kombinací močůvky zvýšení obsahu humusových látek nebylo průkazné, tak při aplikaci kejdy byl v roce 2005 i 2007 nárůst průkazný ($P < 0,001$). Na obsah humusových látek měla také vliv dávka hnojiva ($F = 3,14$; $P = 0,006$; graf 29), obsah HL byl u zatížení $2,0 \text{ DJ} \cdot \text{ha}^{-1}$ průkazně vyšší ($P < 0,001$) než u zatížení $0,9 \text{ DJ} \cdot \text{ha}^{-1}$. Při zatížení $0,9 \text{ DJ} \cdot \text{ha}^{-1}$ došlo k průkaznému zvýšení obsahu humusových látek až v roce 2007, kdežto u zatížení $2,0 \text{ DJ} \cdot \text{ha}^{-1}$ hned v roce 2005 (v roce 2006 došlo k poklesu a v roce 2007 opět k průkaznému zvýšení oproti roku 2004). U zatížení $1,4 \text{ DJ} \cdot \text{ha}^{-1}$ nebyly rozdíly v letech významné.



Graf 27: Obsah humusových látek v půdě (%) při aplikaci kejdy ve sledovaných letech 2004 -2007



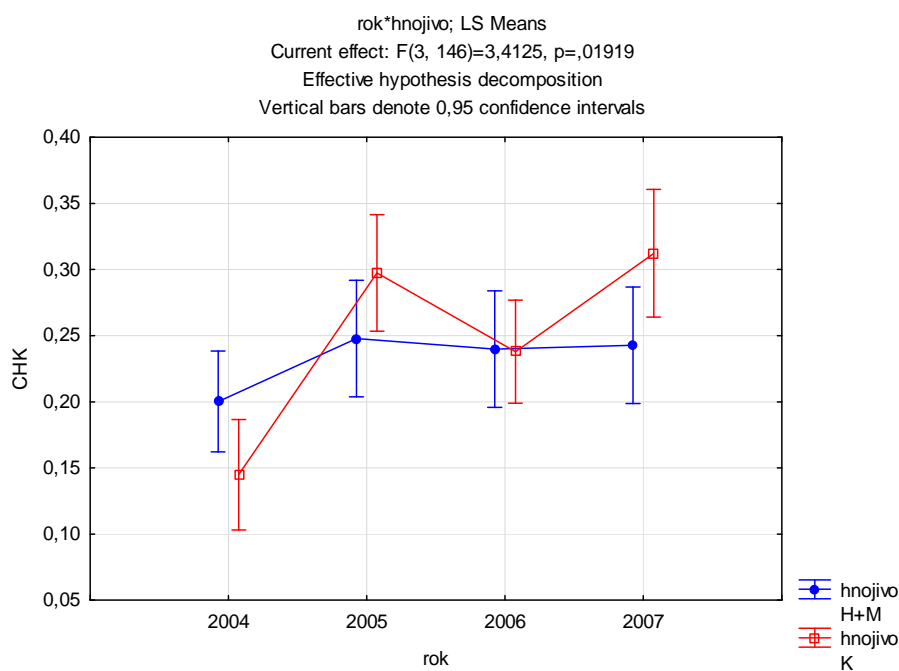
Graf 28: Obsah humusových látek v půdě (%) při aplikaci hnoje s močůvkou ve sledovaných letech 2004 - 2007



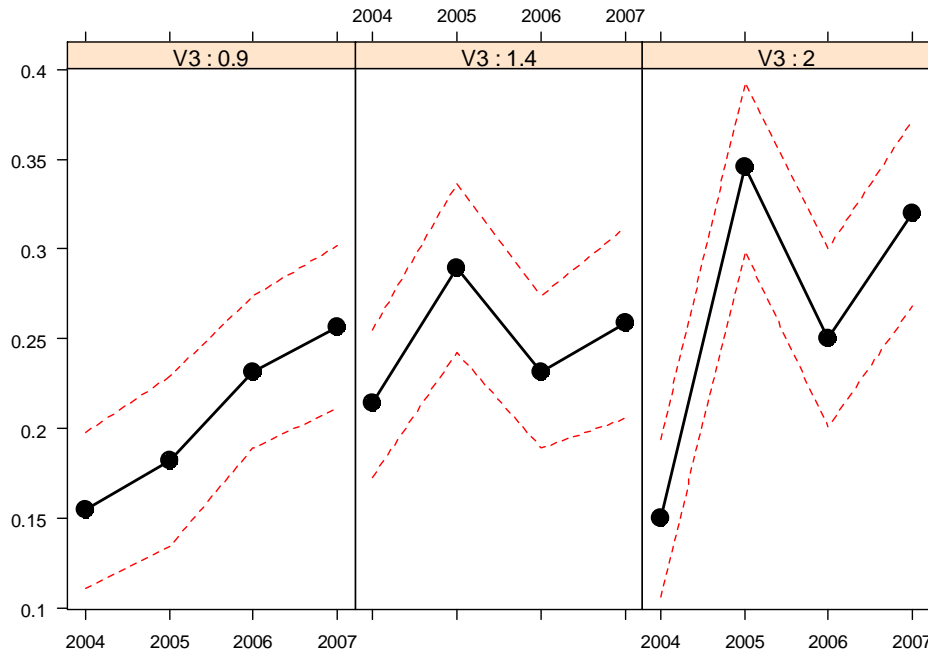
Graf 29: Obsah humusových látek v půdě (%) při simulovaném zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha⁻¹

Na obsah huminových kyselin se stejně jako u obsahu humusových látek projevil průkazný vliv ročníku ($F = 12,78$; $P < 0,001$), zatížení ($F = 6,54$; $P = 0,0019$), odběrové hloubky ($F = 24,52$; $P < 0,001$) a kombinace roku a hnojiva ($F = 3,41$; $P = 0,019$) a roku a zatížení ($F = 3,53$; $P = 0,0028$). Vlivem aplikace hnojiv vzrostl

obsah huminových kyselin (rozdíl roků s aplikací oproti roku 2004; $P < 0,001$), při simulaci zatížení $1,4 \text{ DJ}\cdot\text{ha}^{-1}$ a $2,0 \text{ DJ}\cdot\text{ha}^{-1}$ byl průkazně vyšší obsah než u zatížení $0,9 \text{ DJ}\cdot\text{ha}^{-1}$ ($P < 0,001$). Reakce na druh aplikovaných hnojiv vyplývá z obsahu humusových látek – k průkaznému zvýšení došlo u aplikace kejdy v letech 2005 a 2007 ($P < 0,001$), u aplikace hnoje s močůvkou k průkazným změnám nedošlo (viz graf 30). Obsah huminových kyselin při simulaci odstupňovaného zatížení v jednotlivých letech pokusu je uveden na grafu 31. Při zatížení $0,9 \text{ DJ}\cdot\text{ha}^{-1}$ došlo k průkaznému zvýšení až po třetí aplikaci hnojiv, kdežto u zatížení $2,0 \text{ DJ}\cdot\text{ha}^{-1}$ po první aplikaci, poté došlo ke snížení a opětovnému zvýšení obsahu huminových kyselin v roce 2007.

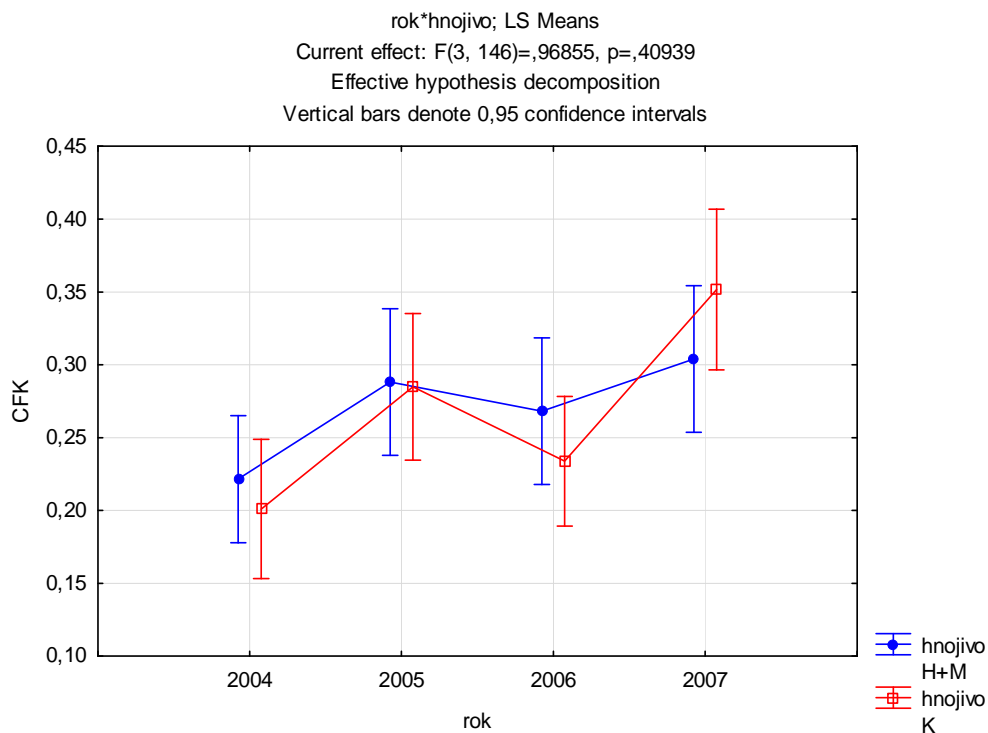


Graf 30: Obsah huminových kyselin (%) při aplikaci hnoje s močůvkou (H+M) a kejdy (K) v letech sledování 2004 - 2007

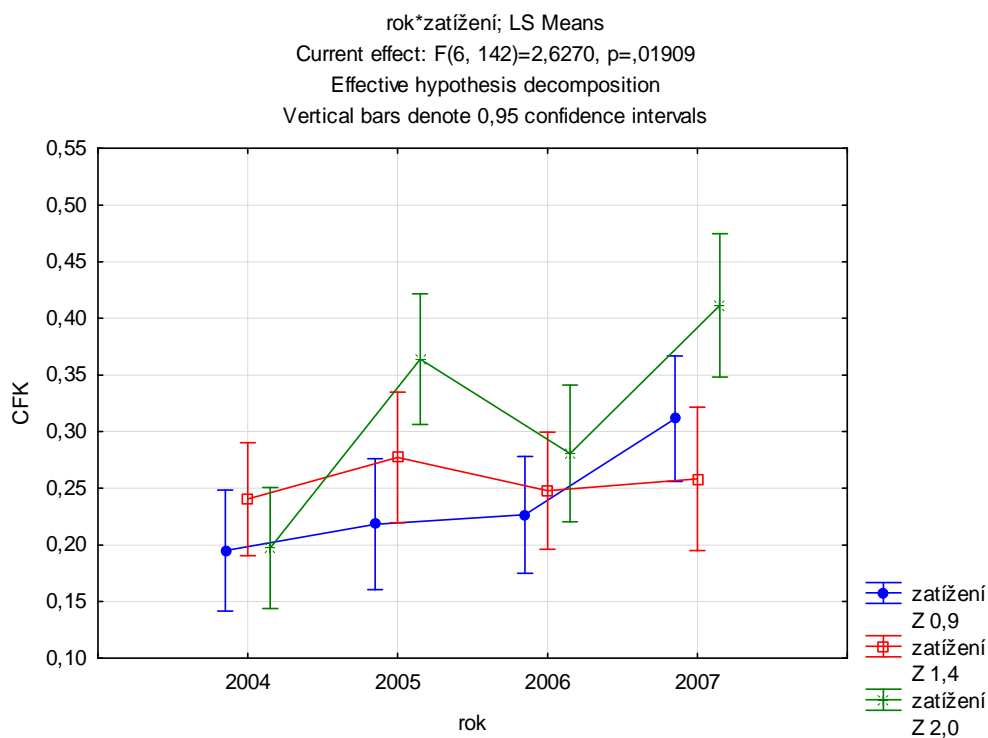


Graf 31: Obsah huminových kyselin v půdě (%) při simulovaném zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha⁻¹ v letech 2004 - 2007

Obsah fulvokyselin se také aplikací organických hnojiv zvýšil (vliv ročníku $F = 7,79$; $P < 0,001$), v roce 2005 došlo k jejich zvýšení ($P = 0,011$), následující rok došlo k poklesu obsahu a v roce 2007 opět k navýšení ($P < 0,0001$). Z grafu 32 je zřejmé, že typ hnojiva na obsah fulvokyselin vliv neměl. Při dávce simulující zatížení 2,0 DJ.ha⁻¹ byl obsah fulvokyselin průkazně vyšší ($P = 0,007$) než u zatížení 0,9 DJ.ha⁻¹ (vliv zatížení $F = 4,92$; $P = 0,008$) a, jak vyplývá z grafu 33, byla u tohoto zatížení průkazná variabilita obsahu mezi ročníky, kdy obsah fulvokyselin byl průkazně vyšší v roce 2005 ($P = 0,001$) a 2007 ($P < 0,0001$) než v roce 2004. V odběrové hloubce 0,15 - 0,30 m byl nižší obsah fulvokyselin než v povrchové vrstvě ($F = 37,36$; $P < 0,0001$).



Graf 32: Obsah fulvokyselin v půdě (%) při aplikaci hnoje s močůvkou (H+M) a kejdy (K) v letech sledování 2004 – 2007



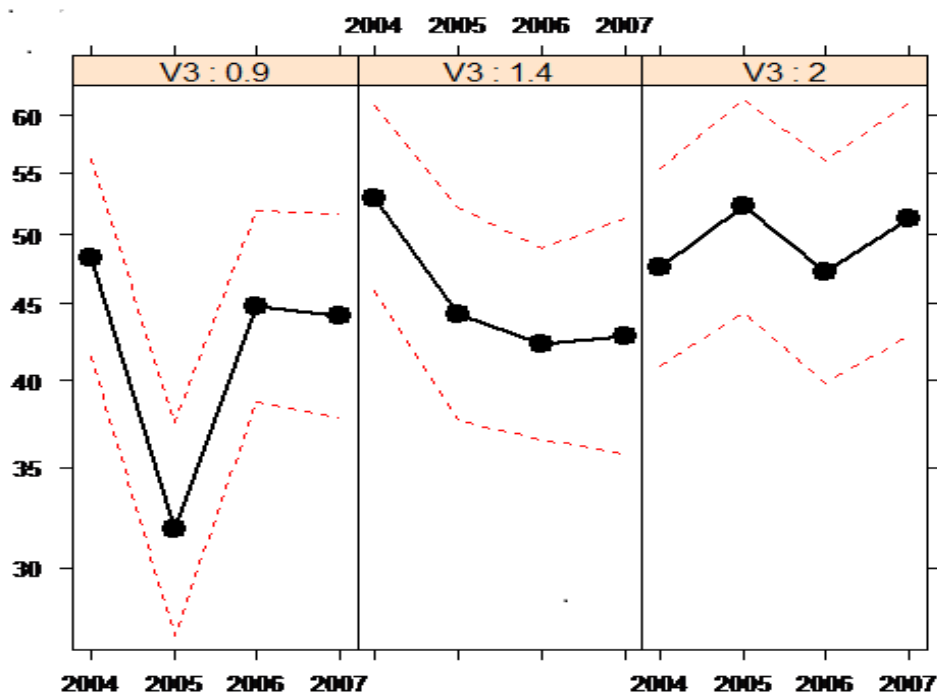
Graf 33: Obsah fulvokyselin v půdě (%) při simulovaném zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha⁻¹ v letech 2004 - 2007

Z celkového organického uhlíku bylo před zahájením pokusu 49 % v obou odběrových hloubkách ve formě humusových látek. Poměr humusových látek k celkovému organickému uhlíku (stupeň humifikace I – dle Metodiky VÚRV, Kunzová *et al.*, 2014) v půdě během let sledování je uveden v tabulce 38.

Tabulka 38: Stupeň humifikace I (%) při simulaci zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha⁻¹ v hloubce do 0,15 m (odběrová hloubka 1) a v hloubce 0,15 - 0,30 m (odběrová hloubka 2) v letech 2005 - 2007

hnojivo	hnůj+močůvka						kejda					
zatížení [DJ.ha ⁻¹]	0,9		1,4		2		0,9		1,4		2	
odběrová hloubka	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
	C_{HI}/C_{ox} [%]											
2005	27	29	41	40	48	58	33	39	48	48	50	53
2006	38	51	41	48	42	53	49	43	43	39	43	53
2007	37	49	42	43	46	44	45	45	57	39	52	60

Aplikací hnojiv došlo u simulace zatížení 0,9 DJ.ha⁻¹ a 1,4 DJ.ha⁻¹ ke snížení stupně humifikace I, kdežto u zatížení 2,0 DJ.ha⁻¹ zůstal stejný ($F = 2,53$; $P = 0,024$). Vliv aplikace odstupňované dávky ve sledovaných letech je uveden na grafu 34.



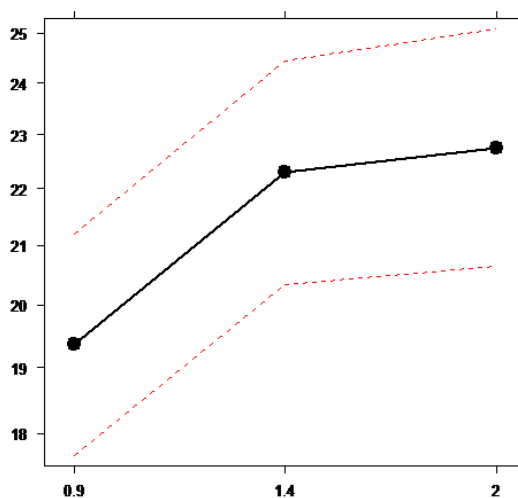
Graf 34: Stupeň humifikace I (%) při simulovaném zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha⁻¹ v letech 2004 - 2007

Zastoupení huminových kyselin v celkovém organickém uhlíku v půdě před zahájením pokusu bylo 21 %, stupeň humifikace II (Metodika VÚRV, Kunzová *et al.*, 2014) na ploše byl tedy střední. Stupeň humifikace II u jednotlivých variant pokusu v letech aplikace organických hnojiv jsou uvedeny v tabulce 39.

Tabulka 39: Stupeň humifikace II při simulaci zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha⁻¹ v hloubce do 0,15 m (odběrová hloubka 1) a v hloubce 0,15 - 0,30 m (odběrová hloubka 2) v letech 2005 - 2007

hnojivo	hnůj+močůvka						keřda					
zatížení [DJ.ha ⁻¹]	0,9		1,4		2		0,9		1,4		2	
odběrová hloubka	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
	C_{HK}/C_{ox} [%]											
2005	10	13	19	21	23	26	16	19	22	30	25	28
2006	17	26	18	23	20	24	25	23	22	19	22	24
2007	15	24	19	21	18	20	20	22	26	21	24	28

Stupeň humifikace II u simulace zatížení 1,4 DJ.ha⁻¹ a 2,0 DJ.ha⁻¹ mírně vzrostl (F = 3,63; P = 0,029; graf 35), ostatní parametry neměly na stupeň humifikace vliv.



Graf 35: Stupeň humifikace II (%) při simulovaném zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha⁻¹

Průměrný poměr HK/FK byl před zahájením pokusu 0,81 v hloubce do 0,15 m (odběrová hloubka 1) a 0,80 v hloubce 0,15 – 0,30 m (odběrová hloubka 2). Poměr humusových látek u jednotlivých variant pokusu v letech aplikace organických hnojiv je uveden v tabulce 40.

Tabulka 40: Poměr HK/FK při simulaci zatížení 0,9; 1,4a 2,0 DJ.ha⁻¹ v hloubce do 0,15 m (odběrová hloubka 1) a v hloubce 0,15 - 0,30 m (odběrová hloubka 2) v letech 2005 - 2007

hnojivo	HK/FK											
	hnůj+močůvka						kejda					
	0,9		1,4		2		0,9		1,4		2	
zátížení [DJ.ha ⁻¹]												
odběrová hloubka	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
2005	0,64	0,87	0,89	1,29	0,92	0,82	0,98	1,02	0,85	1,66	1,00	1,14
2006	0,88	1,08	0,86	0,97	0,97	0,87	1,16	1,12	1,04	1,03	0,99	0,87
2007	0,66	0,96	0,82	0,98	0,67	0,78	0,80	0,98	0,83	1,30	0,85	0,84

Poměr huminových kyselin a fulvokyselin byl v roce 2006 průkazně vyšší než v roce 2004 ($F = 4,39$; $P = 0,046$) a u zatížení 1,4 DJ.ha⁻¹ byla zjištěna tendence k vyššímu zastoupení huminových kyselin než u zatížení 0,9 DJ.ha⁻¹ ($F = 3,84$; $P = 0,084$).

Při vyhodnocení vztahů humusových látek, huminových kyselin a fulvokyselin s jednotlivými makroprvky a mikroelementy byly v našich podmínkách zjištěny následující korelační koeficienty (viz tabulka 41):

Tabulka 41: Korelační koeficienty pro humusové látky, huminové kyseliny a fulvokyseliny s jednotlivými makroprvky a mikroelementy

	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu
C _{HL}	0,80	0,27	0,42	0,46	0,48	0,56	0,56	0,50	-0,11
C _{HK}	0,42	0,37	0,32	0,04	0,27	0,27	0,24	0,27	-0,16
C _{FK}	0,79	0,43	0,48	0,42	0,50	0,58	0,55	0,61	0,00

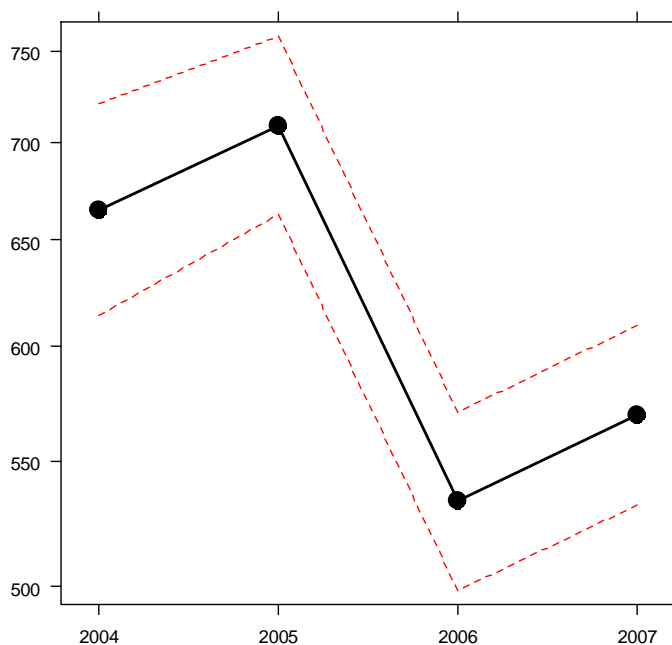
Primární organická hmota

Průměrný obsah uhlíku v labilní formě (C_{hws}) byl před zahájením pokusu 689 mg.kg⁻¹ v hloubce do 0,15 m a 613 mg.kg⁻¹ v hloubce 0,15 - 0,30 m. Obsah nejlabilnější složky organické hmoty půd (C_{cws}) byl před zahájením pokusu 242 mg.kg⁻¹ v hloubce do 0,15 m a 209 mg.kg⁻¹ v hloubce 0,15 - 0,30 m. Průměrné hodnoty obsahů labilních složek organické hmoty během let s aplikací hnojiv jsou uvedeny v tabulce 42.

Tabulka 42: Průměrný obsah labilní organické hmoty (C_{hws} , C_{cws}) v půdě při simulaci zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha⁻¹ v hloubce do 0,15 m (odběrová hloubka 1) a v hloubce 0,15 - 0,30 m (odběrová hloubka 2) v letech 2005 - 2007

hnojivo	hnůj+močůvka						kejda					
zatížení [DJ.ha ⁻¹]	0,9		1,4		2		0,9		1,4		2	
odběrová hloubka	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
	C_{hws} [mg.kg⁻¹]											
2005	831	617	842	604	888	655	736	656	785	636	769	568
2006	598	447	600	481	504	471	567	559	574	546	610	472
2007	638	453	686	476	617	548	561	446	773	554	457	625
	C_{cws} [mg.kg⁻¹]											
2005	296	193	307	209	288	191	221	190	231	195	235	164
2006	217	148	207	169	258	158	222	201	233	251	233	177
2007	185	171	256	180	165	133	158	225	213	203	243	288

Obsah labilního uhlíku C_{hws} se aplikací organických hnojiv v roce 2005 mírně zvýšil, v roce 2006 a 2007 pak průkazně poklesl (vliv ročníku $F = 14,66$; $P < 0,001$; graf 36), v odběrové hloubce 0,15 - 0,30 m byl obsah C_{hws} průkazně nižší ($F = 27,08$; $P < 0,001$). Typ hnojiva ani dávka na obsah C_{hws} vliv neměly. Na nejlabilnější složku organické hmoty půdy C_{cws} se neprojevil vliv žádného ze sledovaných parametrů, pouze v odběrové hloubce 0,15 - 0,30 byl obsah C_{cws} průkazně nižší ($F = 6,98$; $P = 0,009$).



Graf 36: Obsah labilního uhlíku C_{hws} (mg.kg⁻¹) ve sledovaných letech 2004 - 2007

Při vyhodnocení vztahů labilních forem organického uhlíku a jednotlivých makroprvků a mikroelementů byly v našich podmínkách zjištěny následující korelační koeficienty (viz tabulka 43):

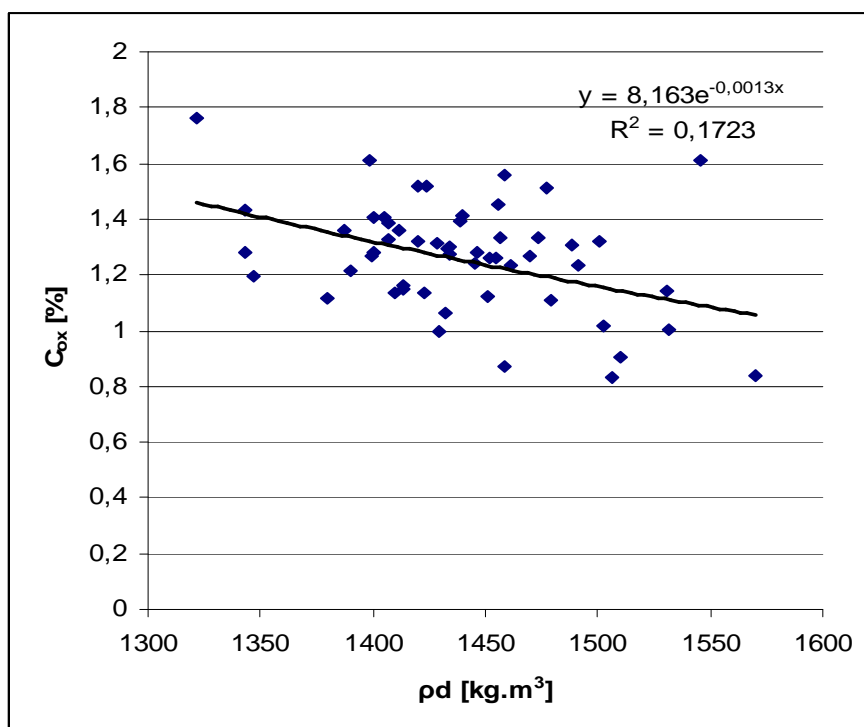
Tabulka 43: Korelační koeficienty pro labilní formy uhlíku s jednotlivými makroprvky a mikroelementy.

	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu
C _{hws}	0,37	0,26	0,11	-0,18	0,15	0,07	0,10	0,19	0,08
C _{cws}	0,24	0,10	0,07	0,22	0,13	0,18	0,25	0,08	0,17

6 DISKUSE

6.1 Fyzikální charakteristiky půdy

Jak vyplývá z výsledků, nebyl zjištěn průkazný vliv aplikovaných hnojiv, popř. jejich dávky, na objemovou hmotnost redukovanou. To uvádí i Mestdagh *et al.* (2006), kteří také u polopřirozených travních porostů nezjistili tendenci změny objemové hmotnosti vlivem využívání, ačkoliv u intenzivně zemědělsky využívaných travních porostů ji našli. Během sledování však došlo k mírnému snížení objemové hmotnosti, jak aplikací organických hnojiv řada autorů potvrzuje (např. Miller *et al.*, 2002 b). Nyiraneza *et al.* (2009) po 6 letech aplikace hnoje skotu také nezjistili, jako v našem případě, snížení průkazné. Uvádějí, že pro průkazné snížení objemové hmotnosti je zapotřebí vyšších dávek než 30 t.ha^{-1} (ať už hnoje nebo kejdy skotu). Naše nejvyšší dávky byly sice pod touto hranicí, přesto však reakce půdy pod travními porosty nemusí být stejná, jako reakce obdělávaných půd, z jejichž výsledků Nyiraneza *et al.* (2009) vycházejí. Van Eekeren *et al.* (2010) pro objemovou hmotnost půd uvádějí silnou korelaci s horkou vodou extrahovatelným uhlíkem a půdní organickou hmotou. Při vyhodnocení našeho pokusu byla korelace objemové hmotnosti s organickým uhlíkem - 0,42 (graf 37), s horkou vodou extrahovatelným uhlíkem se závislost nepotvrdila. Bhogal *et al.* (2009) pro ornou půdu přímo vyčíslují snížení objemové hmotnosti s dodáním organického uhlíku. Ale van Eekeren *et al.* (2009) pod travními porosty zjistili jen tendenci ke snížení objemové hmotnosti vlivem aplikace chlévského hnoje, která se však neprojevila u aplikace kejdy skotu. V našich podmínkách byla reakce půdy opačná, tendence ke snížení objemové hmotnosti byla viditelná spíše při aplikaci kejdy. Této skutečnosti odpovídá vyšší pórovitost u parcel hnojených kejdou než u ploch hnojených kombinací hnoje a močůvky. U konkrétních variant došlo k nejvyšším zvýšením pórovitosti při aplikaci hnoje s močůvkou se simulací zatížení $1,4 \text{ DJ.ha}^{-1}$ (2,6 %) a u aplikace kejdy simulující zatížení $2,0 \text{ DJ.ha}^{-1}$ (2,1 %), Riley *et al.* (2008) považují za významnou změnu, kterou lze obhospodařováním dosáhnout 4 %. Jak je z uvedených výsledků zřejmé, vyšší dávky kejdy měly jak na objemovou hmotnost, tak na pórovitost pozitivní vliv. Nebyly tedy tak vysoké, aby docházelo k negativním změnám struktury půdy (Krejčíř a Římovský, 1980; Wang *et al.*, 2004).



Graf 37: Vztah objemové hmotnosti redukované a obsahu organického uhlíku v půdě v letech aplikace statkových hnojiv

Z výsledků vyplývá průkazné zvýšení zastoupení kapilárních pórů vlivem odstupňované dávky hnoje s močůvkou. To u obdělávané půdy potvrdili svými výsledky s aplikací hnoje i Schjønning *et al.* (1994), kteří však po 90 letech aplikace toto zvýšení zjistili i při aplikaci kejdy. Při jejich hodnocení vlivu aplikace organických hnojiv nedošlo ke změnám v zastoupení nekapilárních pórů. Zjištění Rose (1991), který vlivem dlouhodobé aplikace organických hnojiv na ornou půdu uvádí snížení zastoupení makropórů a zvýšení mikropórů v půdě, se projevilo v našich podmínkách jen u aplikace nejvyšší dávky hnoje s močůvkou.

Z půdních hydrolimitů se projevil průkazný vliv pouze na zvýšení retenční vodní kapacity se stupňovanou dávkou hnoje a močůvky. Miller *et al.* (2002 a) uvádějí, že zvýšení retenční vodní kapacity v půdách hnojených organickými hnojivy je znakem změn v půdní agregaci a struktuře, celkové pórovitosti a rozdělení velikosti pórů způsobených dodáním organického uhlíku stejně jako přímým efektem organického uhlíku, který má větší vodní adsorpci díky vysokému specifickému povrchu. To se v našich podmínkách u aplikace hnoje s močůvkou projevilo, bylo zde průkazné zvýšení zastoupení kapilárních pórů se zvyšující se dávkou, kterému odpovídalo zvyšování retenční vodní kapacity. U aplikace kejdy byly hodnoty obou parametrů ve střední

hodnotě, vliv dávky se nepotvrdil. Miller *et al.* (2002 a) u dlouhodobé aplikace (24 let) hnoje skotu v odstupňovaných dávkách na ornou půdu zjistili zvýšení o 5 - 48 % v porovnání s nehnojenou kontrolou. Také Ondrášek a Čunderlík (2012) u půdy pod travními porosty potvrdili zvyšování RVK se zvyšující dávkou hnoje. Khaleen *et al.* (1981) ve svém přehledu vlivu organických hnojiv uvádějí v 80 % sledování zvýšení retenční vodní kapacity.

V minimální vzdušné kapacitě obdělávané půdy nezjistili Miller *et al.* (2002 b) rozdíly u ploch hnojených kejdou skotu a nehnojených, pouze u zavlažovaných ploch s nejvyššími aplikovanými dávkami v hloubce 0 - 5 cm bylo průkazné snížení. Při porovnání našich hodnot ve svrchním horizontu v roce 2007 s nejvyšším zatížením je také neprůkazné snížení minimální vzdušné kapacity oproti předchozím rokům, ale, při porovnání dávek, jen u aplikace hnoje s močůvkou, u aplikace kejdy bylo snížení stejné u všech variant zatížení (přibližně 2 %).

6.2 Chemické vlastnosti půdy

6.2.1 Půdní reakce

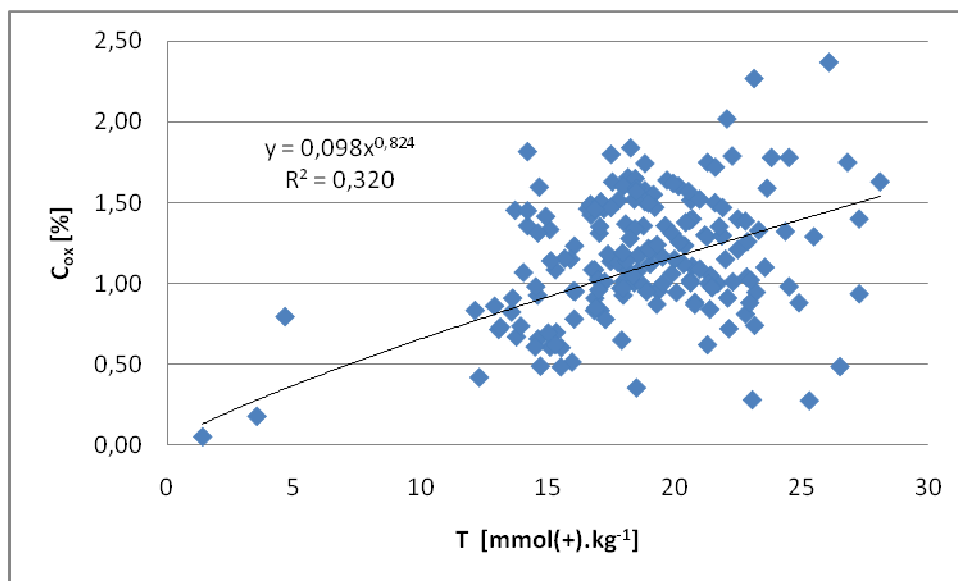
Na základě výsledků došlo v našich klimatických podmínkách po první aplikaci hnojiv ke snížení hodnot pH jak aktivní tak výměnné reakce půdy. V následujících letech se hodnota pH zvyšovala, kdy v roce 2007 výměnná reakce ještě nedosáhla výchozích hodnot a u aktivní již překročila. Ondrášek a Čunderlík (2008) u polopřirozených travních porostů Slovenské republiky při studiu obdobných dávek jako v našem pokusu (dávky hnoje odpovídající zatížení 1,0 a 2,0 DJ.ha⁻¹) zjistili zvýšení výměnné reakce při aplikaci obou dávek. Půdní pH jejich ploch však bylo ještě více acidické než v našich pokusech (u nehnojených ploch 3,9), proto se zřejmě input organické hmoty projevil rychleji než v našich podmínkách (jejich sledování také zahrnovalo tři vegetační sezóny).

6.2.2 Půdní sorpční komplex

Jak je z výsledků zřejmé aplikací organických hnojiv došlo ke zvýšení kationtové výměnné kapacity, což odpovídá přirozené reakci půd na dodání organického materiálu, který se vysokou sorpcí vyznačuje (Levi-Minzi *et al.*, 1986;

Roig *et al.*, 1988). Také Bulluck *et al.* (2002) již po dvou letech aplikace potvrdili na polních pokusech průkazné zvýšení kationtové výměnné kapacity půdy. Schjønning *et al.* (1994) uvádějí u polních pokusů po 90 letech aplikace zvýšení o 17 %, z našich výsledků vyplývá zvýšení kationtové výměnné kapacity mezi roky 2004 a 2007 o 42 %, i když průměrné navýšení aplikací hnojiv bylo 29 %. Jak je zřejmé z grafu 12, k nejvyššímu navýšení došlo první aplikací. Porost byl před zahájením pokusu využíván pastvou, tzn. živiny byly travním porostem jen odebírány a zpětně do půdy dodávány jen bodově výkaly skotu. Aplikací organických hnojiv došlo k přímému dodání materiálu s vysokou sorpcí, další roky již k tak vysokému nárůstu nedošlo a lze předpokládat postupné snižování rozdílů v navýšení sorpce až po ustálení nového stavu kationtové výměnné kapacity. U polních pokusů, z nichž Schjønning *et al.* (1994) vycházejí, je navíc dodaný organický materiál více vystaven procesům mineralizace vlivem obhospodařování půdy a tak u půdy pod travními porosty lze očekávat vyšší změny vlivem možnosti akumulace organické hmoty v půdě.

Ndayegamiye a Cote (1989) u dlouhodobých polních pokusů pro porovnání vlivu organických hnojiv zjistili, že kationtová výměnná kapacita půdy byla významně vyšší u ploch s aplikací chlévského hnoje oproti kontrole a plochám hnojeným prasečí kejdou. Z našich výsledků také vyplývá T nepatrně vyšší u aplikace hnoje s močůvkou než u aplikace kejdy, ale rozdíly nebyly průkazné. Bhogal *et al.* (2011) uvádí zvýšení T při zvyšování dávky organických hnojiv přibližně o 7 % na každých 10 t organického uhlíku aplikovaného ve statkových hnojivech. Sčítá zde dávky aplikované v jednotlivých letech (13 -14 dávek). Z našich výsledků byla patrná tendence spíše ke snížení se zvyšující se dávkou, ale hodnoty si byly velmi blízké a vliv aplikované dávky nebyl průkazný. Neprůkaznost zřejmě vyplývá z nízkých aplikovaných dávek, kdy i nejvyšší simulované zatížení odpovídalo dávkám pod $30 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (tzn. asi 1 - 2 t organického uhlíku $\cdot \text{ha}^{-1}$). Ale pravidelným dodáváním (navyšování dodaného organického uhlíku) docházelo k postupnému zvyšování T. Vztah obsahu organického uhlíku a kationtové výměnné kapacity v našich podmínkách je uveden na grafu 38. Zhang *et al.* (2015) u travních porostů se zvyšující dávkou hnojiv zjistil průkazné rozdíly v navýšení T i u dávek do $15 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$, což zřejmě odpovídá delší periodě sledování (půda byla vzorkována až po 10 letech hnojení stupňovanou dávkou ovčího hnoje).



Graf 38: Vztah kationtové výměnné kapacity a obsahu organického uhlíku

Se zvýšením kationtové výměnné kapacity se v půdě zvýšila i celková výměnná kyselost a obsah výměnných bazí. Zatímco obsah výměnných bazí se každým rokem aplikace navyšoval, výměnná kyselost byla v letech aplikace na stejné hladině, to znamená, že stupeň nasycení sorpčního komplexu se během doby zlepšoval.

6.2.3 Obsah živin

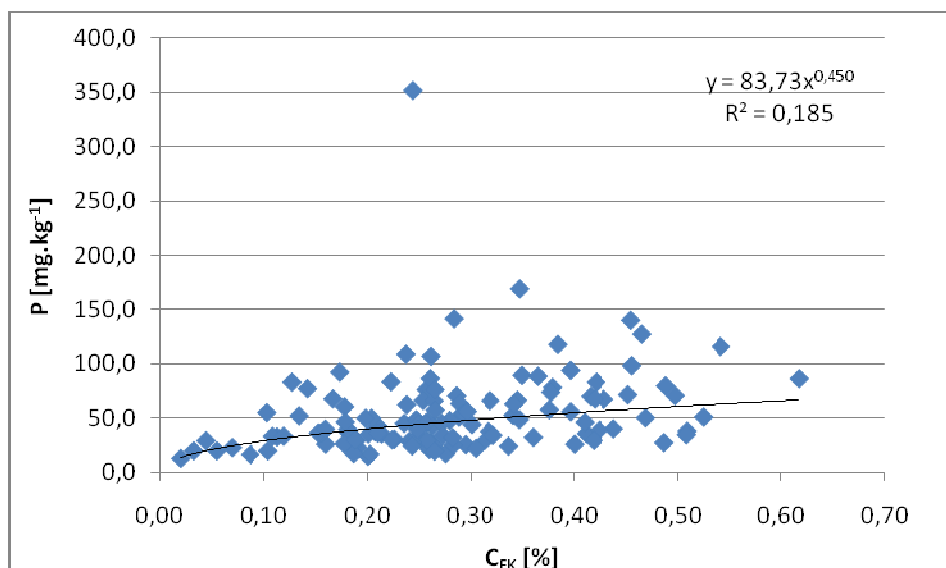
Makroelementy

Aplikace organických hnojiv primárně slouží k pokrytí potřeb živin pěstovaných plodin, popř. zlepšení půdních zásob těch prvků, které nejsou v optimu. Nadměrná akumulace živin může vést ke zvýšenému vyplavování dusičnanů, ztrátám fosforu a plynným emisím do atmosféry (Bhogal *et al.*, 2009).

Při hodnocení vlivu aplikace organických hnojiv na zásoby celkového dusíku Ndayegamie a Cote (1989) u dlouhodobých polních pokusů nezjistili rozdíly v obsahu celkového dusíku při odstupňovaných dávkách hnoje skotu a kejdy prasat. Oproti tomu Angers *et al.* (2009) uvádějí zvýšení zásob půdního dusíku při aplikaci 100 m³ vepřové kejdy na hektar na travní porosty o 1 200 kg.ha⁻¹ oproti nehnojené kontrole. Toto vysoké navýšení vyplývá jak z vysoké dávky hnojiva (doporučená dávka prasečí kejdy na travní porosty v našich podmínkách je 40 m³), tak ze skutečnosti, že prasečí kejda obsahuje více dusíku než kejda skotu. Angers *et al.* (2009) u krátkodobých pokusů zjistili, že zvýšení zásob dusíku odpovídalo 16 - 20 % dodaného množství dusíku

v hnojivech, u dlouhodobých pokusů uvádějí typickou retenci dusíku z kejdy prasat 15 - 50 %. Našemu pozorování jsou nejbližší výsledky Ondráška a Čunderlíka (2008) ze Slovenska, kteří na travní porost aplikovali téměř stejné dávky hnoje (odpovídající zatížením 1,0 a 2,0 DJ.ha⁻¹) a vyhodnocovali také tříleté období. Ve svém pokusu zjistili sice zvýšení celkového obsahu dusíku v půdě oproti nehnojené kontrole, ale toto zvýšení nebylo statisticky průkazné. V našich podmínkách bylo zvýšení průkazné v obou odběrových hloubkách (dávka ani typ hnojiva neměly na obsah dusíku vliv), což zřejmě vyplývá z nízké zásobenosti půd dusíkem před zahájením pokusu a proto průkazné odezvě při retenci dusíku vlivem aplikace hnojiv. Ondrášek a Čunderlík (2008) uvádějí u nehnojené kontroly obsah dusíku 0,26 % (obsah dusíku našich půd byl před zahájením pokusu poloviční), 0,29 % u dávky hnoje odpovídající zatížení 1,0 DJ.ha⁻¹ a 0,30 % u dávky hnoje odpovídající zatížení 2,0 DJ.ha⁻¹. Námi zjištěné nejvyšší hodnoty byly 0,19 % N.

Aplikace dávek organických hnojiv neměla v našich podmínkách vliv na zvýšení obsahu fosforu v půdě, jen tendenci ke zvýšení se zvyšující se dávkou. Ondrášek a Čunderlík (2008, 2012) zjistili průkazné zvýšení u aplikace dávky odpovídající zatížení 1,0 DJ.ha⁻¹, u vyšší dávky již byl obsah fosforu nižší. Stejně tak Dale *et al.* (2015) nezjistili vliv stupňované dávky kejdy na travní porosty na zvyšování obsahu fosforu v půdě. Také Nyiraneza *et al.* (2009) přestože aplikovali hnůj skotu na polní pokus, ale jejich dávky byly srovnatelné s našimi, nenalezli v obsahu fosforu průkazný rozdíl, i když po 28 letech aplikace hnoje uvádějí jeho zvýšení. Song *et al.* (2011) z dlouhodobých polních pokusů zjistili, že aplikace minerálních hnojiv s dodáním prasečího hnoje i přes zvýšení výnosů zvyšovala obsah fosforu v půdě a obsah jeho labilních forem, oproti variantám jen s aplikací minerálních hnojiv, které jen pokrývaly potřebu rostlin a udržovaly hladinu fosforu v půdě. Pozitivní vliv na mobilitu fosforu v půdě je přičítán obsahu fulvokyselin (Kužel *et al.*, 2008), z našich výsledků vyplývá koeficient korelace mezi obsahem fulvokyselin a obsahem přístupného fosforu 0,43 (viz graf 39).



Graf 39: Vztah obsahu přístupného fosforu a fulvokyselin

Obsah draslíku se aplikací organických hnojiv zvýšil v obou odběrových hloubkách. Vliv odstupňované dávky nebyl průkazný. Bhogal *et al.* (2011) uvádí zvýšení obsahu draslíku se zvyšující se dávkou a frekvencí aplikace. Ondrášek a Čunderlík (2008, 2012) při aplikaci hnoje na travní porosty nezjistili zvýšení obsahu draslíku, Dale *et al.* (2015) zaznamenali zvýšení s nejvyšší dávkou kejdy (průměrně $301,2 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$, což odpovídá dávce N $89,2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) ve vrstvě do 15 cm. Nyiraneza *et al.* (2009) u dlouhodobých polních pokusů uvádějí průkazné zvýšení obsahu draslíku. Z našich výsledků vyplývá vyšší obsah draslíku u ploch hnojených kombinací hnoje a močůvky (i když neprůkazný) než u ploch hnojených kejdou. To může být způsobeno jednak vyšším obsahem draslíku v hnoji než v kejdě a aplikací močůvky, která je na draslík také bohatá. Skutečnost, že se tak půdy u ploch hnojených kombinací hnoje a močůvky dostaly během tříletého období z nízké kategorie zásobenosti draslíkem do kategorie vysoké u všech odstupňovaných dávek, svědčí o tom, že by v našich podmínkách ani pro travní porosty nebyla vhodná každoroční aplikace hnoje (i při jeho dostatku, který v současné době nestačí ani na pokrytí potřeby orné půdy, jak uvádí Vaněk *et al.*, 2007), ale jeho periodické aplikaci po víceletém období.

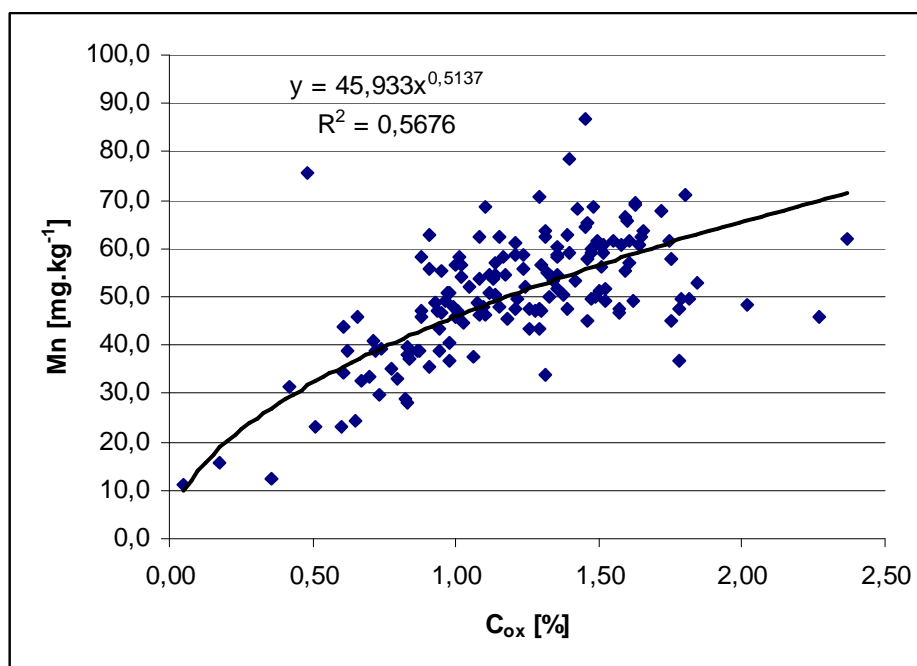
Obsah vápníku i hořčíku byl na konci pokusu v našich podmínkách průkazně vyšší než před jeho zahájením. Typ hnojiva ani jeho dávka neměly na obsah těchto živin vliv. Ondrášek a Čunderlík (2008, 2012) konstatovali vlivem aplikace hnoje jen zvýšení obsahu hořčíku. Dale *et al.* (2015) uvádějí postupné navyšování obsahu hořčíku během let aplikace kejdy (obsah vápníku nesledovali). U polních pokusů uvádějí Nyiraneza *et*

al. (2009), Edmeades (2003) i Bulluck *et al.* (2002) zvýšení obsahu obou živin. To že obsah vápníku i hořčíku zůstal na stejné hladině, popř. se zvýšil po třech letech aplikace, svědčí o vhodnosti dávky organických hnojiv, které nebyly natolik vysoké, aby nadbytek draslíku způsobil omezení příjmu hořčíku a vápníku rostlinami a jejich ztráty vyplavováním (Kayser a Isselstein, 2005).

Mikroelementy

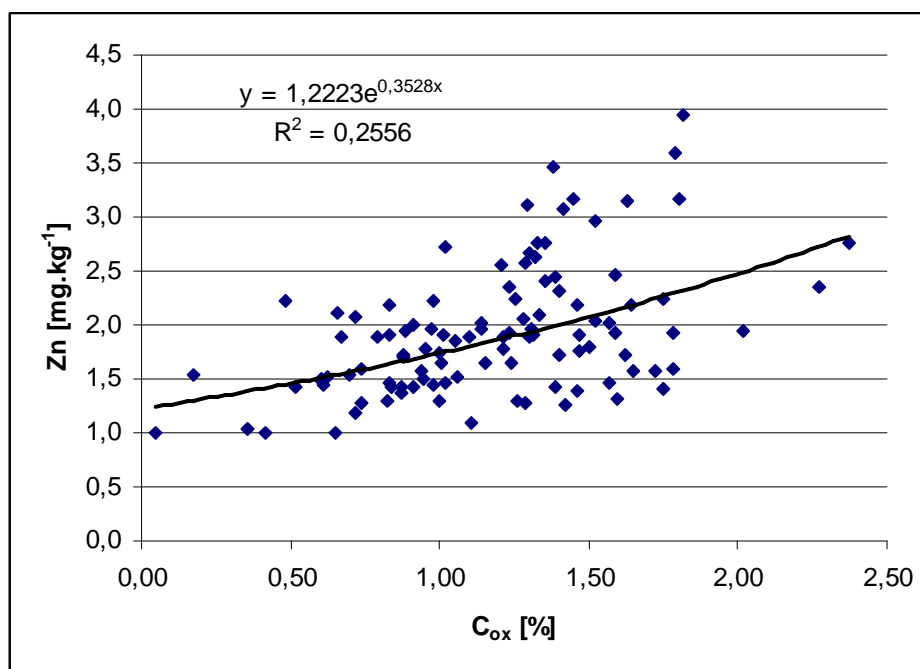
Aplikací organických hnojiv došlo v našich podmínkách ke zvýšení obsahu železa v půdě. Bulluck *et al.* (2002) po dvouleté aplikaci organických hnojiv na polní pokusy nezjistili rozdíly v obsahu železa, Nyiraneza *et al.* (2009) po dlouhodobé aplikaci uvádějí zvýšení o 1,7 %, ale nebylo průkazné. Obsah železa se v našem pokusu s další aplikací průkazně zvyšoval, u ploch s aplikací kejdy byl mírně vyšší a vlivem odstupňované dávky se také mírně zvyšoval. V roce 2007 byl průměrný obsah o 68 % vyšší.

Stejně jako obsah železa se v našich podmínkách aplikací statkových hnojiv v půdě zvýšil i obsah manganu, ke zvýšení došlo v obou odběrových hloubkách. Také Bulluck *et al.* (2002) po dvouleté aplikaci organických hnojiv na polní pokusy zjistili zvýšení obsahu manganu v půdě, zatímco u ploch hnojených minerálními hnojivy došlo k jeho snížení. Nyiraneza *et al.* (2009) u dlouhodobých polních pokusů uvádějí zvýšení obsahu manganu o 17 %, které však nebylo na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ průkazné. Parylak *et al.* (2000) zjistili dva roky po aplikaci organických hnojiv (v rámci osevního postupu) zvýšení o 7,8 % oproti plochám hnojeným minerálními hnojivy. Fu *et al.* (2012) při aplikaci ovčívho hnoje na travní porosty také zjistili zvýšení rostlinám přístupného manganu, které může být vlivem dávky navýšeno až o 48 %. V našich podmínkách došlo ke zvýšení o 46 % oproti roku 2004. Dávka hnojiva neměla na obsah manganu vliv, ale obsah manganu při simulovaném zatížení 2,0 DJ.ha⁻¹ byl u ploch hnojených kejdou průkazně vyšší než u ploch hnojených kombinací močůvky a hnoje. Problematikou trvalých travních porostů se zabývali Kopeć a Gondek (2004), při dlouhodobé aplikaci minerálních hnojiv zjistili snížení obsahu manganu v půdě. Tendence snižování obsahu manganu je v letech aplikace viditelná i v povrchové vrstvě našich ploch, ale obsah byl stále vyšší než před zahájením pokusu. Wisniowska-Kielian a Pazdziorko (2004) pro obsah manganu v půdě horských travních porostů Polska uvádějí korelaci s obsahem organického materiálu v půdě. Koeficient korelace těchto půdních parametrů v našich podmínkách byl 0,75, jejich vztah je uveden v grafu 40.



Graf 40: Vztah obsahu manganu a obsahu organického uhlíku v půdě

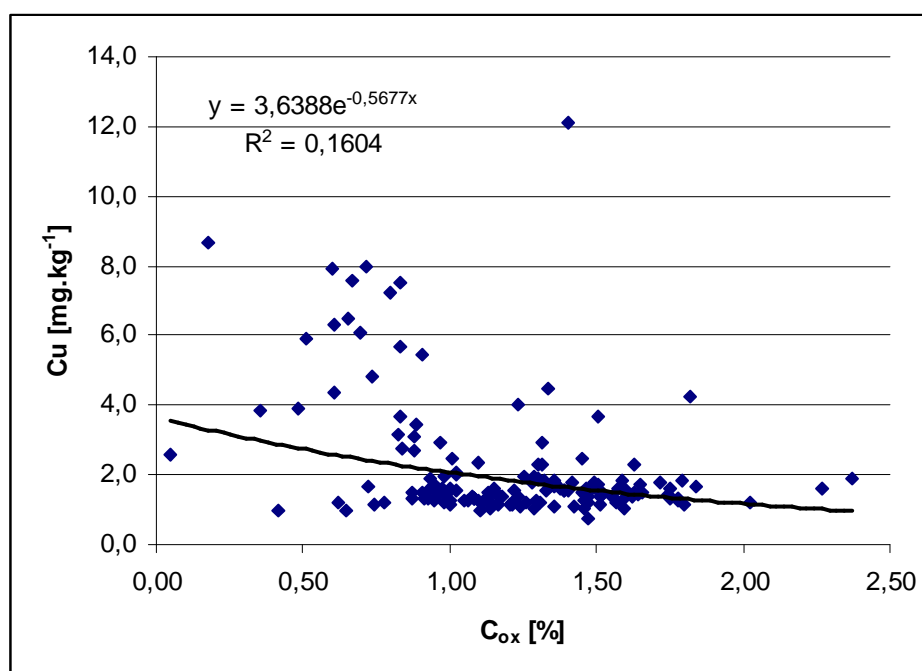
Vlivem aplikace organických hnojiv došlo v našich podmínkách ke zvýšení obsahu zinku v půdě. Typ hnojiva ani dávka neměly průkazný vliv. Bulluck *et al.* (2002) po dvou letech aplikace hnojiv v minerální nebo organické formě nezjistili vliv na obsah zinku v půdě polních pokusů. Z některých dlouhodobých polních pokusů vyplývá zvýšení obsahu zinku v půdě (Nyiraneza *et al.*, 2009; Johnston, 1997) vlivem aplikace hnoje skotu. Gondek a Filipek-Mazur (2005) také pro aplikaci hnoje potvrdili zvýšení, ale při aplikaci kejdy již zvýšení nebylo průkazné. Parylak *et al.* (2000) zjistili dva roky po aplikaci organických hnojiv (v rámci osevního postupu) zvýšení obsahu zinku o 13,8 % oproti plochám s aplikací minerálních hnojiv. V našem pokusu došlo k navýšení o 31,7 %. Oproti tomu Saviozzi *et al.* (1999) po 12 letech aplikace chlévského hnoje u polních pokusů uvádějí snížení koncentrace zinku. U půd trvalých travních porostů Kopeček a Gondek (2004) s aplikací minerálních hnojiv zjistili snížení obsahu zinku. Škarpa *et al.* (2011) u trvalých travních porostů s aplikací minerálních i organických hnojiv nezaznamenal průkazné změny v obsahu zinku. Wisniowska-Kielian a Pazdziorko (2004) při studiu travních porostů horských regionů zjistili silnou negativní korelaci zinku s pH půdy a pozitivní korelaci s obsahem organické hmoty a jílovitých částic. V našich podmínkách byl pro obsah organického uhlíku a obsah zinku zjištěn koeficient korelace 0,51, vztah těchto veličin je uveden v grafu 41.



Graf 41: Vztah obsahu zinku a obsahu organického uhlíku v půdě

Obsah mědi se aplikací organických hnojiv v našich podmínkách průkazně snížil, typ ani dávka hnojiva neměly na obsah mědi vliv. Bulluck *et al.* (2002) po dvouleté aplikaci u obdělávaných půd uvádějí vyšší obsahy mědi u půd hnojených organickými hnojivy než u minerálně hnojených, to také potvrdili Parylak *et al.* (2000), kteří dva roky po aplikaci organických hnojiv uvádějí zvýšení obsahu mědi v půdě o 14,6 % oproti půdám hnojeným minerálními hnojivy. Gondek a Filipek-Mazur (2005) při aplikaci hnoje ani kdy zvýšení neuvádí, Johnston (1997) u dlouhodobých polních pokusů zjistil zvýšení obsahu mědi vlivem aplikace hnoje, avšak Saviozzi *et al.* (1999) po 12 letech aplikace chlévského hnoje uvádí snížení koncentrace mědi. Wisniowska-Kielian a Pazdziorko (2004) při studiu travních porostů horských regionů zjistili pozitivní korelaci s obsahem organické hmoty a jílovitých částic. V našich podmínkách se projevila spíše opačná reakce, se zvyšujícím se obsahem organického uhlíku došlo ke snížení obsahu přístupné mědi. Vztah mezi těmito parametry na našem stanovišti je uveden na grafu 42. Kopeć a Gondek (2004) při sledování vlivu dlouhodobé aplikace minerálních hnojiv na travní porosty zjistili snížení obsahu mědi oproti nehnojené kontrole, při aplikaci minerálních hnojiv a vápnění došlo k jeho zvýšení. Škarpa *et al.* (2011) uvádí zvýšení obsahu mědi se stupňovanou dávkou minerálních nebo organických (kejda, kompost) hnojiv, které však nebylo průkazné. Snížení obsahu mědi

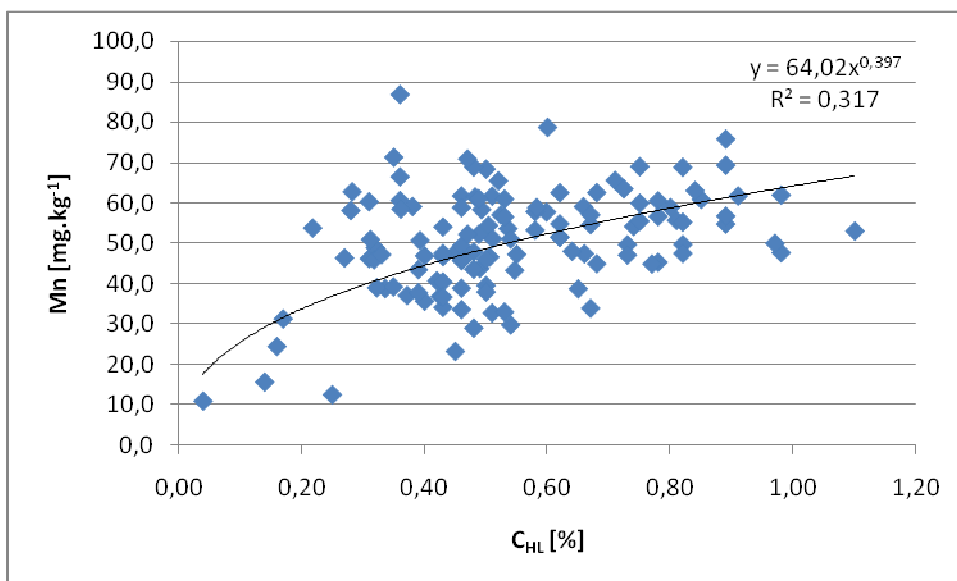
v půdě našeho pokusu odpovídá přirozené reakci na dodání organického materiálu, kdy měď tvoří velmi těsnou vazbu s organickým materiálem (více než ostatní mikroživiny), která může redukovat její dostupnost (před zahájením pokusu byl obsah mědi v půdě vysoký). Stejně tak toto snížení dostupné mědi může být způsobeno interakcí na vysoký obsah železa, kdy právě vysoký obsah železa (obsah železa byl podle zásobenosti půdy v kategorii vysoký po celou dobu sledování) způsobuje snížení dostupnosti mědi pro rostliny. Tuto interakci dokládá i negativní korelační koeficient pro tyto mikroelementy (- 0,35; $P < 0.001$).



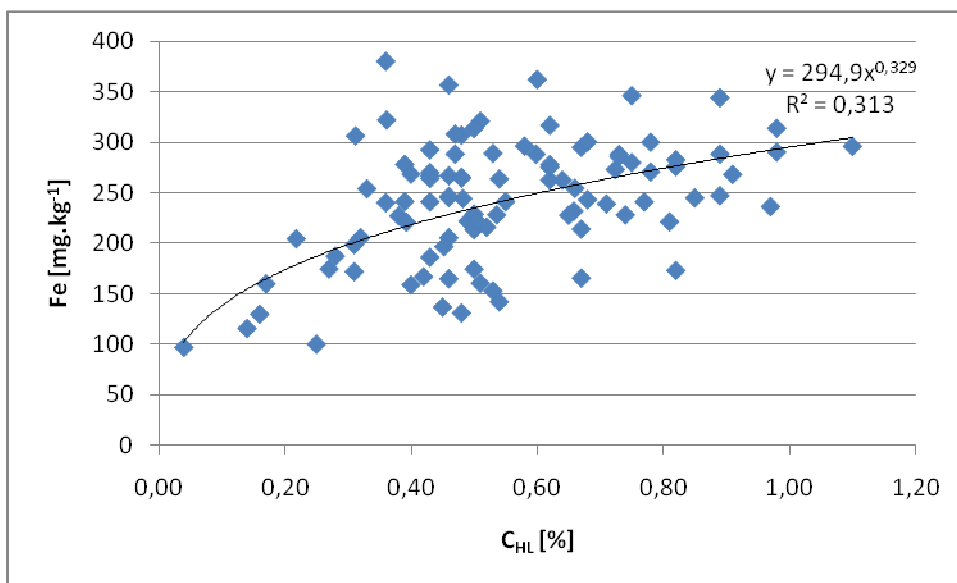
Graf 42: Vztah obsahu mědi a obsahu organického uhlíku v půdě

Molnáros (2000) při hodnocení dostupnosti mikroelementů v půdách Maďarska uvádí většinou lineární korelaci s pH_{KCl} , logaritmickou korelaci s obsahem vápníku a kvadratickou s obsahem humusu. Žádná z uvedených korelací nebyla v rámci našeho sledování průkazná na hladině významnosti $\alpha = 0,05$. Nejsilnější koeficienty korelace byly ve vztahu manganu a železa s humusovými látkami (0,56), viz graf 43 a 44, pro obsah zinku byl koeficient korelace 0,50. U těchto mikroelementů je také známá jejich větší pohyblivost v půdním profilu díky vyššímu obsahu fulvokyselin (Wang a Qin 2007), koeficient korelace mezi obsahem fulvokyselin a obsahem manganu byl 0,55, železa 0,58 a zinku 0,61. U obsahu mědi se korelace v našich podmínkách neprojevila,

což potvrzuje navázání mědi na stabilnější organickou hmotu, které vedlo ke snížení obsahu přijatelných forem.



Graf 43: Vztah obsahu manganu a obsahu humusových látek v půdě



Graf 44: Vztah obsahu železa a obsahu humusových látek v půdě

6.3 Organický podíl půdy

Obsah organického uhlíku byl před zahájením pokusu nízký, průměrná hodnota byla ve vrstvě do 0,15 m 1,07 % a ve vrstvě 0,15 - 0,30 m 0,53 %. Průměrný obsah organického materiálu v půdách ornic České republiky se pohybuje mezi 2 - 3 %

(Ledvina *et al.*, 2000), Kubát *et al.* (2008) pro ornice kambizemí uvádějí průměrnou hodnotu 1,35 %, Pospíšilová a Tesařová (2009) na pokusných plochách u kambizemě modální pod trvalými travními porosty zjistily obsah 1,9 %, který byl průkazně vyšší než u obdělávaných variant (1,4 a 1,5 %). Dodáním organické hmoty došlo ke zlepšení tohoto ukazatele, celkově za dobu sledování došlo k navýšení obsahu organického uhlíku o 50 % v hloubce do 0,15 m, obsah v hloubce 0,15 - 0,30 m byl dvojnásobný. Během pokusu jsou zřejmé rozdíly v obsahu organického uhlíku, v roce 2005 se obsah zvýšil o 0,33 % C, v roce 2006 došlo k mírnému poklesu a v roce 2007 byl již obsah vyšší o 0,41 % C oproti roku 2004. Při hodnocení vlivu dávky a typu hnojiva na obsah C_{ox} nebyly rozdíly významné, ale oproti roku 2004 byl u všech variant obsah průkazně vyšší. Škarpa *et al.* (2011) při hodnocení stejných dávek hnojiv jako v našem pokusu v minerální nebo organické (kejda, kompost) formě mezi stupňovanou dávkou hnojiv rozdíly zjistili. Půdy se zatížením 0,9 a 1,4 DJ.ha⁻¹ obsahovaly méně uhlíku (1,35 % a 1,37 %) než se zatížením 2,0 (1,52 %). Na pozitivní navýšení vlivem dávky mělo zřejmě vliv společné hodnocení všech hnojiv, kdy aplikace kompostu nejvíce ovlivňovala navýšení organického uhlíku (Karabcová *et al.*, 2014 b).

Angers *et al.* (2009) studovali vliv dlouhodobé aplikace odstupňovaných dávek prasečí kejdy na travní porost. Při dávce 50 m³.ha⁻¹ zjistili obsah uhlíku v půdě nižší než u dávky 100 m³.ha⁻¹ a kontrolní plochy bez hnojení. Předpokládají, že dodáním omezeného množství lehce rozložitelného hnojiva stimulovalo jak mineralizaci přirozeného půdního uhlíku tak čerstvé kořenové hmoty. Agners *et al.* tak soudí, že přestože prasečí kejda je významným zdrojem živin pro plodiny, má však jen omezené možnosti pro udržení, popř. zvýšení obsahu uhlíku v půdě. Tomu by odpovídalo i tvrzení Ondráška a Čunderlíka (2008), kteří vlivem aplikace hnoje na travní porost ve stejném časovém období jako v našem pokusu v dávkách odpovídajících zatížením 1,0 a 2,0 DJ.ha⁻¹ zvýšení obsahu organického uhlíku nezjistili, ale udrželi ho na stejné hladině, neboť vlivem aplikace stejné dávky v minerálních hnojivech došlo k jeho poklesu. Avšak u všech variant (nehnojené i hnojené) byl průměrný obsah 2,8 %. V našich podmínkách zvýšení zřejmě způsobil právě nízký obsah organické hmoty v půdě před zahájením pokusu, kdy teprve následnou zvýšenou aktivitou mikroorganismů podpořenou dodáním organické hmoty by se při kontinuální aplikaci hnojiv ustalovala nová rovnováha obsahu organické hmoty.

Humusové látky

Aplikací hnoje a močůvky stejně jako kejdy byla do půdy dodána nejen primární organická hmota, ale i humusové látky, tzn. fulvokyseliny a huminové kyseliny. Tyto však mají jiný charakter než půdní humusové látky, v porovnání s nimi jde o neúplně humifikovaný materiál charakteristický velkým množstvím bílkovinných komponent a nízkou úrovní funkční acidity a vazebné afinity kovových iontů (Senesi *et al.*, 2007). Zvýšení obsahu humusových látek bylo vůči roku 2004 průkazné ve všech letech, navíc došlo k následnému zvýšení i v roce 2007 (rozdíl roků 2006 a 2007, $P = 0,01$).

Vlastnosti humusových látek půd obohacených organickými hnojivy jsou mezi vlastnostmi přirozených půdních humusových látek na stanovišti a humusových látek dodaných hnojiv (Plaza *et al.*, 2005, Senesi *et al.*, 2007). Proto pro jejich další humifikaci je potřeba delší časové období, kdy budou moci plnit funkce typické pro půdní humusové látky (zajišťovat iontovou výměnu). Humusové látky animálních hnojiv jsou charakteristické nízkou molekulovou hmotností (Senesi *et al.*, 2007), proto by pro objektivní posouzení kvality humusových látek v půdě obohacené organickými hnojivy bylo stanovení množství humusových látek v jednotlivých skupinách podle molekulové hmotnosti vhodnější než stanovení frakcionací (Kolář *et al.*, 2009).

Frakcionace humusových látek ukázala, že suma humusových látek byla v jednotlivých letech významně variabilní, kdy typ hnojiva měl na obsah v půdě rozdílný vliv. Zatímco při aplikaci kombinace hnoje s močůvkou zvýšení obsahu humusových látek nebylo průkazné, tak při aplikaci kejdy byl v roce 2005 i 2007 nárůst průkazný, což je způsobeno vyšším obsahem humusových látek v kejdě (Riffaldi, 1983) a zřejmě i lepším pronikáním kejdy drnem travního porostu než hnoje. Na obsah humusových látek měla také vliv dávka hnojiva, při zatížení $2,0 \text{ DJ}\cdot\text{ha}^{-1}$ byl obsah HL průkazně vyšší než u zatížení $0,9 \text{ DJ}\cdot\text{ha}^{-1}$. Při zatížení $0,9 \text{ DJ}\cdot\text{ha}^{-1}$ docházelo k postupnému zvýšení obsahu humusových látek, u zatížení $2,0 \text{ DJ}\cdot\text{ha}^{-1}$ se v roce 2005 obsah průkazně zvýšil, v roce 2006 došlo k poklesu a v roce 2007 opět ke zvýšení oproti roku 2004, obdobná reakce proběhla i u zatížení $1,4 \text{ DJ}\cdot\text{ha}^{-1}$, ale v menších výkyvech. Stejně jako při aplikaci kejdy tak při aplikaci vyšších dávek kolísání obsahu humusových látek mezi ročníky způsobil zřejmě priming efekt, kdy mikroorganismy zvýšením svého množství nebo aktivity způsobily zrychlení v koloběhu organické hmoty (Kuzyakov *et al.*, 2000). Aplikací organických hnojiv došlo oproti roku 2004 k navýšení obsahu humusových látek v půdě o 37 % v odběrové hloubce do 0,15 m, v hloubce 0,15 - 0,30 m byl v roce 2007 obsah dvojnásobný.

Obsah huminových kyselin a fulvokyselin odpovídá změně obsahu humusových látek. Dávka hnojiva měla na obsah huminových kyselin výraznější efekt, u simulovaných zatížení 1,4 i 2,0 DJ.ha⁻¹ byl vyšší obsah než u zatížení 0,9 DJ.ha⁻¹. U fulvokyselin byl průkazný rozdíl jen mezi nejvyšším a nejnižším zatížením. Moral *et al.* (2005) v sušině hnoje skotu uvádí průměrný obsah 0,93 % C_{FK} a 0,55 % C_{HK}, se stupněm humifikace 2,85 %. Senesi *et al.* (2007) charakterizují huminové kyseliny hnojiv skotu mírně vyšším obsahem H a S a poměrem C/N, nižším obsahem kyslíku a kyselých funkčních skupin a mnohem nižším obsahem volných organických radikálů než půdní huminové kyseliny. Fulvokyseliny hnoje skotu mají nižší celkovou kyselost, nižší obsah karboxylových a fenolových funkčních skupin a vyšší poměr C/N než huminové kyseliny hnoje skotu (Riffaldi *et al.*, 1983). Pro půdy obohacené hnojivy skotu pak Senesi *et al.* (2007) uvádějí základní skladbu humusových látek stejnou jako u neobohacených půd, ale nižší množství kyselých funkčních skupin a volných radikálů.

Senesi *et al.* (2007) popisují reakci humusových látek při aplikaci prasečí kejdy. Pro půdní huminové kyseliny zjistili po prvním roce aplikace kejdy prasat více evidentní tendenci k jejich vymizení s rostoucím počtem aplikací (roků). Tuto tendenci vysvětlují tím, že během let jsou zvýšenou mikrobiální oxidací mírně humifikované huminové kyseliny mineralizovány, zatímco nejvíce odolné části, jako síru obsahující, fenolické nebo alifatické struktury, jsou částečně akumulovány včleněním do půdních huminových kyselin. Tato reakce by vysvětlovala rozdílný efekt aplikace kejdy skotu v našem pokusu oproti hnoji, který obsahuje více humifikovaný materiál (Senesi *et al.*, 2007). Pro fulvokyseliny naopak uvádí, že rozdíly nalezené mezi fulvokyselinami kejdou prasat obohacených a fulvokyselinami nehnojených půd jsou více evidentní s rostoucí kumulovanou dávkou kejdy prasat během časového období, pravděpodobně vlivem rostoucího částečného včlenění fulvokyselin prasečí kejdy do půdních fulvokyselin. Proto Plaza *et al.* (2003) upozorňují, že kumulovaná aplikace prasečí kejdy během časového období mění obsah a vlastnosti fulvofyselin. Celkově naše výsledky odpovídají i tomuto tvrzení, neboť průměrný obsah huminových kyselin byl 0,27 % v roce 2005 a po poklesu a následném navýšení 0,28 % v roce 2007. Kdežto u fulvokyselin byl obsah 0,29 % v roce 2005 a 0,34 % v roce 2007 (i přes pokles v roce 2006).

Stejně jako u obsahu humusových látek došlo u obou jeho složek při aplikaci nejvyšších dávek hnojiv vlivem priming efektu z navýšení obsahu k jejich opětovnému snížení v následujícím roce. V jednotlivých letech sledování tedy došlo ke kolísání

obsahu vlivem mineralizace slaběji humifikovaného materiálu dodaného hnojiv zvýšenou aktivitou nebo množstvím mikroorganismů v půdě. Mohl zde hrát roli také priming efekt rhizosféry (Fu a Cheng, 2002; Bird *et al.*, 2011), stejně jako u kolísání celkového obsahu organického uhlíku v půdě, neboť pokud je biomasa kořenové hmoty u přirozených travních porostů mírného pásma 2 - 13krát vyšší než nadzemní biomasa (Oades, 1988), tak při dávce hnojiv simulující zatížení $2,0 \text{ DJ}\cdot\text{ha}^{-1}$, stimulující porost k vyšším výnosům, je i obsah kořenové hmoty vyšší a tím je u tohoto zatížení i vyšší pravděpodobnost vlivu priming efektu rhizosféry.

Aplikací hnojiv došlo u simulace zatížení $0,9 \text{ DJ}\cdot\text{ha}^{-1}$ a $1,4 \text{ DJ}\cdot\text{ha}^{-1}$ ke snížení zastoupení humusových látek v celkovém organickém uhlíku vůči stavu před zahájením pokusu, kdežto u zatížení $2,0 \text{ DJ}\cdot\text{ha}^{-1}$ zůstalo zastoupení stejné. Stupeň humifikace, jak vyplývá ze změny obsahu huminových kyselin, u simulace zatížení $1,4 \text{ DJ}\cdot\text{ha}^{-1}$ a $2,0 \text{ DJ}\cdot\text{ha}^{-1}$ mírně vzrostl, avšak průměrné hodnoty stupně humifikace v jednotlivých letech byly blízké výchozímu stavu. Při hodnocení jednotlivých hloubek došlo v povrchové vrstvě vlivem aplikace hnojiv k mírnému snížení, ve vrstvě 0,15 - 0,30 m se stupeň humifikace mírně zvýšil. Tato tendence v povrchové vrstvě půdy odpovídá tvrzení Gerzabka *et al.* (1997) a Nyiraneza *et al.* (2009), kteří na základě výsledků z dlouhodobých pokusů na obdělávané půdě uvádějí, že nepřetržitá aplikace organických hnojiv způsobuje snížení stupně humifikace vlivem postupného dodávání slaběji humifikovaného materiálu.

Primární organická hmota

Jak vyplývá z výsledků, obsah labilní organické hmoty se aplikací statkových hnojiv v roce 2005 mírně zvýšil z průměrné hodnoty $651 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ na $716 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, poté došlo k průkaznému snížení na průměrný obsah $536 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, který byl nižší než před dodáním organické hmoty. V roce 2007 došlo opět k mírnému navýšení obsahu labilní organické hmoty, ale tento obsah byl také ještě průkazně nižší než v roce 2004. Podobnou reakci uvádějí Kolář *et al.* (2011) při úpravě pH kyselých půd pod trvalými travními porosty vápněním jako důsledek zlepšení podmínek pro aktivitu půdních mikroorganismů. Při hodnocení obsahu nejlabilnější složky půd (C_{cws}) nebyla zaznamenána žádná průkazná změna během sledovaného období, z toho vyplývá, že dynamika a vymizení této nejlabilnější složky organické hmoty byla tak vysoká, že změny nemohly být zaznamenatelné během jednorocní periody odběrů. Na to upozorňují i Kolář *et al.* (2011) a Chantigny (2003), neboť změny v obsahu vodou

extrahovatelné organické hmoty vlivem pracovního postupu jsou krátkého trvání, zatímco dlouhodobé efekty odpovídají více vegetačnímu typu a množství organických zbytků navracejících se do půdy. Proto Chantigny (2003) upozorňuje, že výsledky vlivu využívání a managementu na extrahovatelnou organickou hmotu půdy mohou přinášet opačná zjištění.

Obsah labilní organické hmoty (C_{hws}) nebyl v našem pokuse ovlivněn ani dávkou ani typem hnojiva. Při porovnání hodnot C_{hws} a C_{ox} v průběhu pokusu je zřejmé, že C_{hws} přesně ukazuje trend C_{ox} , ovšem výrazněji, takže potvrzuje svou roli citlivého indikátoru, jak uvádí Ghani *et al.* (2003).

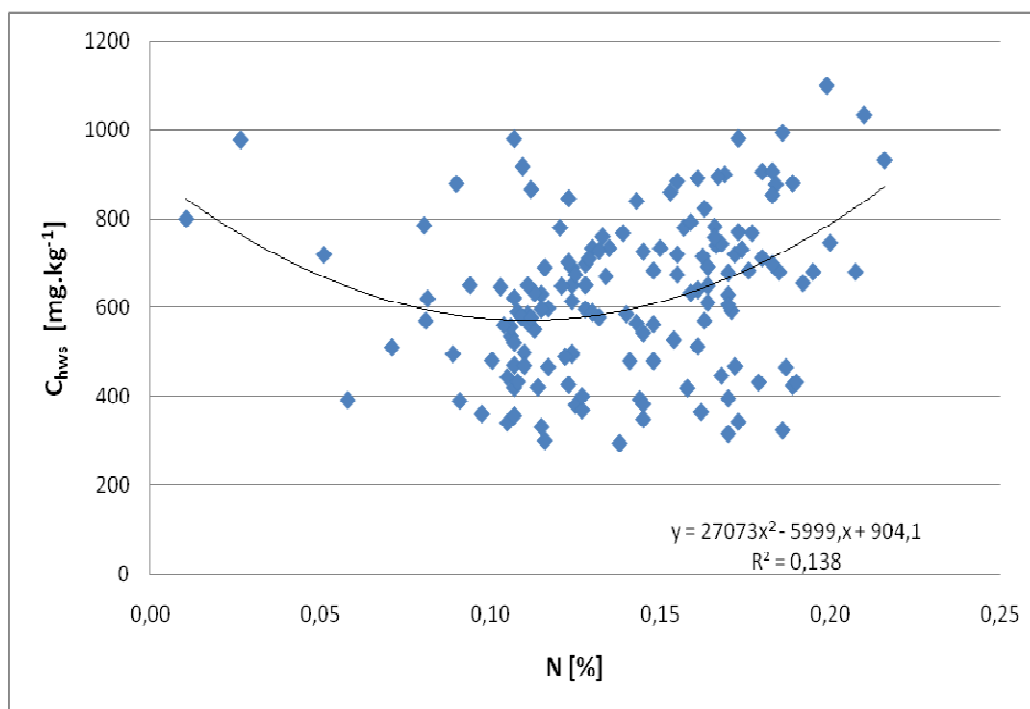
Leinweber *et al.* (1995) i Embacher *et al.* (2008) u dlouhodobých polních pokusů zjistili průkazné zvýšení labilní organické hmoty v půdě při aplikaci chlévského hnoje + NPK oproti nehnojené kontrole. Při hodnocení C_{hws} travních porostů uvádějí Ghani *et al.* (2003) snížení s intenzivním využíváním pastvin i s intenzivním hnojením dusíkem. Dlouhodobá aplikace fosforu měla pozitivní vliv na zvýšení hladiny C_{hws} . Oproti tomu Kolář *et al.* (2011) při hodnocení čtyř lokalit v České republice nezjistili změny v obsahu C_{hws} vlivem vápnění travních porostů s výjimkou jednoho stanoviště (viz výše). Vliv stejných dávek hnojiv jako v našem pokusu na travní porosty hodnotili Karabcová *et al.* (2014 a, b). Při hodnocení vlivu dávky hnojiv (Karabcová *et al.*, 2014 a) v minerální nebo organické (kejda, kompost) formě zjistili nejvyšší obsahy C_{hws} a C_{cws} u středních dávek hnojiv. V tomto příspěvku hodnotili všechna hnojiva dohromady, odběry byly provedeny v roce 2013. Pokud hodnotili jen organická hnojiva (Karabcová *et al.*, 2014 b) uvádějí vyšší C_{hws} a C_{cws} oproti nehnojené kontrole a se zvyšující dávkou hnojiva zvyšování obsahu C_{hws} . Tento příspěvek hodnotil období 2010 - 2011. Tato zjištění potvrzují upozornění Chantignyho (2003) o možnosti dosažení opačných výsledků, porovnání je tedy možné jen v rámci stejného datového souboru.

Námi těžko zachytitelné krátkodobé změny obsahu labilního uhlíku popsali Bol *et al.* (2003) u trvalých travních porostů mírného pásma po aplikaci kejdy krav. Po čtyřech týdnech po aplikaci zjistili 2 - 3 krát vyšší obsah labilního uhlíku oproti nehnojené kontrole, zatímco změny v obsahu mikrobiální biomasy nebyly průkazné. Díky izotopové analýze ^{13}C zjistili rychlé počáteční začlenění (více jak 25 % do dvou hodin po aplikaci) kejdou dodaného uhlíku do uhlíku půdní mikrobiální biomasy a zdrojů labilního půdního uhlíku ve vrstvě 0 - 2 cm. Uhlík aplikovaný kejdou byl do půdní mikrobiální biomasy včleněn ve dvou fázích, v první fázi (0 - 48 h) dominovalo včlenění labilního uhlíku z tekuté fáze kejdy, ve druhé fázi (po 48 h) probíhalo včlenění

z méně mobilních uhlíkových částic. Ve vrstvě půdy do 2 cm zjistili lineární závislost mezi kejdou dodaným uhlíkem, půdní mikrobiální biomasou a vodou extrahovatelným půdním uhlíkem.

Oba námi sledované parametry labilní organické hmoty (C_{hws} , C_{cws}) měly průkazně nižší obsah v odběrové hloubce 0,15 - 0,30 m než v povrchovém horizontu do 0,30 m. Tím je zřejmé, že nedošlo k efektu, na který upozornili Corvasce *et al.* (2006), transportu labilní organické hmoty do spodních vrstev. Snižující se obsah vodou extrahovatelného organického materiálu s hloubkou popisují Hassouna *et al.* (2010) jako důsledek vyčerpání hydrofóbních, přechodných a hydrofilních frakcí kyselin, v hlubších vrstvách uvádějí silné vyčerpání hydrofóbních kyselin vedoucí k průkaznému snížení jejich aromaticity.

U obou sledovaných parametrů labilní organické hmoty byla také testována vzájemná korelace s obsahem jednotlivých živin. Nejvýznamnější byla zjištěna u vztahu dusíku a horkou vodou extrahovatelného uhlíku s korelačním koeficientem 0,37 (viz graf 45), ostatní vztahy měly koeficient korelace nižší.

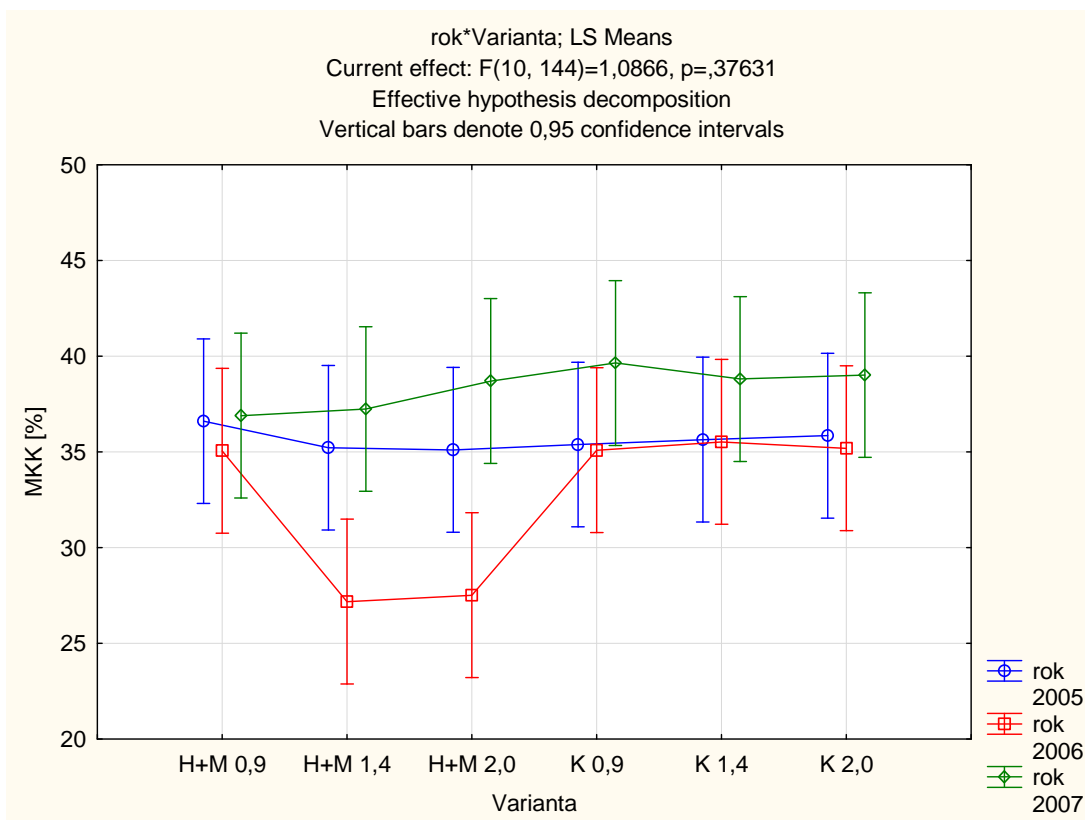


Graf 45: Vztah obsahu dusíku a obsahu horkou vodou extrahovatelného uhlíku v půdě

Při celkovém hodnocení výsledků byl zjištěn nápadný výkyv v naměřených hodnotách v roce 2006 a to nejen v C_{ox} a HL, ale i některé obsahy prvků (N, Ca, K u H+M) v povrchové vrstvě a fyzikální vlastnosti (markantně MKK u H+M, viz graf 46). Výkyvy tedy nezpůsobil jen priming efekt, ale byl zde významný vliv ročníku. Při porovnání s daty z meteorologické stanice v Šumperku je zřejmý vliv tuhé, dlouhé zimy 2005/2006 bohaté na sněhovou pokrývku (XI a XII/2005 – 3x dlouhodobý průměr; viz tab. 7). V této zimě byly pokusné plochy pod cca 80 cm vysokou sněhovou pokrývkou, která odtála až v dubnu během 14 dnů.

Je tedy možné, že výkyv v C_{ox} v roce 2006 odpovídá „vymytí“ půdy. Tento závěr podporuje i to, že vyšší pokles byl u fulvokyselin než u huminových kyselin, které jsou stabilnější a pevněji se naváží na minerální fázi půdy. Také se zde projevila jiná reakce hnojiva, u hnoje s močůvkou nebyl takový pokles obsahu HL jako u kejdy. To dokazuje, že humusové látky kejdy jsou labilnější než u hnoje, protože se nestabilizovaly. Vliv má i forma aplikace – kejda se vsákne, takže v tomto případě se vyplavily humusové látky vsáknuté avšak nestabilizované v půdě, zatímco hnůj leží na povrchu porostu a tak při dalším vymývání z něho stéká další dávka ještě nevstřebaných látek opět do povrchové části půdy.

Teorii „vymývání“ podporují i fyzikální vlastnosti, zvláště MKK. U hnoje dochází k tomu, že odtékající voda s sebou unáší především jemné a koloidní částice, zatímco hrubší část hnoje i částic zůstává. Tím dochází k tomu, že povrchová část půdy je zbavena jemnějšího podílu a takto vzniklé póry jsou nekapilární a tudíž hodnota MKK je nižší. Naproti tomu u kejdy není žádná ochranná vrstva nad půdou a tak jsou odplavovány i částice větší nebo působí větší rozpad a rozplavení agregátů, což znamená buď odnos celé vrstvičky půdy (MKK se nezmění) nebo zaplnění makropórů jemnými částicemi z rozpadlých agregátů a tak znovuutvoření kapilárních pórů (MKK se nezmění).



Graf 46: Maximální kapilární vodní kapacita [%] u jednotlivých variant pokusu ve sledovaném období 2005-2007

Dalším důkazem by mohl být i průběh nárůstu obsahu draslíku – u hnoje by nerušenému průběhu odpovídal mnohem větší obsah v roce 2006, v hloubce do 15 cm je dokonce pokles (viz graf 15). To znamená opět průplach půdy, podobně jako i Ca a Mg (zvláště pokud se snižuje Ca, který je strukturotvorný). U kejdy se tyto změny tolik neprojeví, protože k odběrům ke stanovení chemických vlastností půdy docházelo po vegetační sezóně, tzn., že po propláchnutí byla kejda aplikována, kdežto aplikace hnoje byla táním přímo ovlivněna (v roce 2006 se do odběrů aplikovala už jen močůvka). Jednotlivé prvky tedy byly kejdou čerstvě dodány, zatímco změny v organické hmotě a humusových látkách se ještě nestihly projevit. Tato rozdílná reakce vlivem hnojiva se projevila i u Mn, kdy vymytím se díky jeho vysoké rozpustnosti projevilo navýšení jeho obsahu ve vrstvě 0,15 – 0,30 m.

Podobný trend jako C_{ox} sleduje i dusík v první odběrové hloubce. Což je logické, neboť jde především o organicky vázaný dusík, jeho pohyb je tedy spojen s uhlíkem.

7 ZÁVĚR

Na trvalém travním porostu svazu Arrhenatherion v podhorské oblasti Hrubého Jeseníku byl v letech 2005 – 2007 sledován vliv různého typu stájových hnojiv a jejich dávky na změnu fyzikálních a chemických parametrů půdy a změny organického podílu půdy. Oblast je charakterizována jako mírně teplá, vlhká a vrchovinná, půdním typem sledované pokusné plochy byla kambizem modální. Zvoleným druhem statkových hnojiv byl hnůj v kombinaci s močůvkou a kejda, obě varianty hnojení byly aplikovány ve stupňované dávce odpovídající zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha⁻¹. Pro stanovení fyzikálních vlastností půdy byly vzorky odebrány z hloubek 0,02 - 0,10 m; 0,10 - 0,20 m a 0,20 - 0,30 m, vzorky pro stanovení chemických parametrů půd a obsahu organické hmoty byly odebrány z hloubek 0,02 - 0,15 m a 0,15 - 0,30 m.

Na základě vyhodnocení pokusu můžeme konstatovat, že v našich podmínkách neměl typ ani dávka hnojiva průkazný vliv na změnu objemové hmotnosti redukované, celkové pórovitosti a zastoupení nekapilárních a semikapilárních pórů. Zvyšující se dávka hnoje s močůvkou průkazně zvyšovala zastoupení kapilárních pórů a tím i retenční vodní kapacitu, při aplikaci kejdy nebyly rozdíly v zastoupení kapilárních pórů významné. Na hodnoty maximální kapilární kapacity, kapilární nasáklivosti a minimální vzdušné kapacity neměla dávka ani typ hnojiva průkazný vliv.

Při hodnocení půdní reakce nebyl zjištěn vliv dávky nebo typu hnojiva. Na parametry sorpčního komplexu měl input statkových hnojiv průkazný vliv (významný meziročníkový nárůst), došlo ke zvýšení kationtové výměnné kapacity i sumy bazických kationtů, zároveň došlo ke zlepšení stupně nasycení sorpčního komplexu. Tím se také potvrdilo zlepšení parametrů půdního sorpčního komplexu vlivem dodání organických hnojiv, které je v literatuře uváděno u polních pokusů. Dávka ani typ hnojiva na parametry sorpčního komplexu neměly vliv.

Obsah dusíku v půdě se vlivem aplikace stájových hnojiv zvýšil, (významné meziročníkové navýšení) nebyly však nalezeny rozdíly mezi typem a dávkou hnojiva. Naopak u fosforu nedošlo ke zvýšení obsahu jeho přístupných forem, ale projevila se tendence k jeho zvýšení se zvyšující se dávkou. Obsah dusíku i fosforu byl v povrchové vrstvě průkazně vyšší než v hloubce 0,15 – 0,30 m. Obsah draslíku se také průkazně zvýšil, v posledním roce sledování byla koncentrace draslíku při aplikaci hnoje s močůvkou v povrchové vrstvě vyšší než při aplikaci kejdy. Obsah vápníku a hořčíku

byl v roce 2007 průkazně vyšší než před zahájením pokusu, typ ani dávka hnojiva na obsah těchto prvků neměly vliv. Také obsah hořčíku byl v povrchové vrstvě průkazně vyšší než v odběrové hloubce 0,15 – 0,30 m. Poměr zastoupení draslíku a hořčíku v půdě se u vyšších dávek chlévského hnoje s močůvkou zvýšil, k dalšímu hnojení by se tedy mělo přistupovat opatrně, aby nedošlo k nadměrnému příjmu draslíku rostlinami a zhoršení parametrů půd.

U mikroelementů bylo vlivem aplikace hnojiv (meziročníkové průkazné změny) zjištěno zvýšení obsahu manganu, železa i zinku a snížení obsahu mědi. Obsah manganu se u nejvyšších dávek kejdy průkazně zvýšil oproti hnojení hnojem a močůvkou, na ostatní mikroelementy neměla dávka ani typ hnojiva vliv. Obsah železa i zinku byl v povrchové vrstvě průkazně vyšší než ve vrstvě 0,15 – 0,30 m, u manganu byly tyto rozdíly do roku 2007, kdy došlo k vyrovnání koncentrace v jednotlivých odběrových hloubkách. Obsah mědi v odběrových hloubkách rozdílný nebyl. Ke zvýšení obsahu železa, manganu a zinku došlo díky snížení pH a chelátové vazbě, u mědi došlo ke snížení původně vysokého obsahu vlivem vazby na dodanou organickou hmotu.

Aplikací obou organických hnojiv došlo k průkaznému navýšení (maziročníková změna) obsahu organického uhlíku v půdě, i když u aplikace kejdy se často nepředpokládá. Dávka a typ hnojiva neměly na změnu obsahu vliv. Obsah huminových kyselin i fulvokyselin se zvýšil, i když tyto humusové látky nejsou totožné s původními půdními humusovými látkami. U obsahu huminových kyselin byla rozdílná reakce na typ hnojiva, kdy u aplikace kejdy po vyšším navýšení huminových kyselin oproti hnoji s močůvkou došlo v následujícím roce k jejich poklesu a následnému navýšení v dalším roce. Na oba parametry měla průkazný vliv dávka hnojiva, u huminových kyselin byl zjištěn vyšší obsah u dávky odpovídající zatížení 2,0 i 1,4 DJ.ha⁻¹ oproti zatížení 0,9 DJ.ha⁻¹, u fulvokyselin byly rozdíly jen mezi nejvyšším a nejnižším zatížením. Mezi sledovanými roky působila nejvyšší dávka hnojiv výrazné výkyvy v obsahu huminových kyselin i fulvokyselin. Celkový obsah uhlíku i obsah huminových kyselin a fulvokyselin byl nižší v odběrové hloubce 0,15 – 0,30 m než v povrchové vrstvě. Zastoupení humusových látek vůči celkovému obsahu organické hmoty v půdě (stupeň humifikace I) se u simulace zatížení 2,0 DJ.ha⁻¹ udrželo na stejné hladině, u nižších zatížení pokleslo. Stupeň humifikace II byl u simulace zatížení 1,4 a 2,0 DJ.ha⁻¹ vyšší než u simulace zatížení 0,9 DJ.ha⁻¹.

Na obsah labilní organické hmoty (C_{hws} , C_{cws}) neměl vliv typ ani dávka hnojiva. Po aplikaci hnojiv došlo k mírnému navýšení C_{hws} , poté však došlo k průkaznému poklesu, v následujícím roce opět mírnému navýšení. U C_{cws} nebyly zaznamenány významné meziročníkové změny. Obsah labilní organické hmoty byl nižší v odběrové hloubce 0,15 – 0,30 m než v povrchové vrstvě.

Z vyhodnocených dat vyplývá silná variabilita mezi ročníky, projevil se vliv na srážky bohaté zimy 2005 – 2006 a s ním spojené jarní „vymytí“ půdního profilu. Z tohoto pohledu by bylo pro budoucí pokusy vhodné zařazení nulové varianty bez hnojení.

Hodnocená organická hnojiva mohou být využita nejen pro zlepšení parametrů půd a výživy rostlin, ale jak se ukázalo i při takto krátkém sledování, i na sekvestraci uhlíku v půdním profilu. Tím, že byl obsah půdní organické hmoty na sledované ploše na začátku pokusu nízký, aplikace hnojiv po třech letech navýšila C_{ox} o 0,41 %. Z toho vyplývá, že při dostatku organických hnojiv pro ornou půdu, je aplikace organických hnojiv na travní porosty nejen vhodná pro plnění funkcí travního ekosystému, ale i pro navýšení zásob půdního uhlíku, které patří ke strategickým cílům EU 2020.

Doporučení pro praxi

Aplikace organických hnojiv má stejně jako na orné půdě i u trvalých travních porostů pozitivní efekt na fyzikální a chemické vlastnosti půdy. Aplikací kejdy byla zaznamenána tendence snížení objemové hmotnosti a zvýšení pórovitosti, čímž lze zlepšit parametry mírně utužených půd. Kejda obsahuje dostatek makroživin i mikroelementů, její aplikace zvýšila jejich koncentraci v půdě, dávka na jejich obsah vliv neměla. Z hlediska nestálosti obsahu organické hmoty v půdě a jejích stabilních frakcí s nejvyšší aplikovanou dávkou se jeví jako vhodná dávka odpovídající zatížení travních porostů $1,4 \text{ DJ} \cdot \text{ha}^{-1}$.

Při aplikaci kombinace chlévského hnoje a močůvky se z pohledu fyzikálních parametrů půd jeví jako vhodná dávka odpovídající střednímu zatížení, neboť se zvyšující se dávkou docházelo ke zlepšení parametrů retenční vodní kapacity, ale s nejvyšší dávkou již byla snížena minimální vzdušná kapacita. Z pohledu chemických parametrů nelze doporučit každoroční aplikaci vyšších dávek (zatížení $1,4$ a $2,0 \text{ DJ} \cdot \text{ha}^{-1}$) hnoje a močůvky, neboť dochází k nadměrné akumulaci draslíku v půdě, který může

zhoršit jak příjem ostatních živin rostlinami, ohrozit jejich ztrátu z půdního profilu, tak snížit kvalitu struktury půdy.

Oba typy testovaných hnojiv jsou vhodné pro udržení popř. zlepšení parametrů fyzikálních a chemických vlastností půd pod trvalými travními porosty. Při aplikaci kejdy se jeví jako nejvhodnější dávka odpovídající zatížení $1,4 \text{ DJ}\cdot\text{ha}^{-1}$, u aplikace kombinace hnoje s močůvkou je vhodná dávka odpovídající nejnižšímu zatížení, v případě použití vyšší dávky není vhodné hnojivo aplikovat každoročně.

8 SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- ABIVEN, S., MENASSERI, S., ANGERS, D.A., LETERME, P., 2008: A Model to Predict Soil Aggregate Stability Dynamics following Organic Residue Incorporation under Field Conditions. *Soil Science Society of America Journal* 72 (1): 119–125.
- ADANI, F., GENEVINI, P., RICCA, G., TAMBONE, F., MONTONERI, E., 2007: Modification of soil humic matter after 4 years of compost application. *Waste Management* 27 (2): 319-324.
- ALREFAI, J., ROVIRA, P., ALSEWAILEM, F., ABAALKHEEL, I., ALSOLAMI, A., ALBISHI, H., ALFANTOKH, S., 2015: Un-Composted Sheep and Cow Manures as a Source of Commercial Humic Amendments: An Exploratory Study. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 46 (9): 1137-1156.
- ANGERS D.A., CHANTIGNY, M.H., MACDONALD, J.D., ROCHETTE, P., CÔTÉ, D., 2009: Differential retention of carbon, nitrogen, phosphorus in grassland soil profiles with long-term manure application. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 86 (2): 225-229.
- ASADA, K., YABUSHITA, Y., SAITO, H., NISHIMURA, T., 2012: Effect of long-term swine-manure application on soil hydraulic properties and heavy metal behaviour. *European Journal of Soil Science*, 63(3): 368-376.
- BABEANU, N., MARIN, D., BUDOI, G., POPA, O., 2007: Physical soil properties improvement – a condition to succeed in conservation tillage. In: *Changing soils in a changing world: The soils of tomorrow*. Book of abstracts from 5th international congress of the European society for soil conservation. Palermo, 25.-30.6.2007, p. 401. ISBN 978-88-9572-09-2.
- BALDOCK, J.A., NELSON, P.N., 2000: Soil organic matter. In: Sumner M.E. (ed.): *Handbook of Soil Science*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. B25-B84. ISBN: 0-8493-3136-6.
- BALÍK, J., PAVLÍKOVÁ, D., TLUSTOŠ, P., VANĚK, V., PAVLÍK, M., 2008: Mobilita prvků a látek v rhizosféře. Praha: ČZU v Praze, 150 s. ISBN 978-80-213-1861-8.
- BANDYOPADHYAY, K.K., MISTRA, A.K., GHOSH, P.K. HATI, K.M., 2010: Effect of integrated use of farmyard manure and chemical fertilizers on soil physical properties and productivity of soybean. *Soil and Tillage Research* 110 (1): 115-125.

- BARANČIKOVÁ, G., MAKOVNÍKOVÁ, J., 2003: The influence of humic acid quality on the sorption and mobility of heavy metals. *Plant Soil Environ.* 49 (12): 565-571.
- BENBI, D.K., BISWAS, C.R., BAWA, S.S., KUMAR, K., 1998: Influence of farmyard manure, inorganic fertilizers and weed control practices on some soil physical properties in a long-term experiment. *Soil Use and Management* 14 (1): 52-54.
- BENKE, M.B., HAO, X., O'DONOVAN, J.T., CLAYTON, G.W., LUPWAYI, N.Z., CAFFYN, P., HALL, M., 2010: Livestock manure improves acid soil productivity under a cold northern Alberta climate. *Canadian Journal of Soil Science* 90 (4): 685-697.
- BHOGAL, A., NICHOLSON, F.A., CHAMBERS, B.J., 2009: Organic carbon additions: effects on soil bio-physical and physico-chemical properties. *European Journal of Soil Science* 60 (2):276-286.
- BHOGAL, A., NICHOLSON, F.A., YOUNG, I., STURROCK, C., WHITMORE, A.P., CHAMBERS, B.J., 2011: Effects of recent and accumulated livestock manure carbon additions on soil fertility and quality. *European Journal of Soil Science* 62 (1): 174-181.
- BIELEK, P., KUDEJAROV, V.N., 1991: Nitrogen Cycles in the Present Agriculture. VÚ pôdnej úrodnosti Bratislava, 244 s. ISBN: 80-07-00282-0.
- BIPFUBUSA, M., ANGERS, D.A., N'DAYEGAMIYE, A., ANTOUN, H., 2008: Soil aggregation and biochemical properties following the application of fresh and composted organic amendments. *Soil Science Society of America Journal* 72 (1): 160-166.
- BIRD, J.A., HERMAN, D.J., FIRESTONE, M.K., 2011: Rhizosphere priming of soil organic matter by bacterial groups in a grassland soil. *Soil Biology and Biochemistry* 43 (4): 718-725.
- BLAGODATSKAYA, E., KUZYAKOV, Y., 2008: Mechanisms of real and apparent priming effects and their dependence on soil microbial biomass and community structure: critical review. *Biology and Fertility of Soils* 45 (2):115-131.
- BLAIR, N., FAULKNER, R.D., TILL, A.R., KORSCHENS, M., SCHULZ, E., 2006: Long-term management impact on soil C, N and physical fertility. Part II: Bad Lauchstadt static and extreme FYM experiments. *Soil & Tillage Research* 91 (1-2): 39-47.
- BLAKE, L., JOHNSTON, A. E., POULTON, P. R., GOULDING, K. W., T., 2003: Changes in soil phosphorus fractions following positive and negative phosphorus balance for long periods. *Plant and Soil* 254 (2): 245-261.

- BLAKE, L., MERCIK., S., KOERSCHENS, M., MOSKAL, S., POULTON, P. R., GOULDING, K. W. T., WEIGEL, A. *et al.*, 2000: Phosphorus content in soil, uptake by plants and balance in three European long-term field experiments. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 56 (3): 263-275.
- BOL, R., KANDELER, E., AMELUNG, W., GLASER, B., MARX, M.C., PREEDY, N., LORENZ, K., 2003: Short-term effect of dairy slurry amendment on carbon sequestration and enzyme activities in a temperate grassland. *Soil Biology and Biochemistry* 35 (11): 1411-1421.
- BORGGGAARD, O.K., HOLM, P.E.; JENSEN, J.K.; SOLEIMANI, M., STROBEL, B.W., 2011: Cleaning heavy metal contaminated soil with soluble humic substances instead of synthetic polycarboxylic acids. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Plant Soil Science* 61 (6): 577-581.
- BOYLE, M., FRANKENBERGER, W.T., STOLZY, L.H., 1989: The influence of organic matter on soil aggregation and water infiltration. *Journal of Production Agriculture* 2: 290-299.
- BROCK, E., KETTERINGS, Q., KLEINMAN, P., 2007: Phosphorus leaching through intact soil cores as influenced by type and duration of manure application. *Nutrient Cycles in Agroecosystems* 77: 269-281.
- BULLUCK, L.R., BROSIUS, M., EVANYLO, G.K., RISTAINO, J.B., 2002: Organic and synthetic fertility amendments influence soil microbial, physical and chemical properties on organic and conventional farms. *Applied Soil Ecology* 19 (2): 147-160.
- CARDINAEL, R., EGLIN, T., GUENET, B., NEILL, C., HOUOT, S., CHENU, C., 2015: Is priming effect a significant process for long-term SOC dynamics? Analysis of a 52-years old experiment. *Biogeochemistry* 123(1-2): 203-219.
- CARTER, M. R., CAMPBELL, A. J., 2006: Influence of tillage and liquid swine manure on productivity of soybean-barley rotation and some properties of s fine sandy loam in Prince Edward Island. *Canadian journal of soil science* 86 (4): 741–748.
- CARTER, M.R., GREGORICH, E.G., ANDERSON, D.W., DORAN, J.W., JANZEN, H.H., PIERCE, F.J., 1997: Concepts of soil quality and their significance. In: Gregorich, E.G., Carter, M.R. (eds.): *Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health*. Elsevier, Amsterdam, pp. 1-19. ISBN 0-444-81661-5.

- CONANT, R.T., PAUSTIAN, K., ELLIOTT, E.T., 2001: Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. *Ecological Applications* 11 (2): 343-355.
- CORVASCE, M., ZSOLNAY, A., D'ORAZIO, V., LOPEZ, R., MIANO, T.M., 2006: Characterization of water extractable organic matter in a deep soil profile. *Chemosphere* 62 (10): 1583-1590.
- ČERMÁK, P. *et al.*, 2005: Pracovní postupy pro agrochemické zkoušení zemědělských půd v ČR v období 2005 až 2010. Brno: ÚKZÚZ, 34 s.
- ČERNÝ, J., BALÍK, J., PAVLÍKOVÁ, D., ZITKOVÁ, M., SÝKORA, K., 2003: The influence of organic and mineral nitrogen fertilizers on microbial biomass nitrogen and extractable organic nitrogen in long-term experiments with maize. *Plant, Soil and Environment* 49 (12): 560–564.
- DALE, A. J., LAIDLAW, A. S., BAILEY, J. S., MAYNE, C. S., 2015: Effect of dairy slurry application rate and forage type on production, soil nutrient status and nitrogen-use efficiency. *Grass and Forage Science* 70 (1): 44-58.
- DAOUK, S., HASSOUNA, M., GUEYE-GIRARDET, A., NIANG, S., PFEIFER, H. R., 2015: UV/Vis characterization and fate of organic amendment fractions in a dune soil in Dakar, Senegal. *Pedosphere*, 25(3): 372-385.
- DA VEIGA, M., REINERT, D.J., REICHERT, J.M., KAISER, D.R., 2008: Short and long-term effect of tillage systems and nutrient sources on soil physical properties of Southern Brazilian Hapludox. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 32 (4): 1437-1446.
- DE FIGUEIREDO, C.C., RESCK, D.V.S., CARNEIRO, M.A.C., 2010: Labile and stable fractions of soil organic matter under management systems and native cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34 (3): 907-916.
- DRINKWATER, L. E., WAGONEN, P., SARRANTONIO, M., 1998: Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. *Nature* 396, 262-265.
- EDMEADES, D. C., 2003: The long-term effects of manures and fertilizers on soil productivity and quality: a review. *Nutrient Cycling in Ecosystems* 66 (2): 165-180.
- EKWUE, E.I., 1992: Effect of organic and fertiliser treatments on soil physical properties and erodibility. *Soil and Tillage Research* 22 (3-4): 199-209.

- EMADI, S. M., BAGHERNEJAD, M., 2007: Changes in soil properties following conversion of native forests and pasturelands to continuous cultivation in North of Iran. In: *Changing soils in a changing world: The soils of tomorrow*. Book of abstracts from 5th international congress of the European society for soil conservation. Palermo, 25.-30.6.2007, p. 70. ISBN 978-88-9572-09-2.
- EMBACHER, A., ZSOLNAY, A., GATTINGER, A., MUNCH, J.C., 2008: The dynamics of water extractable organic matter (WEOM) in common arable topsoils: II. Influence of mineral and combined mineral and manure fertilization in a Haplic Chernozem. *Geoderma* 148 (1): 63-69.
- FANGUEIRO, D., VASCONCELOS, E., RIBEIRO, H., CABRAL, F., GRAÇA, J., ROBOREDO, M., COUTINHO, J., 2013: Soil residual phosphorus and manure type applied affect nutrient losses by leaching and ryegrass yield. In: *ManureREsource 2013: International conference on manure management and valorization* (Abstract book), Bruges, Belgium, 223 pp.
- FARES, A., ABBAS, F., AHMAD, A., DEENIK, J.L., SAFEEQ, M., 2008: Response of selected Soil Physical and hydrologic properties to manure amendment rates, levels and types. *Soil Science* 173 (8): 522-533.
- FAZEKAŠOVÁ, D., PORÁČOVÁ, J., 2004: Fyzikálne vlastnosti pôd a vplyv ekologického hospodárenia na ich vývoj. In: *Acta facultatis studiorum humanitatis et naturae universitatis prešovensis*. Prírodné vedy, Prešovensis, pp. 108–114.
- FIALA, K. *et al.*, 1999: *Závazné metódy rozborov pôd*. VÚ pôdoznanectva a ochrany pôdy Bratislava, 142 s. ISBN 80-85361-55-8.
- FIALA, K., FIALOVÁ, K., 2005: Otázka dostatočnej zásobenosti pôdy vápnikom z hľadiska pôdneho výluhu Mehlich III. *Agriculture (Poľnohospodárstvo)* 51 (8): 442-448.
- FIALA, K., KRHOVJÁKOVÁ, J., 2009: Metodické postupy a zásady vyhodnocování chemických parametrů půd pod trvalými travními porosty. Uplatněná certifikovaná metodika, Agrovýzkum Rapotín, 56 s. ISBN 978-80-87144-13-8.
- FLIEGEROVÁ, K., MRÁZEK, J., HOFFMANN, K., ZÁBRANSKÁ, J., VOIGT, K., 2010: Diversity of anaerobic fungi within cow manure determined by ITS1 Analysis. *Folia Microbiologica* 55 (4): 319-325.
- FONTAINE, S., BARDOUX, G., ABBADIE, L., MARIOTTI, L., 2004: Carbon input to soil may decrease soil organic carbon content. *Ecology Letters* 7 (4): 314-320.

- FONTAINE, S., BAROT, S., BARRÉ, P., BDILOU, N., MARY, B., RUMPEL, C., 2007: Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature* 450: 277-280.
- FOX, T.R., 2004: Nitrogen mineralization following fertilization of Douglas-fir forests with urea in western Washington. *Soil Science Society of America Journal* 68 (5): 1720–1728.
- FU, S., CHENG, W., 2002: Rhizosphere priming effect on the decomposition of soil organic matter in C4 and C3 grassland soils. *Plant and Soil* 238 (2): 289-294.
- FU, M. M., JIANG, Y., BAI, Y. F., ZHANG, Y. G., XU, Z. W., LI, B., 2012: Variation in soil Mn fractions as affected by long-term manure amendment using atomic absorption spectrophotometer in a typical grassland of Inner Mongolia. *Spectroscopy and Spectral Analysis* 32 (8): 2238-2241.
- FULAJTÁR, E., 1988: Parametre fyzikálných vlastností pôd z hľadiska pôdnej úrodnosti. In: *Parametre pôdnej úrodnosti*, Slovenská spoločnosť pre poľnohospodárske, lesnícke a potravinárske vedy pri SAV, Bratislava, s. 29-38.
- GANTZER, C. J., ANDERSON, S. H., THOMPSON, A. L., BROWN J. R., 1991: Evaluation of soil loss after 100 years of soil and crop management. *Agronomy Journal* 83 (1): 74-77.
- GAO, Y.Z., GIESE, M., LIN, S., SATTELMACHER, B., ZHAO, Y., BRUECK, H., 2008: Belowground net primary productivity and biomass allocation of grassland in Inner Mongolia is affected by grazing intensity. *Plant and Soil* 307 (1-2): 41-50.
- GERZABEC, M.J., PICHLMAYER, F., KIRCHMANN, H., HABERHAUER, G., 1997: The response of soil organic matter to manure amendments in a long-term experiment at Ultuna, Sweden. *European Journal of Soil Science* 48 (2): 273-282.
- GHANI, A., DEXTER, M., PERROTT, K.W., 2003: Hot-water extractable carbon in soils; a sensitive measurement for determining impact of fertilisation, grazing and cultivation. *Soil Biology and Biochemistry* 35 (9): 1231-1243.
- GONDEK, K., FILIPEK-MAZUR, B., 2005: The effects of mineral treatment and the amendments by organic and organomineral fertilizers on the crop yield, plant nutrient status and soil properties. *Plant, Soil and Environment* 51 (1): 34-45.
- GREENWOOD, K. L., MACLEOD, D. A., HUTCHINSON, K. J., 1997: Long-term stocking rate effects on soil physical properties. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 37 (4): 413-419.

- GREGORICH, E.G., JANZEN, H.H., 1996: Storage of carbon in the light fraction and macro-organic matter. In: Carter, M.R., Stewart, B.A., (eds.): *Structure and organic matter storage in agricultural soils*. CRC Press. Boca Raton, FL, 649-659.
- GÜNGÖR E.B.Ö, BEKBÖLET M., 2010: Zinc release by humic and fulvic acid as influenced by pH, complexation and DOC sorption. *Geoderma*, 159 (1-2): 131-138.
- HAIDER, K.M., GUGGENBERGER, G., 2004: Genesis and Formation. Organic Matter. In: Hiller, D. (ed.): *Encyclopaedia of Soil in Environment*. pp. 93-101. ISBN 978-0-12-348530-4.
- HAMER, U., POTTHAST, K., MAKESCHIN, F., 2009: Urea fertilization affected soil organic matter dynamics and microbial community structure in pasture soils of Southern Ecuador. *Applied Soil Ecology* 43 (2-3): 226-233.
- HANES, J., 1999: Analýza sorpčných vlastností pôd. VÚ pôdoznalectva a ochrany pôdy Bratislava, 138 s. ISBN 80-85361-47-7.
- HANES, J., MUCHA, V., SISÁK, P., ZAUJEC, A., CHLPÍK, J., 1995: Pedológia (praktikum). VES VŠP, Nitra, 154 s. ISBN 80-7137-195-5.
- HASSOUNA, M., MASSIANI, C., DUDAL, Y., PECH, N., THERAULAZ, F., 2010: Changes in water extractable organic matter (WEOM) in a calcareous soil under field conditions with time and soil depth. *Geoderma* 155 (1-2): 75-85.
- HATI, K.M., SWARUP, A., DWIVEDI, A.K., MISRA, A.K., BANDYOPADHYAY, K.K., 2007: Changes in soil physical properties and organic carbon status at the topsoil horizon of a vertisol of central India after 28 years of continuous cropping, fertilization and manuring. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 119 (1-2): 127-134.
- HAYNES, R.J., 2005: Labile Organic Matter Fractions as a Central Components of the quality of Agricultural Soils: An Overview. *Advances in Agronomy* 85: 221-268.
- HAYNES, R.J., BEARE, M.H., 1996: Aggregation and organic matter storage in mesothermal, humid soils. In: Carter, M.R., Stewarts, B.A. (eds.): *Structure and organic Matter Storage in Agricultural Soils*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 213-262. ISBN: 1-56670-033-7.
- HAYNES, R.J., NAIDU, R., 1998: Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51(2): 123-137.

- HAYNES, R.J., SWIFT R.S, STEPHEN, R.C., 1991: Influence of mixed cropping rotations (pasture-arable) on organic matter content, water stable aggregation and clod porosity in a group of soils. *Soil & Tillage Research* 19 (1): 77–87.
- HE, N.P., ZHANG, Y.H., YU, Q., CHEN, Q.S., PAN, Q.M., ZHANG, G.M., HAN, X.G., 2011: Grazing intensity impacts soil carbon and nitrogen storage of continental steppe. *Ecosphere* 2 (1).
- HEIMANN, M., REICHSTEIN, M., 2008: Terrestrial ecosystem carbon dynamics and climate feedbacks. *Nature* 451: 289-292.
- HISSING, D.J., 1923: Beitrag zur Kenntnis der Adsorptionsvorgänge im Böden. Methode zur Bestimmung der Austauschfähigen oder adsorptiv gebundenen Basen im Boden und die Bedeutung dieser Basen für die Prozesse, die sich im Bodenabspielen. In: Gössel (Kosil), V.: *Zemědělský archiv* 14 (1-2): 55-56.
- HRABĚ, F., BUCHGRABER, K., 2004: Pícninářství; Travní porosty. MZLU Brno, 151 s. ISBN 80-7157-816-9.
- HRAŠKO, J., BEDRNA, Z., 1988: Aplikované pôdoznalectvo. Príroda, Bratislava, 474 s.
- HSU, J.-H., LO, S.-L., 1999: Chemical and spectroscopic analysis of organic matted transformation during composting of pig manure. *Environmental Pollution* 104 (2): 189-196.
- HUANG, D., WANG, K., WU, W.L., 2007: Dynamics of soil physical and chemical properties and vegetation succession characteristics during grassland desertification under sheep grazing in an agro-pastoral transition zone in Northern China. *Journal of Arid Environments* 70 (1): 120-136.
- HUDSON, B.D., 1994: Soil organic matter and available water capacity. *Journal of Soil and Water Conservation* 49 (2): 189–194.
- CHANTIGNY, M.H., 2003: Dissolved and water-extractable organic matter in soil: a review on the influence of land use and management practices. *Geoderma* 113 (3-4): 357-380.
- CHEN, H., MARHAN, S., BILLEN, N., STAHR, K., 2009: Soil organic-carbon and total nitrogen stocks as affected by different land uses in Baden-Württemberg (southwest Germany). *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 172 (1): 32-42.
- JANDÁK, J. *et al.*, 1989: Cvičení z půdoznalství. Vysoká škola zemědělská v Brně, Brno, 213 s.

- JANKOWSKA-HUFLEJT, H., NICZYPORUK, A., ZASTAWNY, J., PALUCH, B., 1997: The influence of long-term mineral-manure fertilization strategies on the yield of meadow and some chemical features of mineral soils. In: *Book of proceedings XVIII IGC*, Winnipeg, Manitoba, pp. 117-118.
- JAVŮREK, M., VACH, M., 2008: Negativní zhutnění půd a soustava opatření k jejich odstranění. Metodika pro praxi. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., Praha, 24 s. ISBN 978-80-87011-57-7.
- JOHNS, M.M., SKOGLEY, E.O., 1994: Soil organic matter testing and labile carbon identification by carbonaceous resin capsules. *Soil Science Society of America Journal* 58 (3): 751-758.
- JOHNSTON, A.E., 1997: The value of long-term field experiments in agricultural, ecological and environmental research. *Advances in Agronomy* 59: 291-333.
- JURÁŇ, C., ZRUBEC, F., 1988: Fyzikálne vlastnosti pôd vo vzťahu k pôdnej úrodnosti. In: *Parametre pôdnej úrodnosti*. Slovenská spoločnosť pre poľnohospodárske, lesnícke a potravinárske vedy pri SAV, Bratislava, s. 39-44.
- JURÁNI, B., FIALA, K., 1989: Overenie vhodnosti použitia DTPA ako skupinového vyluhovadla pre niektoré mikroživiny. *Vedecké práce Ústavu pôdoznavectva a výživy rastlín* 15: 229-239.
- KARABCOVÁ, H., 2009: Metodické postupy a zásady vyhodnocování fyzikálních parametrů půd pod trvalými travními porosty. Uplatněná certifikovaná metodika. Agrovýzkum Rapotín, 40 s. ISBN: 978-80-87144-07-7.
- KARABCOVÁ, H., MIČOVÁ, P., FIALA, K., 2014a: Soil organic carbon characteristics under different intensities of grassland management. In: *EGF at 50: The future of European grasslands*. Proceedings of the 25th General Meeting of the European Grassland Federation, Aberystwyth, Wales, 7-11 September 2014, IBERS, Aberystwyth University, pp. 391-393.
- KARABCOVÁ, H., MIČOVÁ, ŠTÝBNAROVÁ, M., POSPÍŠILOVÁ, L., 2014b: The effect of organic fertilizers on quality and quantity of Soil Organic Carbon. In: *Soil Embrace Life and Universe*, The 20th World Congress of Soil Science, June 8-13, 2014 Jeju, Korea, Book of abstracts, p. 402.
- KAVKA M., *et al.*, 2003: Normativy zemědělských výrobních technologií. Praha: ÚZPI, 292 s. ISBN 80-7271-135-0.
- KAYSER, M., ISSELSTEIN, J., 2005: Potassium cycling and losses in grassland systems: a review. *Grass and Forage Science* 60 (3): 213-224.

- KHALEEN, R.J., REDDY, K.R., OVERCASH, M.R., 1981: Changes in soil physical properties due to organic waste additions: a review. *Journal of Environmental Quality* 10: 133-141.
- KHAN, S., CAO, Q., ZHENG, Y.M., HUANG, Y.Z., ZHU, Y.G., 2008: Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. *Environmental Pollution* 152 (3): 686-692.
- KHAN, S.A., MULVANEY, R.L., ELLSWORTH, T.R., BOAST, C.W., 2007: The myth of nitrogen fertilization for soil carbon sequestration. *Journal of Environmental Quality* 36: 1821-1832.
- KLEMENT, V., KUTTELVASCHER, P., 2007: Sledování obsahu mikroelementů na pozorovacích plochách bazálního monitoringu zemědělských půd. *Bulletin Ústředního kontrolního a zkušebního ústavu zemědělského v Brně* 15 (3): 36-45.
- KOEHLER, R., LEWANDOWSKI, A., MONCRIEF, J., 2007: Effects of swine manure applications on soil nutrient levels and phosphorus loss risk. University of Minnesota Extension Service and University of Minnesota Department of Soil, Water, and Climate, p. 16.
- KOLÁŘ, L., KUŽEL, S., HORÁČEK, J., ČECHOVÁ, V., BOROVIČKOVÁ, J., PETERKA, J., 2009: Labile fractions of soil organic matter, their quantity and quality. *Plant, Soil and Environment* 55 (6): 245-251.
- KOLÁŘ, L., KUŽEL, S., ŠINDELÁŘOVÁ, M., 2004: Srovnání transformace půdního uhlíku pod travním drnem a v orné půdě. *Series for Crop Sciences* 21 (4): 369-373.
- KOLÁŘ, L., VANĚK, V., KUŽEL, S., PETERKA, J., BOROVIČKOVÁ, J., PEZLAROVÁ, J., 2011: Relationships between quality and quantity of soil labile fraction of soil carbon in Cambisols after liming during a 5-year period. *Plant, Soil and Environment* 57 (5): 193-200.
- KOPEČ, M., GONDEK, K., 2004: Microelement concentrations in sward and soil of long-term fertilizer experiment (Czarny potok). *Acta Agrophysica* 4 (1), 51-58.
- KÖRSCHENS, M., 1996: Long-term data sets from Germany and Eastern Europe. In: Pawlson *et al.* (eds.): *Evaluation of soil organic matter models*. Verlag, Berlin, Vol. 1, 68-80.
- KÖRSCHENS, M., 1999: Dynamika organické hmoty a optimální obsah humusu v orných půdách. In: *Bilancování organických látek*. VUVR, Praha, 60-74.
- KOTOROVÁ, D., 2007: The changes of clay-loamy soil properties at its different tillage. *Journal for Agricultural Sciences* 53 (4): 183-190.

- KOTOROVÁ, D., MATI, R., 2002: Pôdochranné technológie a fyzikálne vlastnosti fluvizeme glejovej. In: *Xth International Poster Day Transport of Water, Chemicals and Energy in the System Soil-Crop Canopy-Atmosphere*. 28 November 2002, Institute of Hydrology SAS, Bratislava. ISBN 80-968480-9-7.
- KREJČÍŘ, J., ŘÍMOVSKÝ, K., 1980: Vliv stupňovaných dávek kejdy na fyzikální vlastnosti půdy. *Rostlinná výroba* 26 (8): 887-894.
- KUBÁT, J., CERHANOVÁ, D., MIKANOVÁ, O., ŠIMON, T., 2008: Metodika hodnocení množství a kvality půdní organické hmoty v orných půdách. Metodika pro praxi. VÚRV, Praha, 34 s. ISBN: 978-80-87011-65-2.
- KUNZOVÁ, E., MENŠÍK, L., HEJCMAN, M., DOSTÁL, J., 2014: Metodický postup odběrů vzorků hnojiv, rostlin a půdy pro stanovení rizikových prvků v agroekosystémech a dalších parametrů půdní úrodnosti. Uplatněná certifikovaná metodika. VÚRV, Praha – Ruzyně, 32 s. ISBN 978-80-7427-162-5.
- KUZYAKOV, Y., 2010: Priming effects: Interactions between living and dead organic matter. *Soil Biology & Biochemistry* 42 (9): 1363-1371.
- KUZYAKOV, Y., FRIEDEL, J.K., STAHR, K., 2000: Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biology & Biochemistry* 32 (11-12): 1485-1498.
- KUŽEL, S., KOLÁŘ, L., ŠTINDL, P., 2008: Stability of soil organic matter in aerobic and anaerobic conditions. *Agronomijas vēstis (Latvian Journal of Agronomy)* 10: 47-51.
- LEDVINA, R., HORÁČEK, R., 1997: Agrotechnické požadavky na zemědělské stroje (část půdoznalství). ZF JČU České Budějovice.
<http://www2.zf.jcu.cz/public/users/urbanek/publikace/>
- LEDVINA R., HORÁČEK J., ŠINDELÁŘOVÁ M., 2000: Geologie a půdoznalectví. České Budějovice, JCU ZF, 203 s.
- LEINWEBER, P., SCHULTEN, H.R., KÖRSCHENS, M., 1995: Hot water extracted organic matter: chemical composition and temporal variations in a long-term field experiment. *Biology and Fertility of Soils* 20 (1): 17-23.
- LEVI-MINZI, R., RIFFALDI, R., SAVIOZZI, A., 1986: Organic matter and nutrients in fresh and mature farmyard manure. *Agricultural Wastes* 16 (3): 225-236.
- LI, L., KUN, Z., XING Z., 2008: Effects of Humic Substances on Preventing Soil from Heavy Metals Pollution through Passivating and Activating Approaches. *Humic Acid* 3.

- MAHLI, S.S., WANG, Z.H., SCHNITZER, M., MONREAL, C.M., HARAPIAK, J.T., 2005: Nitrogen fertilization effects on quality of organic matter in a grassland soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 73 (2-3): 191-199.
- MACHMULLER, M. B., KRAMER, M. G., CYLE, T. K., HILL, N., HANCOCK, D., THOMPSON, A., 2015: Emerging land use practices rapidly increase soil organic matter. *Nature communications* 6: 1-5.
- MAIDL, F. X., 1989: Effects of long-term application of slurry on soil nitrogen mineralization. *Journal of Agronomy and Crop Science* 162 (5): 310-319.
- MANNA, M.C., SWARUP, A., WANJARI, R.H., SINGH, Y.V., GHOSH, P.K., SINGH, K.N., TRIPATHI, A.K., SAHA, M.N., 2006: Soil organic matter in a west Bengal inceptisol after 30 years of multiple cropping fertilization. *Soil Science Society of America Journal* 70 (1): 121–129.
- MARÓN, A., MOLFINO, J., SAWCHIK, J., CALIFRA, A., LAZBAL, E., LA MANNA, A., MALCUORI, E., 2008: Physical soil quality in the main areas of pastures in dairy production in Uruguay. In: Xie Haining, Huang Jiehua (eds.): *Multifunctional Grasslands in a Changing World*. Volume I- Proceedings of the XXI International Grassland Congress and VII International Rangeland Congress, (29th June – 5th July 2008, Hohhot), Guangdong People's Publishing House, China, p. 334. ISBN 978-7-218-05854-2.
- MATULA, J., 2007: Optimalizace výživného stavu půd pomocí diagnostiky KVK-UF. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., Praha, 47 s. ISBN 978-80-87011-16-4.
- MCLAUHLAN, K., 2006: The nature and longevity of agricultural impacts on soil carbon and nutrients: a review. *Ecosystems* 9 (8): 1364-1382.
- MCVAY, K.A., BUDDE, J. A. FABRIZZI, K. MIKHA, M. M. RICE, C. W. SCHLEGEL, A. J., PETERSON, D. E, SWEENEY, D. W., THOMPSON, C., 2006: Management Effects on Soil Physical Properties in Long-Term Tillage Studies in Kansas. *Soil Science Society of America Journal* 70 (2): 434-438.
- MESTDAGH, I., LOOTENS, P., VAN CLEEMPUT, O., CARLIER, L., 2006: Variation in organic-carbon concentration and bulk density in Flemish grassland soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 169 (5): 616-622.
- MIJANGOS, I., ALBIZU, I., GARBISU, C., 2010: Beneficial effects of organic fertilization and no-tillage on fine-textured soil properties under two different forage crop rotation. *Soil Science* 175 (4): 173-185.

- MIKHAILOVA, E.A., BRYANT, R.B., CHERNEY, D.J.R., POST, C.J., VASSENEV, I.I., 2000: Botanic composition, soil and forage quality under different management regimes in Russian grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 80 (3): 213-226.
- MILLER, J.J., SWEETLAND, N.J., CHANG, C., 2002 a: Hydrological properties of a clay loam soil after long-term cattle manure application. *Journal of Environmental Quality* 31 (3): 989-996.
- MILLER, J.J., SWEETLAND, N.J., CHANG, C., 2002 b: Soil physical properties of Chernozemic clay loam after 24 years of beef cattle manure application. *Canadian Journal of Soil Science* 82 (33): 287-296.
- MOLNÁROS, I., 2000: Effect of certain soil properties on the available microelement reserves of soil. *Acta Agronomica Hungarica* 48 (1): 65-81.
- MORAES, M. H., PELÁ, A., CONTE E CASTRO, A., M., 2007: The response of soil porosity and some chemical properties to manure amendments in a red latosol (Oxisol) of the State of São Paulo, Brazil. In: *Changing soils in a changing world: The soils of tomorrow*. Book of abstracts from 5th international congress of the European society for soil conservation. Palermo, 25.-30.6.2007, p. 277. ISBN 978-88-9572-09-2.
- MORAL, R., MORENO-CASELLES, J., PEREZ-MURCIA, M.D., PEREZ-ESPINOSA, A., RUFETE, B., PAREDES, C., 2005: Characterization of the organic matter pool in manures. *Bioresource Technology* 96 (2): 153-158.
- MÜLLER, CH., LAUGHLIN, R., CHRISTINE, P., WATSON, C.J., 2011: Effects of repeated fertilizer and cattle slurry applications over 38 years on N dynamics in a temperate grassland soil. *Soil Biology and Biochemistry* 43 (6): 1362-1371.
- NDAYEGAMIYE, A., COTE, D., 1989: Effect of long-term pig slurry and solid cattle manure application on soil chemical and biological properties. *Canadian Journal of Soil Science* 69 (1): 39-47.
- NEFF, J.C., REYNOLDS, R.L., BELNAP, J., LAMOTHE, P., 2005: Multi-decadal impact of grazing on soil physical and biogeochemical properties in southeast Utah. *Ecological Applications* 15 (1): 87-95.
- NEST, T.V., 2015: Long term use of different organic fertilizer types and impact on phosphorus leaching. PhD Thesis. UGent, 197 pp.
- NEUBERG, J. *et al.*, 1980: Komplexní metodika výživy rostlin. Ústav vědecko-technických informací pro zemědělství, Praha, 282 s.

- NEUBERG, J., JEDLIČKA, J., ČERVENÁ, H., 1995: Výživa a hnojení plodin (metodika). Výzkumný ústav rostlinné výroby, Praha, 64 s. ISSN 0231-9470.
- NGUYEN, CH., 2009: Rhisodeposition of Organic C by Plant: Mechanisms and Controls. In: Lichtfouse *et al.* (eds.): *Sustainable Agriculture*, Part 1, Springer, 97-123. ISBN 978-90-481-2665-1.
- NYIRANEZA, J., CHANTIGNY, M.H., N'DAYEGAMIYE, A., LAVERDIÈRE, M.R., 2009: Dairy Cattle Manure Improves Soil Productivity in Low Residue Rotation Systems. *Agronomy Journal* 101 (1): 207-214.
- OADES, J.M., 1988: Retention of organic matter in soil. *Biogeochemistry* 5 (1): 35-70.
- ONDRAŠEK, L., ČUNDERLÍK, J., 2008: Effect of organic and mineral fertilisers on biological properties of soil under seminatural grassland. *Plant, Soil and Environment* 54 (8): 329-335.
- ONDRAŠEK, L., ČUNDERLÍK, J., 2012: Changes in a range of biological, chemical and physical properties of soil in semi-natural grassland at application of organic and mineral fertilizers. In. *Ecosystems and their functions*. Proceedings of the International Scientific Conference, Banská Bystrica, Slovakia, 14-18th October 2012, pp. 130-135. ISBN 978-80-89417-40-7.
- PAGLIAI, M., BISDOM, E.B.A., LEDIN, S., 1983: Changes in surface (crusting) after application of sewage sludge and pig slurry to cultivated agricultural soils in Northern Italy. *Geoderma* 30 (1-4): 35-53.
- PARYLAK, D., WACLAWOWICZ, R., MAJCHROWSKI, P., 2000: Following effect of organic fertilizers on microelement contents in soil and weat. *Zeszyty Problemowe Postepow Nauk Rolniczych* 471, 427-432.
- PAZ-FERREIRO, J., TRASAR-CEPEDA, C., LEIRÓS, C.M., SEOANE, S., GIL-SOTRES, F., 2009: Biochemical properties in managed grassland soils in a temperate humid zone: modifications of soil quality as a consequence of intensive grassland use. *Biology and Fertility of Soils*. 45 (7): 711-722.
- PEETERS A., 2008: Challenges for grasslands, grassland-based systems and their production potential in Europe. In: Hopkins A. *et al.* (eds.): *Biodiversity and Animal Feed*. Uppsala, Sweden, 9-24. ISBN 978-91-85911-47-9.
- PIERRET, A., DOUSAN, C., CAPOWIEZ, Y., BASTARDIE, F., PAGES, L., 2007: Root Functional Architecture: A Framework for Modeling the Interplay between Roots and Soil. *Vadose Zone Journal* 6 (2): 269-281.

- PLAZA, C., SENESI, N., GARCÍA-GIL, POLO, A., 2005: Copper(II) complexation by humic and fluvic acids from pig slurry and amended and non-amended soils. *Chemosphere* 61 (5): 711-716.
- PLAZA, C., SENESI, N., POLO, A., BRUNETTI, G., GARCÍA-GIL, J.C., D'ORAZIO, V., 2003: Soil fluvic acid properties as a means to assess the use of pig slurry amendment. *Soil & Tillage Research* 74 (2): 179-190.
- POKORNÝ, E., ŠARAPATKA, B., HEJÁTKOVÁ, 2007: Hodnocení kvality půdy v ekologicky hospodařícím podniku. Metodická pomůcka. ZERA, Náměšť nad Oslavou, 27 s. ISBN: 80-903548-5-8.
- POSPÍŠILOVÁ, L., TESAŘOVÁ, M., 2009: Organický uhlík obhospodařovaných půd. *Folia*, II, č. 1, 42 s. ISBN 978-80-7375-282-8.
- POSPÍŠILOVÁ, L., FORMÁNEK, O., KUČEŘÍK J., LIPTAJ, T., LOŠÁK, T., MARTENSSON, A., 2011: Land use effects on carbon quality and soil biological properties in Eutric Cambisol. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Soil & Plant Science* 61 (7): 661-669.
- PRESTON, C. M., NEWMAN, R. H., ROTHER, P., 1994: Using ¹³C CPMAS NMR to assess effects of cultivation on the organic matter of particle size fractions in a grassland soil. *Soil Science* 157(1): 26-35.
- REIJS, J.W., SONNEVELD, M.P.W., SØRENSEN, P., SCHILS, R.L.M., GROOT, J.C.J., LANTINGA, E.A., 2007: Effects of different diets on utilization of nitrogen from cattle slurry applied to grassland on a sandy soil in The Netherlands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118 (1-4): 65-79.
- RIFFALDI, R., LEVI-MINZI, R., SAVIOZZI, A., 1983: Humic fractions of organic wastes. *Agriculture Ecosystems & Environment* 10 (4): 353-359.
- RIFFALDI, R., SAVIOZZI, A., LEVI-MINZI R., MENCHETTI, F., 1994: Chemical characteristics of soil after 40 years of continuous maize cultivation. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 49 (3): 239–245.
- RICHTER, R., HLUŠEK, J., 2003: Půdní úrodnost. Ústav zemědělských a potravinářských informací, Praha, 44 s. ISBN 80-7271-130-x.
- RICHTER, R., HLUŠEK, J., RYANT, P., 2001: Organická hnojiva a jejich význam pro udržení půdní úrodnosti. *Zemědělec* 13 (47), 11-12.

- RILEY, H., POMMERESCHE, R., ELTUN, R., HANSEN, S., KORSAETH, A., 2008: Soil structure, organic matter and earthworm activity in a comparison of cropping systems with contrasting tillage, rotations, fertilizer levels and manure use. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 124 (3-4): 275-284.
- ROIG, A., LAX A., CEGARRA, J., COSTA, P., HERNANDEZ, M.T., 1988: Cation exchange capacity as a parameter for measuring the humification degree of manures. *Soil Science* 146 (5): 311-316.
- ROS, G.H., TSCHUDY, C., CHARDON, W.J., TEMMINGHOFF, E.J., VAN DER SALM, C., KOOPMANS, G., 2010: Speciation of water-extractable organic nutrients in grassland soils. *Soil Science* 175 (1): 15-26.
- ROSE, D.A., 1991: The effect of long-continued organic manuring on some physical properties of soil. In: Wilson, W.S. (ed.): *Advances in soil organic matter research: The impact of agriculture and the environment*. The Royal Soc. of Chem., Cambridge, pp. 197-205. ISBN: 0 85186 387 6.
- RYANT, P., RICHTER, R., HLUŠEK, J., FRYŠČÁKOVÁ, E., 2003: Multimediální učební texty z výživy rostlin. <http://old.mendelu.cz/~agro/af/multitexty/index.htm>
- SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A., ROIG, A., MARTÍNEZ-PARDO, C., CEGARRA, J., PAREDES, C., 1996: A microanalysis method for determining total organic carbon in extracts of humic substances. Relationship between total organic carbon and oxidable carbon. *Bioresource Technology* 57 (3): 291-295.
- SAVADOGO, P., SAWADOGO, L., TIVEAU, D., 2007: Effects of grazing intensity and prescribed fire on soil physical and hydrological properties and pasture yield in the savanna woodlands of Burkina Faso. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118 (1-4): 80-92.
- SAVIOZZI, A., BIASCI, A., RIFFALDI, R., LEVI-MINZI, R., 1999: Long-term effect of farmyard manure and sewage sludge on some soil biochemical characteristics. *Biology and Fertility of Soils* 30 (1-2), 100-106.
- SENESE, N., 1993: Metal-humic substances complexes in the environment. Molecular and mechanistic aspects by multiple spectroscopic approach. In: Adriano, D.C. (ed.): *Biochemistry of trace metals*. Lewis Publ., Boca Raton, pp. 429-496.
- SENESE, N., PLAZA, C., BRUNETTI, G., POLO, A., 2007: A comparative survey of recent results on humic-like fractions in organic amendments and effects on native soil humic substances. *Soil Biology & Biochemistry* 39 (6), 1244-1262.

- SCHJØNNING, P., CHRISTENSEN, B.T., CARSTENSEN, B., 1994: Physical and chemical properties of sandy loam receiving animal manure, mineral fertilization or no fertilization for 90 years. *European Journal of Soil Science* 45 (3): 257-268.
- SCHNITZER, M., 2004: Organic matter. Principles and Processes. In: Hiller, D. (ed.): *Encyclopaedia of Soil in Environment*. pp. 85-93. ISBN 978-0-12-348530-4.
- SCHOUMANS, O. F., BOURAOU, F., KABBE, C., OENEMA, O., VAN DIJK, K. C., 2015: Phosphorus management in Europe in a changing world. *Ambio* 44 (2): 180-192.
- SCHRÖDER, J.J., UENK, D., HILHORST, G.J., 2007: Long-term nitrogen fertilizer replacement value of cattle manures applied to cut grassland. *Plant and Soil* 299 (1-2): 83-99.
- SCHULZ, E., KÖRSCHENS, M., 1998: Characterization of decomposable part of soil organic matter (SOM) and transformation processes by hot water extraction. Research centre of the Central Region, Leipzig – Halle, Germany. *Pochvovedenie* 7, 16 ref., 890-894.
- SLEUTEL, S., DE NEVE, S., HOFMAN, G., 2007: Assessing causes of recent organic carbon losses from cropland soils by means of regional-scaled input balances for the case of Flanders (Belgium). *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 78 (3): 265-278.
- SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA (2008): Glossary of Soil Science Terms. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin. ISBN 978-0-089118-851-3.
- SOANE, B.D., 1990: The role of soil organic matter in soil compactibility: A review of some practical aspects. *Soil & Tillage Research* 16 (1-2): 179–201.
- SONG, CH., HAN, X., WANG, E., 2011: Phosphorus budget and organic phosphorus fractions in response to long-term applications of chemical fertilisers and pig manure in a Mollisol. *Soil Research* 49 (3): 253-260.
- SOUSSANA, J.-F., LOISEAU, P., VUICHARD, N., CESCHIA, E., BALESSENT, J., CHEVALLIER, T., ARROUAYS, D., 2004: Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use Management* 20 (2): 219-230.
- STEVENSON, F., 1994: Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions. 2nd Edition. J. Wiley: New York. 512 pp. ISBN: 978-0-471-59474-1.
- STOCKMANN, U., ADAMS, M. A., CRAWFORD, J. W., FIELD, D. J., HENAKAARCHCHI, N., JENKINS, M., ZIMMERMANN, M., 2013: The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 164: 80-99.

- SUTZKOVER-GUTMAN, I., HASSON, D., SEMIAT, R., 2010: Humic substances fouling in ultrafiltration processes. *Desalination* 361 (3): 218-231.
- ŠARAPATKA, 2008: Fyzikální degradace půdy a způsoby ochrany 2. *Zpravodaj Ekozemědělci přírodě* 12: 18.
- ŠARAPATKA, 2014: Pedologie a ochrana půdy. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc, 232 s. ISBN 978-80-244-3736-1.
- ŠKARDA, M., 1982: Hospodaření s organickými hnojiv. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 328 s.
- ŠKARPA, P., POSPÍŠILOVÁ, L., BJELKOVÁ, M., FIALA, K., HLUŠEK, J., 2011: Effect of Organic Matter and pH on the Mobility of Some Heavy Metals in Soils of Permanent Grasslands in the Foothills of the Hruby Jeseník Mts. *Ecological Chemistry and Engineering A* 19 (9-10): 1347-1353.
- TISDALL, J.M., OADES, J.M., 1982: Organic matter and water stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33 (2): 141-163.
- VÁCHALOVÁ, R., KOLÁŘ, L., KOBES, M., VÁCHAL, J., 2013: The effect of grassland management practices on differentiation of soil organic matter fractions. *Advanced Crop Science* 7: 472-478.
- VALIHORA B., 2006: Pášení na trávnych porastoch. In: Hrabě, F. a kol.: *Vše pro trávy a jetelotrávy*. Bašan, Olomouc, s. 62-65. ISBN 80-903275-5-9.
- VAN EEKEREN, N., DE BOER, H., BLOEM, J., SCHOUTEN, T., RUTGERS, M., DE GOEDE, R., BRUSSAARD, L., 2009: Soil biological quality of grassland fertilized with adjusted cattle manure slurries in comparison with organic and inorganic fertilizers. *Biology and Fertility of soils* 45 (6): 595-608.
- VAN EEKEREN, N., DE BOER, H., HANEGRAAF, M., BOKHORST, J., NIEROP, D., BLOEM, J., SCHOUTEN, T., DE GOEDE, R., BRUSSAARD, L., 2010: Ecosystem services in grassland associated with biotic and abiotic soil parameters. *Soil Biology & Biochemistry* 42 (9): 1491-1504.
- VANĚK, V., BALÍK, J., PAVLÍKOVÁ, D., TLUSTOŠ, P., 2007: Výživa polních a zahradních plodin. Profi Press, s.r.o., Praha, 167 s. ISBN 976-80-86726-25-0.
- VANĚK, V., KOLÁŘ, L., PAVLÍKOVÁ, D., 2009: Úloha organické hmoty v půdě. In: *Racionální použití hnojiv - sborník z konference, 26.11.2009, Praha, 16-25*. ISBN 978-80-213-2006-2.
- VITOUSEK, P., HOWARTH, R., 1991: Nitrogen limitation on land and in the sea: how can it occur? *Biogeochemistry* 13 (2), 87-115.

- WANG, H., MAGESAN, G.N., BOLAN, N.S., 2004: An overview of environmental effects of land application of farm effluents. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 47 (4): 389-403.
- WANG, S., MULLIGAN, C.N., 2009: Enhanced mobilization of arsenic and heavy metals from mine tailings by humic acid. *Chemosphere* 74 (2): 274-279.
- WANG, X.-S., QIN, Y., 2007: Relationship between heavy metals and iron oxides, fulvic acids, particle size fractions in urban roadside soils. *Environmental Geology* 52 (1): 63-69.
- WEBB, J., BELLAMY, P., LOVELAND, P.J., GOODLASS, G., 2003: Crop residues return and equilibrium soil organic carbon in England and Wales. *Soil Science Society of America Journal* 67 (3): 928-936.
- WISNIEWSKA-KIELIAN, B., PAZDZIORKO, A., 2004: Evaluation of microelement and trace element contents in soils and vegetation of grasslands in a mountain region Part III. Microelement contents in soil. *Zeszyty Problemowe Postepow Nauk Rolniczych* 501: 471-478.
- WRIGHT, A.L., 2009: Soil phosphorus stocks and distribution in chemical fractions for long-term sugarcane, pasture, turfgrass, and forest systems in Florida. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 83 (3): 223-231.
- XIANGZHEN, L., TANI, M., AIUCHI, D., KOIKE, M., KURAMOCHI, K., 2009: Chemical characters of humic and fulvic acids in cattle manure practically processed and applied in a field. *Japanese Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 80 (4): 335-346.
- YAGI, R., FERREIRA, M.E., PESSÔA DA CRUZ, M.C., BARBOSA, J. C., 2003: Organic matter fractions and soil fertility under the influence of liming, vermicompost and cattle manure. *Scientia agricola* 60 (3): 549-557.
- ZBÍRAL, J., 2002: Analýza půd I. Jednotné pracovní postupy. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský Brno, 224 s. ISBN 80-86548-15-5.
- ZBÍRAL, J., HONSA, I., MALÝ, S., ČIŽMÁR, D., 2004: Analýza půd III. Jednotné pracovní postupy. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno, 199 stran. ISBN 80-86548-60-0.
- ZHANG, Y., YANG, S., FU, M., CAI, J., ZHANG, Y., WANG, R., XU, Z., BAI, Y., JIANG, Y., 2015: Sheep manure application increases soil exchangeable base cations in a semi-arid steppe of Inner Mongolia. *Journal of Arid Land* 7(3): 361-369.

9 SEZNAM TABULEK

Tabulka 1: Kritéria hodnocení výměnné půdní reakce (Richter a Hlušek, 2003).....	17
Tabulka 2: Klasifikace hodnot maximální sorpční kapacity a stupně nasycení půdního sorpčního komplexu (Fiala a Krhovjáčková, 2009).....	19
Tabulka 3: Kritéria hodnocení půdních rozborů – výluh Mehlich III – trvalé travní porosty.....	22
Tabulka 4: Kritéria hodnocení půdních rozborů – mikroživiny ve výluzích Lindsay-Norvell (Fiala a Krhovjáčková, 2009).....	23
Tabulka 5: Kritéria hodnocení zásobenosti půd kjeldahlickým (N_T) dusíkem (Fiala a Krhovjáčková, 2009).....	23
Tabulka 6: Dlouhodobé klimatické parametry pro obec Rapotín (Kavka <i>et al.</i> , 2003)..	51
Tabulka 7: Průměrné teploty a srážky během sledované periody (meteo. stanice Šumperk).....	51
Tabulka 8: Průměrné teploty a srážky během sledovaných let (meteo. stanice Šumperk).....	51
Tabulka 9: Agrochemické půdní vlastnosti (stanovení dle horizontů, podzim 2004).....	52
Tabulka 10: Přehled základních fyzikálních a hydrofyzikálních vlastností stanoviště průměrné hodnoty, podzim 2004).....	53
Tabulka 11: Obsah jednotlivých živin v hnojivech ($N_{(kjel)}$) uveden v původní hmotě, makroprvky a mikroprvky přepočteny na sušinu).....	54
Tabulka 12: Obsah jednotlivých živin v močůvce (výsledky uvedeny v původní hmotě).....	55
Tabulka 13: Objemová hmotnost redukované u jednotlivých variant v letech 2005 – 2007.....	57
Tabulka 14: Limitní hodnoty objemové hmotnosti redukované a pórovitosti zhutnělé půdy (Javůrek a Vach, 2008).....	57
Tabulka 15: Pórovitost u jednotlivých variant v letech 2005 – 2007.....	60
Tabulka 16: Objem nekapilárních pórů u jednotlivých variant v letech 2005 – 2007....	60
Tabulka 17: Objem semikapilárních pórů u jednotlivých variant v letech 2005 – 2007.....	60
Tabulka 18: Objem kapilárních pórů u jednotlivých variant v letech 2005 – 2007.....	61

Tabulka 19: Zastoupení jednotlivých kategorií pórů u sledovaných variant v období 2005 -2007 [% z celkové pórovitosti].....	61
Tabulka 20: Maximální kapilární vodní kapacita u jednotlivých variant v letech 2005 – 2007.....	63
Tabulka 21: Kapilární nasáklivost u jednotlivých variant v letech 2005 – 2007.....	65
Tabulka 22: Minimální vzdušná kapacita 2005 – 2007.....	66
Tabulka 23: Výměnné a aktivní pH půdy při simulaci zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha ⁻¹ v letech 2005 – 2007.....	66
Tabulka 24: Přehled půdních sorpčních vlastností při simulaci zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha ⁻¹ v letech 2005 – 2007.....	69
Tabulka 25: Průměrný obsah dusíku při simulaci zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha ⁻¹ v letech 2005 -2007.....	70
Tabulka 26: Průměrný obsah fosforu při simulaci zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha ⁻¹ v letech 2005 – 2007.....	72
Tabulka 27: Průměrný obsah draslíku při simulaci zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha ⁻¹ v letech 2005 – 2007.....	73
Tabulka 28: Průměrný obsah vápníku při simulaci zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha ⁻¹ v letech 2005 – 2007.....	75
Tabulka 29: Průměrný obsah hořčíku při simulaci zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha ⁻¹ v letech 2005 – 2007.....	76
Tabulka 30: Poměr K: Mg u jednotlivých variant pokusu v letech 2005 – 2007.....	77
Tabulka 31: Průměrný obsah železa při simulaci zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha ⁻¹ v letech 2005 a 2007.....	77
Tabulka 32: Průměrný obsah manganu při simulaci zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha ⁻¹ v letech 2005 – 2007.....	78
Tabulka 33: Průměrný obsah zinku při simulaci zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha ⁻¹ v letech 2006 a 2007.....	83
Tabulka 34: Průměrný obsah mědi při simulaci zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha ⁻¹ v letech 2005 – 2007.....	84
Tabulka 35: Obsah organického uhlíku v půdě a jeho poměr k obsahu dusíku při simulaci zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha ⁻¹ v letech 2005 – 2007.....	85
Tabulka 36: Korelační koeficienty pro celkový obsah uhlíku a jednotlivé makroprvky a mikroelementy.....	87

Tabulka 37: Obsah humusových látek, huminových kyselin a fulvokyselin v půdě při simulaci zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha ⁻¹ v letech 2005 – 2007.....	87
Tabulka 38: Stupeň humifikace I (%) při simulaci zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha ⁻¹ v hloubce do 0,15 m (odběrová hloubka 1) a v hloubce 0,15 - 0,30 m (odběrová hloubka 2) v letech 2005 – 2007.....	93
Tabulka 39: Stupeň humifikace II při simulaci zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha ⁻¹ v hloubce do 0,15 m (odběrová hloubka 1) a v hloubce 0,15 - 0,30 m (odběrová hloubka 2) v letech 2005 – 2007.....	94
Tabulka 40: Poměr HK/FK při simulaci zatížení 0,9; 1,4a 2,0 DJ.ha ⁻¹ v hloubce do 0,15 m (odběrová hloubka 1) a v hloubce 0,15 - 0,30 m (odběrová hloubka 2) v letech 2005 – 2007.....	95
Tabulka 41: Korelační koeficienty pro humusové látky, huminové kyseliny a fulvokyseliny s jednotlivými makroprvky a mikroelementy.....	95
Tabulka 42: Průměrný obsah labilní organické hmoty (C _{hws} , C _{cws}) v půdě při simulaci zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha ⁻¹ v hloubce do 0,15 m (odběrová hloubka 1) a v hloubce 0,15 - 0,30 m (odběrová hloubka 2) v letech 2005 – 2007.....	96
Tabulka 43: Korelační koeficienty pro labilní formy uhlíku s jednotlivými makroprvky a mikroelementy.....	97

10 SEZNAM GRAFŮ

Graf 1: Objemová hmotnost redukovaná u jednotlivých variant pokusu [$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$]	58
Graf 2: Vliv odběrové hloubky na objemovou hmotnost redukovanou [$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$] hloubka 1 : < 0,1 m; 2 : 0,1 - 0,2 m; 3 : 0,2 - 0,3 m.....	59
Graf 3: Vliv odběrové hloubky na pórovitost [%] hloubka 1 : < 0,1 m; 2 : 0,1 - 0,2 m; 3 : 0,2 - 0,3 m.....	59
Graf 4: Zastoupení kapilárních pórů u jednotlivých variant pokusu [%].....	62
Graf 5: Vliv odběrové hloubky na objem kapilárních pórů [%] hloubka 1 : < 0,1 m; 2 : 0,1 - 0,2 m; 3 : 0,2 - 0,3 m.....	62
Graf 6: Maximální kapilární vodní kapacita u jednotlivých variant pokusu [%].....	63
Graf 7: Vliv odběrové hloubky na maximální kapilární vodní kapacitu [%] hloubka 1 : < 0,1 m; 2 : 0,1 - 0,2 m; 3 : 0,2 - 0,3 m.....	64
Graf 8: Vliv odběrové hloubky na kapilární nasáklivost [%] hloubka 1 : < 0,1 m; 2 : 0,1 - 0,2 m; 3 : 0,2 - 0,3 m.....	65
Graf 9: Vliv ročníku na hodnoty pH výměnné reakce půdy.....	67
Graf 10: Vliv ročníku na hodnoty pH aktivní reakce půdy.....	67
Graf 11: Suma bazických kationtů ($\text{mmol}(+)\cdot 0,1\text{kg}^{-1}$) v půdě ve sledovaném období 2004 -2007.....	69
Graf 12: Kationtová výměnná kapacita ($\text{mmol}(+)\cdot 0,1\text{kg}^{-1}$) v půdě ve sledovaném období 2004 - 2007	70
Graf 13: Obsah dusíku (%) v půdě ve sledovaném období 2004 - 2007	71
Graf 14: Obsah fosforu ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) v hloubce do 0,15 m (1) a v hloubce 0,15 - 0,30 m (2) ve sledovaném období 2005 – 2007.....	72
Graf 15: Obsah draslíku ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) v hloubce do 0,15 m (1) a v hloubce 0,15 - 0,30 m (2) při aplikaci hnoje s močůvkou (H+M) a kejdy (K) ve sledovaném období 2005 – 2007.....	74
Graf 16: Obsah draslíku ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) v hloubce do 0,15 m (1) a v hloubce 0,15 - 0,30 m (2) ve sledovaném období 2005 – 2007.....	74
Graf 17: Obsah vápníku ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) v půdě ve sledovaném období 2004 – 2007.....	75
Graf 18: Obsah hořčíku ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) v hloubce do 0,15 m (1) a v hloubce 0,15 - 0,30 m (2) při aplikaci hnoje s močůvkou (H+M) a kejdy (K) ve sledovaném období 2004 – 2007.....	76

Graf 19: Obsah železa (mg.kg^{-1}) v jednotlivých odběrových hloubkách ve sledovaném období 2004 – 2007.....	78
Graf 20: Obsah manganu (mg.kg^{-1}) v hloubce do 0,15 m (1) a v hloubce 0,15 - 0,30 m (2) při aplikaci hnoje s močůvkou (H+M) a kejdy (K) ve sledovaném období 2004 - 2007	80
Graf 21: Obsah manganu (mg.kg^{-1}) u jednotlivých variant pokusu v hloubce 0,02 - 0,15 m ve sledovaném období 2005 – 2007.....	81
Graf 22: Obsah manganu (mg.kg^{-1}) u jednotlivých variant pokusu v hloubce 0,15 - 0,30 m ve sledovaném období 2005 – 2007.....	82
Graf 23: Obsah zinku (mg.kg^{-1}) v jednotlivých odběrových hloubkách ve sledovaném období 2004 – 2007.....	83
Graf 24: Obsah mědi (mg.kg^{-1}) v půdě ve sledovaném období 2004 – 2007.....	84
Graf 25: Obsah organického uhlíku (%) v hloubce do 0,15 m (odběrová hloubka 1) a v hloubce 0,15 - 0,30 m (odběrová hloubka 2) v letech 2004 – 2007.....	86
Graf 26: Obsah organického uhlíku (%) při simulovaném zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha^{-1} v hloubce do 0,15 m (odběrová hloubka 1) a v hloubce 0,15 - 0,30 m (odběrová hloubka 2).....	86
Graf 27: Obsah humusových látek v půdě (%) při aplikaci kejdy ve sledovaných letech 2004 -2007.....	88
Graf 28: Obsah humusových látek v půdě (%) při aplikaci hnoje s močůvkou ve sledovaných letech 2004 – 2007.....	89
Graf 29: Obsah humusových látek v půdě (%) při simulovaném zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha^{-1}	89
Graf 30: Obsah huminových kyselin (%) při aplikaci hnoje s močůvkou (H+M) a kejdy (K) v letech sledování 2004 – 2007.....	90
Graf 31: Obsah huminových kyselin v půdě (%) při simulovaném zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha^{-1} v letech 2004 – 2007.....	91
Graf 32: Obsah fulvokyselin v půdě (%) při aplikaci hnoje s močůvkou (H+M) a kejdy (K) v letech sledování 2004 – 2007.....	92
Graf 33: Obsah fulvokyselin v půdě (%) při simulovaném zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha^{-1} v letech 2004 – 2007.....	92
Graf 34: Stupeň humifikace I (%) při simulovaném zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha^{-1} v letech 2004 – 2007.....	93
Graf 35: Stupeň humifikace II (%) při simulovaném zatížení 0,9; 1,4 a 2,0 DJ.ha^{-1}	94

Graf 36: Obsah labilního uhlíku C_{hws} ($mg.kg^{-1}$) ve sledovaných letech 2004 – 2007.....	96
Graf 37: Vztah objemové hmotnosti redukované a obsahu organického uhlíku v půdě v letech aplikace statkových hnojiv.....	99
Graf 38: Vztah kationtové výměnné kapacity a obsahu organického uhlíku.....	102
Graf 39: Vztah obsahu přístupného fosforu a fulvokyselin.....	104
Graf 40: Vztah obsahu manganu a obsahu organického uhlíku v půdě.....	106
Graf 41: Vztah obsahu zinku a obsahu organického uhlíku v půdě.....	107
Graf 42: Vztah obsahu mědi a obsahu organického uhlíku v půdě.....	108
Graf 43: Vztah obsahu manganu a obsahu humusových látek v půdě.....	109
Graf 44: Vztah obsahu železa a obsahu humusových látek v půdě.....	109
Graf 45: Vztah obsahu dusíku a obsahu horkou vodou extrahovatelného uhlíku v půdě.....	115
Graf 46: Maximální kapilární vodní kapacita [%] u jednotlivých variant pokusu ve sledovaném období 2005-2007.....	117

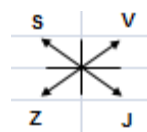
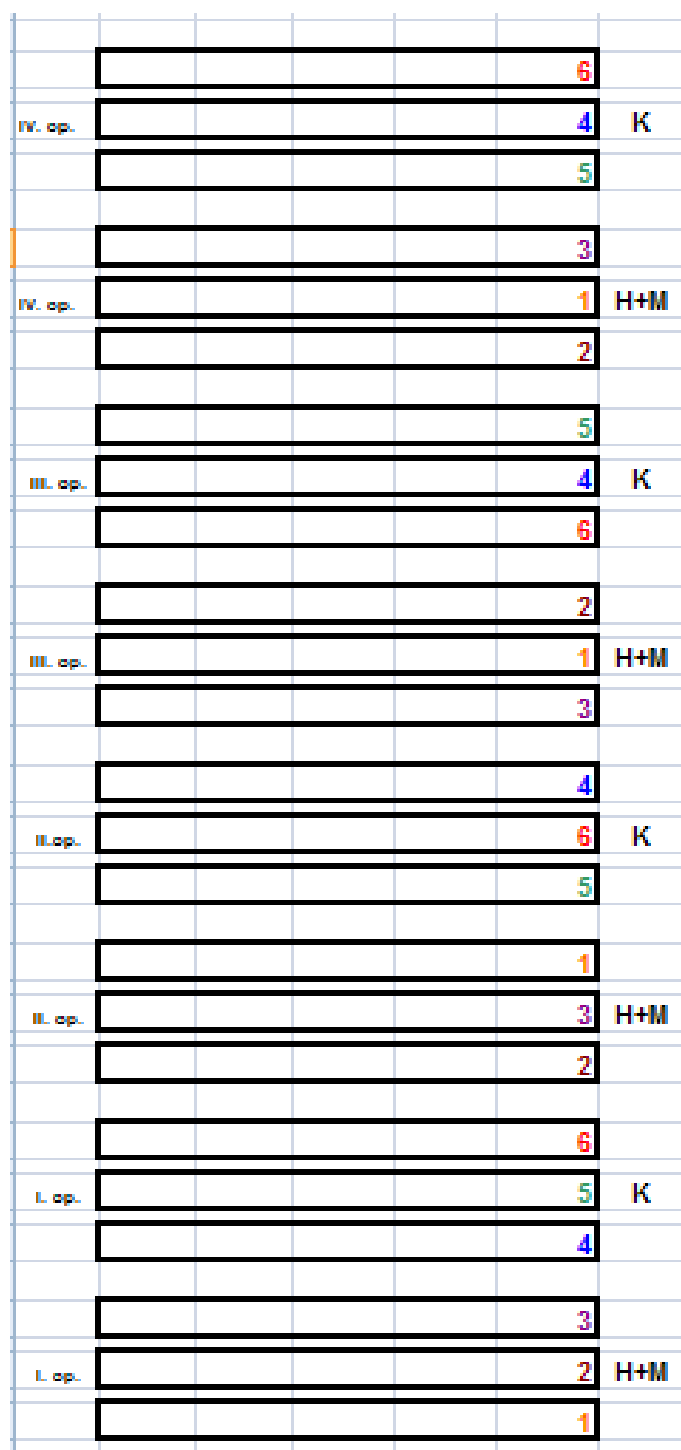
11 SEZNAM PŘÍLOH

Příloha 1: Pohled na pokusnou plochu u Rapotína, okr. Šumperk (Google Earth).....	149
Příloha 2: Schéma experimentálních ploch s organickým hnojením.....	150
Příloha 3: Statistické vyhodnocení fyzikálních charakteristik půd.....	151
Příloha 4: Statistické vyhodnocení chemických vlastností půdy – makroprvky (mimo dusík) a mikroelementy.....	157
Příloha č. 5: Statistické vyhodnocení půdní reakce, půdního sorpčního komplexu, dusíku a organického podílu půdy.....	162



Příloha 1: Pohled na pokusnou plochu u Rapotína, okr. Šumperk (Google Earth)

Příloha 2: Schéma experimentálních ploch s organickým hnojením (založeno v roce 2004)



Legenda:

Varianty hnojení:

H+M (hnůj + močůvka)

1 - zatížení 0,9 DJ.ha⁻¹, 2 seče

2 - zatížení 1,4 DJ.ha⁻¹, 3 seče

3 - zatížení 2,0 DJ.ha⁻¹, 4 seče

K (kejda)

4 - zatížení 0,9 DJ.ha⁻¹, 2 seče

5 - zatížení 1,4 DJ.ha⁻¹, 3 seče

6 - zatížení 2,0 DJ.ha⁻¹, 4 seče

Příloha 3: Statistické vyhodnocení fyzikálních charakteristik půd

Souhrnné tabulky popisných statistik

Rozkladová tabulka popisných statistik (OH půda - fyzika v PS.stw)

N=162(V seznamu záv. prom. nejsou ChD)

Varianta	Průměr	N platných	Minimum	Maximum	Sm.odch.
Objemová hmotnost redukována pd					
H+M 0,9	1448.489	27	1311.300	1588.200	75.5469
H+M 1,4	1451.278	27	1249.600	1593.200	89.3191
H+M 2,0	1460.922	27	1304.700	1699.000	104.1446
K 0,9	1438.473	27	1324.275	1592.200	82.2655
K 1,4	1416.417	27	1309.425	1558.200	72.5238
K 2,0	1423.207	27	1164.900	1631.700	104.2777
Vš.skup.	1439.798	162	1164.900	1699.000	88.9249
Pórovitost P					
H+M 0,9	44.89374	27	35.11661	50.75978	3.944853
H+M 1,4	46.25665	27	40.37312	52.42430	3.183845
H+M 2,0	45.68171	27	36.28750	51.79208	3.639111
K 0,9	45.76453	27	34.71764	50.95344	3.986067
K 1,4	46.95744	27	41.74207	51.09990	2.501438
K 2,0	46.99381	27	40.51229	56.61685	3.985118
Vš.skup.	46.09131	162	34.71764	56.61685	3.603236
Nekapilární pórovitost Pn					
H+M 0,9	6.992753	27	0.70609	12.46795	4.150548
H+M 1,4	8.056586	27	1.61913	12.85291	3.234309
H+M 2,0	5.805846	27	0.87570	16.21100	3.476893
K 0,9	7.049067	27	1.64764	10.41660	2.710592
K 1,4	7.933305	27	3.59398	13.50808	2.554471
K 2,0	7.848745	27	3.05016	19.71685	4.202526
Vš.skup.	7.281050	162	0.70609	19.71685	3.482837
Semikapilární pórovitost Ps					
H+M 0,9	9.232469	27	6.950000	13.59000	1.516664
H+M 1,4	8.225123	27	5.460000	10.79000	1.257157
H+M 2,0	8.513580	27	5.840000	11.47000	1.494627
K 0,9	9.292253	27	6.216667	18.65500	2.978873
K 1,4	8.876265	27	4.520000	15.91250	2.361841
K 2,0	9.089198	27	6.200000	11.39083	1.307778
Vš.skup.	8.871481	162	4.520000	18.65500	1.936117
Kapilární pórovitost Pk					
H+M 0,9	28.66852	27	23.90000	35.62000	3.307740
H+M 1,4	29.97494	27	22.89000	39.53000	3.744323
H+M 2,0	31.36228	27	24.64000	41.87000	4.038233
K 0,9	29.42321	27	22.18000	34.52000	3.174536
K 1,4	30.14787	27	25.27000	36.16000	2.947556
K 2,0	30.05586	27	26.11000	37.63000	2.797427
Vš.skup.	29.93878	162	22.18000	41.87000	3.409336
Maximální kapilární kapacita MKK					
H+M 0,9	36.18914	27	28.73000	50.42000	4.59058
H+M 1,4	33.21537	27	30.53000	44.91000	10.39623
H+M 2,0	33.77673	27	28.40000	45.55000	11.00819
K 0,9	36.70441	27	31.24000	46.33500	3.57530
K 1,4	36.66012	27	30.84000	45.40750	3.86835
K 2,0	36.68469	27	31.43000	43.17500	3.28390
Vš.skup.	35.53841	162	28.40000	50.42000	6.98606

Kapilární nasáklivost KN

H+M 0,9	42.93019	27	36.02000	53.91000	3.68154
H+M 1,4	39.92549	27	34.12000	51.94000	9.83493
H+M 2,0	40.78809	27	36.02000	52.78000	10.10531
K 0,9	44.11923	27	39.36500	52.03500	3.51066
K 1,4	42.85241	27	38.65000	53.40750	7.17738
K 2,0	43.12247	27	39.52000	49.42000	5.60789
Vš.skup.	42.28965	162	34.12000	53.91000	7.19745

Minimální vzdušná kapacita MVK

H+M 0,9	8.70460	27	0.93395	15.14795	4.87006
H+M 1,4	13.04128	27	4.41913	15.27328	10.42309
H+M 2,0	11.90498	27	2.55514	20.80152	11.67172
K 0,9	9.06012	27	1.32764	15.12155	3.66959
K 1,4	10.29732	27	5.22723	17.39425	3.09915
K 2,0	10.30912	27	3.05016	25.18685	4.83221
Vš.skup.	10.55290	162	1.32763	25.18685	7.29270

Rozkladová tabulka popisných statistik (OH půda - fyzika v PS.stw)

N=162(V seznamu záv. prom. nejsou ChD)

hloubka *Průměr* *N platných* *Minimum* *Maximum* *Sm.odch.*

Objemová hmotnost redukována pd

1	1367.107	54	1164.900	1522.000	68.99551
2	1457.056	54	1336.233	1699.000	68.07608
3	1495.231	54	1309.425	1651.300	76.21446
Vš.skup.	1439.798	162	1164.900	1699.000	88.92490

Pórovitost P

1	48.70517	54	43.38718	56.61685	2.777793
2	45.64246	54	36.28750	50.73539	2.605406
3	43.92631	54	34.71764	51.39850	3.604646
Vš.skup.	46.09131	162	34.71764	56.61685	3.603236

Nekapilární pórovitost Pn

1	7.683676	54	0.87570	19.71685	3.292072
2	7.374261	54	1.61913	14.77539	3.514808
3	6.785214	54	0.70609	14.73850	3.637591
Vš.skup.	7.281050	162	0.70609	19.71685	3.482837

Semikapilární pórovitost Ps

1	8.548688	54	4.520000	15.36250	1.671943
2	8.857840	54	5.113333	16.23500	1.818849
3	9.207917	54	6.100000	18.65500	2.249850
Vš.skup.	8.871481	162	4.520000	18.65500	1.936117

Kapilární pórovitost Pk

1	32.47281	54	24.64000	41.87000	3.165282
2	29.41035	54	22.89000	40.26000	2.990832
3	27.93318	54	22.18000	33.33000	2.328084
Vš.skup.	29.93878	162	22.18000	41.87000	3.409336

Maximální kapilární kapacita MKK

1	37.69520	54	30.42000	50.42000	7.409480
2	34.95773	54	28.40000	44.30500	6.548630
3	33.96230	54	28.73000	46.33500	6.546590
Vš.skup.	35.53841	162	28.40000	50.42000	6.986061

Kapilární nasáklivost KN

1	44.18878	54	39.28000	53.91000	7.800686
2	42.05656	54	34.12000	51.39500	6.193521
3	40.62360	54	36.02000	53.40750	7.183037
Vš.skup.	42.28965	162	34.12000	53.91000	7.197449

Minimální vzdušná kapacita MVK

1	11.00997	54	25.18685	42.58465	7.558848
2	10.68472	54	18.00291	42.93939	7.039527
3	9.96401	54	17.39425	42.17726	7.367646
Vš.skup.	10.55290	162	17.39425	42.93939	7.292697

Objemová hmotnost redukována ρ_d

Test SČ celého modelu vs. SČ reziduí (souhrn v PS.stw)

Vícenás.	Vícenás.	Upravené	SČ	sv	PČ	SČ	sv	PČ
0.643540	0.414144	0.344980	527258.6	17	31015.21	745871.1	144	5179.661

F	p
5.987884	0.000000

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro ρ_d (souhrn v PS.stw)				
	Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně	PČ	F	p
Abs. člen	335828791	1	335828791	64836.06	0.000000
Varianta	39885	5	7977	1.54	0.181020
Odběrová hloubka	467351	2	233675	45.11	0.000000
Varianta*Odběrová hloubka	20023	10	2002	0.39	0.950894
Chyba	745871	144	5180		

Pórovitost P

Test SČ celého modelu vs. SČ reziduí (souhrn v PS.stw)

Vícenás.	Vícenás.	Upravené	SČ	sv	PČ	SČ	sv	PČ
0.619274	0.383500	0.310719	801.6356	17	47.15503	1288.678	144	8.949150

F	p
5.269219	0.000000

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro P (souhrn v PS.stw)				
	Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně	PČ	F	p
Abs. člen	344154.3	1	344154.3	38456.64	0.000000
Varianta	89.1	5	17.8	1.99	0.083301
Odběrová hloubka	632.9	2	316.5	35.36	0.000000
Varianta*Odběrová hloubka	79.6	10	8.0	0.89	0.544880
Chyba	1288.7	144	8.9		

Nekapilární pórovitost Pn

Test SČ celého modelu vs. SČ reziduí (souhrn v PS.stw)

Vícenás. Vícenás. Upravené SČ sv PČ SČ sv PČ
0.346583 0.120119 0.016245 234.5878 17 13.79928 1718.367 144 11.93310

F p
1.156387 0.307875

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro Pn (souhrn v PS.stw) Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně	PČ	F	p
Abs. člen	8588.219	1	8588.219	719.6971	0.000000
Varianta	98.883	5	19.777	1.6573	0.148688
Odběrová hloubka	22.499	2	11.250	0.9427	0.391959
Varianta*Odběrová hloubka	113.206	10	11.321	0.9487	0.490969
Chyba	1718.367	144	11.933		

Semikapilární pórovitost Ps

Test SČ celého modelu vs. SČ reziduí (souhrn v PS.stw)

Vícenás. Vícenás. Upravené SČ sv PČ SČ sv PČ
0.282111 0.079587 -0.029073 48.03194 17 2.825408 555.4847 144 3.857533

F p
0.732439 0.765527

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro Ps (souhrn v PS.stw) Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně	PČ	F	p
Abs. člen	12749.92	1	12749.92	3305.200	0.000000
Varianta	24.32	5	4.86	1.261	0.284143
Odběrová hloubka	11.75	2	5.87	1.523	0.221583
Varianta*Odběrová hloubka	11.97	10	1.20	0.310	0.977579
Chyba	555.48	144	3.86		

Kapilární pórovitost Pk

Test SČ celého modelu vs. SČ reziduí (souhrn v PS.stw)

Vícenás. Vícenás. Upravené SČ sv PČ SČ sv PČ
0.615119 0.378371 0.304984 708.0818 17 41.65187 1163.314 144 8.078568

F p
5.155848 0.000000

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro Pk (souhrn v PS.stw) Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně	PČ	F	p
Abs. člen	145205.6	1	145205.6	17974.17	0.000000
Varianta	107.0	5	21.4	2.65	0.025267
Odběrová hloubka	579.0	2	289.5	35.84	0.000000
Varianta*Odběrová hloubka	22.0	10	2.2	0.27	0.986288
Chyba	1163.3	144	8.1		

Maximální kapilární kapacita MKK

Test SČ celého modelu vs. SČ reziduí (souhrn v PS.stw)

Vícenás. Vícenás. Upravené SČ sv PČ SČ sv PČ
 0.319270 0.101933 -0.004089 800.9512 17 47.11478 7056.662 144 49.00460

F p
 0.961436 0.504625

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro MKK (souhrn v PS.stw) Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně	PČ	F	p
Abs. člen	204602.5	1	204602.5	4175.170	0.000000
Varianta	347.1	5	69.4	1.417	0.221713
Odběrová hloubka	403.5	2	201.8	4.117	0.018243
Varianta*Odběrová hloubka	50.3	10	5.0	0.103	0.999784
Chyba	7056.7	144	49.0		

Effect	Univariate Tests of Significance for MKK [%] (souhrn in OH fyzika ročníky) Sigma-restricted parameterization Effective hypothesis decomposition				
	SS	Degr. of Freedom	MS	F	p
Intercept	204602,5	1	204602,5	4797,618	0,000000
rok	906,0	2	453,0	10,622	0,000050
Varianta	347,1	5	69,4	1,628	0,156299
rok*Varianta	463,4	10	46,3	1,087	0,376314
Error	6141,1	144	42,6		

Kapilární nasáklivost KN

Test SČ celého modelu vs. SČ reziduí (souhrn v PS.stw)

Vícenás. Vícenás. Upravené SČ sv PČ SČ sv PČ
 0.316499 0.100172 -0.006058 835.4662 17 49.14507 7504.860 144 52.11708

F p
 0.942974 0.525550

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro KN (souhrn v PS.stw) Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně	PČ	F	p
Abs. člen	289723.1	1	289723.1	5559.081	0.000000
Varianta	340.5	5	68.1	1.307	0.264349
Odběrová hloubka	347.6	2	173.8	3.335	0.038398
Varianta*Odběrová hloubka	147.4	10	14.7	0.283	0.984168
Chyba	7504.9	144	52.1		

Minimální vzdušná kapacita MVK

Test SČ celého modelu vs. SČ reziduí (OH půda - fyzikaVA v PS.stw)

Vícenás. Vícenás. Upravené SČ sv PČ SČ sv PČ
0.253207 0.064114 -0.046373 548.9764 17 32.29273 8013.556 144 55.64970

F p
0.580286 0.902320

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro MVK (OH půda - fyzikaVA v PS.stw) Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně	PČ	F	p
Abs. člen	18040.93	1	18040.93	324.1873	0.000000
Varianta	372.32	5	74.46	1.3381	0.251532
hloubka	30.95	2	15.47	0.2780	0.757667
Varianta*hloubka	145.71	10	14.57	0.2618	0.988223
Chyba	8013.56	144	55.65		

Příloha 4: Statistické vyhodnocení chemických vlastností půdy – makroprvky (mimo dusík) a mikroelementy

Výsledky ANOVA bez roku 2004 všechny proměnné

Obsah fosforu P

```
summary(aov(data_mimo_2004$P ~ hnojivo+zatizeni+hloubka+rok +
hnojivo:zatizeni + hnojivo:hloubka + zatizeni:hloubka + hnojivo:rok
+zatizeni:rok + hloubka:rok)) #
```

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
hnojivo	1	13	13.02	0.0166	0.89772
zatizeni	2	3927	1963.70	2.5043	0.08661 .
hloubka	1	3013	3013.11	3.8426	0.05262 .
rok	2	346	173.15	0.2208	0.80224
hnojivo:zatizeni	2	1568	784.22	1.0001	0.37132
hnojivo:hloubka	1	160	159.55	0.2035	0.65286
zatizeni:hloubka	2	1249	624.69	0.7967	0.45354
hnojivo:rok	2	268	133.85	0.1707	0.84332
zatizeni:rok	4	304	76.01	0.0969	0.98323
hloubka:rok	2	641	320.35	0.4085	0.66567
Residuals	105	82335	784.14		

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
2 observations deleted due to missingness

Obsah draslíku K

```
> summary(aov(K ~ hnojivo+zatizeni+hloubka+rok + hnojivo:zatizeni +
hnojivo:hloubka + zatizeni:hloubka + hnojivo:rok +zatizeni:rok +
hloubka:rok)) #
```

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
hnojivo	1	8013	8013	1.0114	0.31688
zatizeni	2	28364	14182	1.7901	0.17201
hloubka	1	216717	216717	27.3544	8.698e-07 ***
rok	2	179613	89806	11.3355	3.488e-05 ***
hnojivo:zatizeni	2	12756	6378	0.8050	0.44981
hnojivo:hloubka	1	1546	1546	0.1951	0.65958
zatizeni:hloubka	2	1312	656	0.0828	0.92062
hnojivo:rok	2	48717	24358	3.0745	0.05039 .
zatizeni:rok	4	16545	4136	0.5221	0.71970
hloubka:rok	2	55159	27580	3.4812	0.03437 *
Residuals	105	831869	7923		

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
2 observations deleted due to missingness

Obsah vápníku Ca

```
> summary(aov(Ca ~ hnojivo+zatizeni+hloubka+rok + hnojivo:zatizeni +
hnojivo:hloubka + zatizeni:hloubka + hnojivo:rok +zatizeni:rok +
hloubka:rok)) #
```

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
hnojivo	1	40998	40998	0.3024	0.5835
zatizeni	2	216084	108042	0.7969	0.4534
hloubka	1	905	905	0.0067	0.9350
rok	2	42749	21375	0.1577	0.8543
hnojivo:zatizeni	2	13798	6899	0.0509	0.9504
hnojivo:hloubka	1	27440	27440	0.2024	0.6537
zatizeni:hloubka	2	13568	6784	0.0500	0.9512
hnojivo:rok	2	148476	74238	0.5476	0.5800

```

zatizeni:rok      4      88918    22229    0.1640 0.9562
hlobuka:rok      2      17410     8705    0.0642 0.9378
Residuals      106 14371261  135578
1 observation deleted due to missingness

```

Obsah hořčíku Mg

```

> summary(aov(Mg ~ hnojivo+zatizeni+hlobuka+rok + hnojivo:zatizeni +
hnojivo:hlobuka + zatizeni:hlobuka + hnojivo:rok +zatizeni:rok +
hlobuka:rok)) #

```

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
hnojivo	1	526	526.5	0.9376	0.335089	
zatizeni	2	2330	1164.9	2.0746	0.130676	
hlobuka	1	7101	7100.7	12.6463	0.000564	***
rok	2	7558	3778.8	6.7300	0.001772	**
hnojivo:zatizeni	2	634	316.8	0.5643	0.570479	
hnojivo:hlobuka	1	1109	1108.7	1.9747	0.162879	
zatizeni:hlobuka	2	44	22.1	0.0393	0.961462	
hnojivo:rok	2	2032	1016.1	1.8097	0.168719	
zatizeni:rok	4	723	180.7	0.3218	0.862800	
hlobuka:rok	2	2568	1283.8	2.2865	0.106616	
Residuals	106	59517	561.5			

```

---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
1 observation deleted due to missingness

```

Obsah manganu Mn

```

> summary(aov(Mn ~ hnojivo+zatizeni+hlobuka+rok + hnojivo:zatizeni +
hnojivo:hlobuka + zatizeni:hlobuka + hnojivo:rok +zatizeni:rok +
hlobuka:rok)) #

```

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
hnojivo	1	826.3	826.33	12.6296	0.0005685	***
zatizeni	2	205.9	102.94	1.5734	0.2121498	
hlobuka	1	629.3	629.28	9.6179	0.0024692	**
rok	2	148.1	74.06	1.1320	0.3262599	
hnojivo:zatizeni	2	415.8	207.92	3.1778	0.0456771	*
hnojivo:hlobuka	1	8.8	8.77	0.1340	0.7150178	
zatizeni:hlobuka	2	106.6	53.32	0.8149	0.4454232	
hnojivo:rok	2	526.9	263.47	4.0269	0.0206248	*
zatizeni:rok	4	56.0	14.01	0.2141	0.9301051	
hlobuka:rok	2	794.6	397.31	6.0724	0.0031859	**
Residuals	106	6935.4	65.43			

```

---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
1 observation deleted due to missingness

```

Obsah železa Fe

```

> summary(aov(Fe ~ hnojivo+zatizeni+hlobuka+rok + hnojivo:zatizeni +
hnojivo:hlobuka + zatizeni:hlobuka + hnojivo:rok +zatizeni:rok +
hlobuka:rok)) #

```

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
hnojivo	1	3722	3722.0	2.7412	0.101759	
zatizeni	2	3694	1847.1	1.3604	0.262506	
hlobuka	1	11729	11728.7	8.6380	0.004315	**
rok	1	10061	10061.0	7.4097	0.007979	**
hnojivo:zatizeni	2	2614	1306.9	0.9625	0.386364	
hnojivo:hlobuka	1	214	213.6	0.1573	0.692725	
zatizeni:hlobuka	2	1729	864.3	0.6366	0.531797	
hnojivo:rok	1	3261	3260.8	2.4016	0.125212	
zatizeni:rok	2	333	166.6	0.1227	0.884726	
hlobuka:rok	1	5182	5182.2	3.8167	0.054286	.
Residuals	79	107266	1357.8			

 Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
 33 observations deleted due to missingness

Obsah zinku Zn

> summary(aov(Zn ~ hnojivo+zatizeni+hlobuka+rok + hnojivo:zatizeni +
 hnojivo:hlobuka + zatizeni:hlobuka + hnojivo:rok +zatizeni:rok +
 hlobuka:rok)) #

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
hnojivo	1	0.0299	0.0299	0.1172	0.7332654
zatizeni	2	0.3156	0.1578	0.6184	0.5420346
hlobuka	1	3.6855	3.6855	14.4421	0.0003282 ***
rok	1	3.1481	3.1481	12.3362	0.0008276 ***
hnojivo:zatizeni	2	0.9893	0.4946	1.9383	0.1524401
hnojivo:hlobuka	1	0.0585	0.0585	0.2291	0.6338288
zatizeni:hlobuka	2	0.4270	0.2135	0.8366	0.4379198
hnojivo:rok	1	0.0258	0.0258	0.1010	0.7516526
zatizeni:rok	2	0.1054	0.0527	0.2065	0.8139644
hlobuka:rok	1	0.1007	0.1007	0.3945	0.5322190
Residuals	63	16.0772	0.2552		

 Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
 49 observations deleted due to missingness

Obsah mědi Cu

> summary(aov(Cu ~ hnojivo+zatizeni+hlobuka+rok + hnojivo:zatizeni +
 hnojivo:hlobuka + zatizeni:hlobuka + hnojivo:rok +zatizeni:rok +
 hlobuka:rok)) #

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
hnojivo	1	0.100	0.10020	0.0972	0.75587
zatizeni	2	2.713	1.35627	1.3153	0.27275
hlobuka	1	1.716	1.71616	1.6643	0.19984
rok	2	5.905	2.95264	2.8634	0.06150 .
hnojivo:zatizeni	2	4.697	2.34833	2.2773	0.10756
hnojivo:hlobuka	1	0.562	0.56232	0.5453	0.46187
zatizeni:hlobuka	2	0.473	0.23651	0.2294	0.79544
hnojivo:rok	2	4.868	2.43376	2.3602	0.09935 .
zatizeni:rok	4	4.899	1.22477	1.1877	0.32049
hlobuka:rok	2	5.595	2.79766	2.7131	0.07094 .
Residuals	106	109.306	1.03118		

 Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
 1 observation deleted due to missingness

Výsledky ANOVA s rokem 2004 všechny proměnné

Obsah fosforu P

summary(aov(P ~ hnojivo*rok*hlobuka))

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
hnojivo	1	949	949.47	0.6694	0.4146
rok	3	482	160.71	0.1133	0.9522
hlobuka	1	1206	1206.31	0.8505	0.3579
hnojivo:rok	3	4401	1466.84	1.0342	0.3793
hnojivo:hlobuka	1	91	91.47	0.0645	0.7999
rok:hlobuka	3	3300	1100.06	0.7756	0.5094
hnojivo:rok:hlobuka	3	2999	999.51	0.7047	0.5507
Residuals	147	208490	1418.30		

2 observations deleted due to missingness

Obsah draslíku K

```
> summary(aov(K ~ hnojivo*rok*hloubka))
```

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
hnojivo	1	10703	10703	1.5364	0.21712	
rok	3	316270	105423	15.1331	1.237e-08	***
hloubka	1	241045	241045	34.6010	2.622e-08	***
hnojivo:rok	3	58548	19516	2.8014	0.04205	*
hnojivo:hloubka	1	4651	4651	0.6677	0.41518	
rok:hloubka	3	55823	18608	2.6710	0.04969	*
hnojivo:rok:hloubka	3	11940	3980	0.5713	0.63477	
Residuals	147	1024064	6966			

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
2 observations deleted due to missingness

Obsah vápníku Ca

```
> summary(aov(Ca ~ hnojivo*rok*hloubka))
```

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
hnojivo	1	12425	12425	0.0793	0.77861	
rok	3	1792456	597485	3.8145	0.01141	*
hloubka	1	123066	123066	0.7857	0.37685	
hnojivo:rok	3	170436	56812	0.3627	0.78003	
hnojivo:hloubka	1	282107	282107	1.8010	0.18164	
rok:hloubka	3	376906	125635	0.8021	0.49458	
hnojivo:rok:hloubka	3	490200	163400	1.0432	0.37537	
Residuals	148	23182251	156637			

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
1 observation deleted due to missingness

Obsah hořčíku Mg

```
> summary(aov(Mg ~ hnojivo*rok*hloubka))
```

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
hnojivo	1	2453	2453.2	3.5925	0.0599915	.
rok	3	11738	3912.5	5.7296	0.0009768	***
hloubka	1	9395	9395.3	13.7587	0.0002934	***
hnojivo:rok	3	3988	1329.2	1.9465	0.1246211	
hnojivo:hloubka	1	3520	3520.1	5.1549	0.0246246	*
rok:hloubka	3	2623	874.2	1.2803	0.2833594	
hnojivo:rok:hloubka	3	2119	706.3	1.0344	0.3792422	
Residuals	148	101064	682.9			

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
1 observation deleted due to missingness

Obsah manganu Mn

```
> summary(aov(Mn ~ hnojivo*rok*hloubka))
```

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
hnojivo	1	384.8	384.78	4.5905	0.0338784	*
rok	3	6078.0	2026.01	24.1712	1.152e-12	***
hloubka	1	1432.4	1432.35	17.0886	6.116e-05	***
hnojivo:rok	3	1627.8	542.62	6.4736	0.0003904	***
hnojivo:hloubka	1	86.2	86.24	1.0289	0.3121692	
rok:hloubka	3	1353.5	451.16	5.3826	0.0015506	**
hnojivo:rok:hloubka	3	278.8	92.95	1.1089	0.3477051	
Residuals	140	11734.7	83.82			

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

9 observations deleted due to missingness

Obsah železa Fe

```
> summary(aov(Fe ~ hnojivo*rok*hloubka))
```

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
hnojivo	1	4816	4816	3.6399	0.0589716 .
rok	2	242682	121341	91.7054	< 2.2e-16 ***
hloubka	1	19904	19904	15.0424	0.0001778 ***
hnojivo:rok	2	5951	2975	2.2486	0.1102901
hnojivo:hloubka	1	924	924	0.6984	0.4051146
rok:hloubka	2	5802	2901	2.1925	0.1164029
hnojivo:rok:hloubka	2	1281	641	0.4842	0.6175019
Residuals	112	148194	1323		

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
41 observations deleted due to missingness

Obsah zinku Zn

```
> summary(aov(Zn ~ hnojivo*rok*hloubka))
```

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
hnojivo	1	0.1784	0.1784	0.7022	0.4041
rok	2	6.2067	3.1033	12.2120	1.883e-05 ***
hloubka	1	5.2590	5.2590	20.6949	1.575e-05 ***
hnojivo:rok	2	0.5691	0.2846	1.1198	0.3306
hnojivo:hloubka	1	0.1912	0.1912	0.7525	0.3879
rok:hloubka	2	0.1297	0.0648	0.2551	0.7753
hnojivo:rok:hloubka	2	0.4587	0.2293	0.9024	0.4090
Residuals	96	24.3956	0.2541		

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
57 observations deleted due to missingness

Obsah mědi Cu

```
> summary(aov(Cu ~ hnojivo*rok*hloubka))
```

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
hnojivo	1	0.058	0.058	0.0294	0.8642
rok	3	195.435	65.145	32.7305	4.299e-16 ***
hloubka	1	2.168	2.168	1.0895	0.2984
hnojivo:rok	3	7.231	2.410	1.2109	0.3081
hnojivo:hloubka	1	0.018	0.018	0.0092	0.9239
rok:hloubka	3	5.125	1.708	0.8583	0.4644
hnojivo:rok:hloubka	3	3.484	1.161	0.5836	0.6267
Residuals	140	278.649	1.990		

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
9 observations deleted due to missingness

Příloha č. 5: Statistické vyhodnocení půdní reakce, půdního sorpčního komplexu, dusíku a organického podílu půdy

Výsledky statistiky ANOVA + TUKEY HSD

Kategorie:

V1 rok

V2 hnojivo

V3 zatížení

V4 odběrová hloubka

Půdní reakce - výměnné pH půdy pH_{KCl}

```

              Df Sum Sq Mean Sq F value    Pr(>F)
V1cat         3  2.6122  0.8707  8.4498 2.808e-05 ***
V4cat         1  0.8695  0.8695  8.4382  0.004143 **
Residuals    177 18.2394  0.1030
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
8 observations deleted due to missingness
> TukeyHSD(aovV9c)
  Tukey multiple comparisons of means
    95% family-wise confidence level

Fit: aov(formula = V9 ~ V1cat + V4cat, data = ang)

```

Půdní reakce - aktivní pH půdy pH_{H_2O}

```

              Df Sum Sq Mean Sq F value    Pr(>F)
V1cat         3  5.4581  1.8194 24.537 2.218e-13 ***
Residuals    182 13.4950  0.0741
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
4 observations deleted due to missingness
> TukeyHSD(aovV10c)
  Tukey multiple comparisons of means
    95% family-wise confidence level

Fit: aov(formula = V10 ~ V1cat, data = ang)

```

Obsah humusových látek C_{HL}

```

              Df Sum Sq Mean Sq F value    Pr(>F)
V1cat         3  1.0501  0.3500 14.6591 2.431e-08 ***
V3cat         2  0.4068  0.2034  8.5189 0.0003247 ***
V4cat         1  1.1257  1.1257 47.1411 2.059e-10 ***
V1cat:V2      4  0.2066  0.0517  2.1632 0.0763335 .
V1cat:V3cat   6  0.5476  0.0913  3.8219 0.0014813 **
Residuals    138  3.2953  0.0239
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
35 observations deleted due to missingness
> TukeyHSD(aovV20c)
  Tukey multiple comparisons of means
    95% family-wise confidence level

```

Fit: aov(formula = V20 ~ V1cat + V3cat + V4cat + V1cat:V2 + V1cat:V3cat + V4cat, data = ang)

Obsah huminových kyselin C_{HK}

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
V1	3	0.26264	0.08755	12.7760	2.037e-07	***
V4	1	0.16803	0.16803	24.5206	2.113e-06	***
V3	2	0.08965	0.04483	6.5416	0.001931	**
V1:V2	3	0.09142	0.03047	3.4125	0.019187	**
V1:V3	6	0.14520	0.02420	3.5316	0.002777	**
V1:V4	3	0.04017	0.01339	1.9541	0.123787	
Residuals	138	0.94565	0.00685			

 Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

> summary(lm3V21dopocet)

Obsah fulvokyselin C_{FK}

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
V1	3	0.27119	0.09040	7.7878	0.000072	***
V2	1	0.00146	0.00146	0.1103	0.740253	
V3	2	0.12320	0.06160	4.9236	0.008483	***
V4	1	0.39700	0.39700	37.357	0.000000	***
V1:V3	6	0.15480	0.03230	0.9686	0.409390	
Residuals	138	0.97856	0.02485			

 Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

> summary(lm3V22dopocet)

Výsledky statistiky GLM

Kategorie:

V1 rok

V2 hnojivo

V3 zatížení

V4 odběrová hloubka

Obsah výměnných bazí S

Start: AIC=1089.24

Step: AIC=1050.67

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	F	Pr(>F)
NULL			183	15.6088		
V1cat	3	3.3209	180	12.2879	27.487	1.106e-14 ***

 Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

> summary(glm3V5)

Kationtová výměnná kapacita T

```
Start: AIC=1087.4
Step: AIC=1039.88
      Df Deviance Resid. Df Resid. Dev      F      Pr(>F)
NULL                182      11.9886
Vlcat    3    3.0153      179      8.9734 32.331 < 2.2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
> summary(glm3V7)
```

Stupeň sorpční nasycenosti půdy V

```
Start: AIC=1152.28
Step: AIC=1150.93
      Df Deviance Resid. Df Resid. Dev      F      Pr(>F)
NULL                182      0.75332
Vlcat    3    0.02964      179      0.72368 2.8891 0.03694 *
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
> summary(glm3V8)
```

Obsah horkou vodou extrahovatelného uhlíku C_{hws}

```
Start: AIC=2322.25
Step: AIC=2270.77
      Df Deviance Resid. Df Resid. Dev      F      Pr(>F)
NULL                176      14.1154
Vlcat    3    2.4696      173      11.6458 14.657 1.524e-08 ***
V4cat    1    1.5210      172      10.1248 27.079 5.512e-07 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
> summary(glm3V12)

Call:
glm(formula = V12 ~ Vlcat + V4cat, family = Gamma(link = log),
    data = ang)
```

Obsah studenou vodou extrahovatelného uhlíku C_{cws}

```
Start: AIC=2120
Step: AIC=2115.7
      Df Deviance Resid. Df Resid. Dev      F      Pr(>F)
NULL                176      41.939
V4cat    1    1.414      175      40.526 6.9848 0.008967 **
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
> summary(glm3V13)
```

Poměr huminových kyselin a fulvokyselin HK/FK

```
Start: AIC=69.43
Step: AIC=60.63
      Df Deviance Resid. Df Resid. Dev      F      Pr(>F)
NULL                161      18.3312
Vlcat    3    1.1387      158      17.1925 4.3889 0.005411 **
V3cat    2    0.6635      156      16.5290 3.8358 0.023704 *
V4cat    1    0.3692      155      16.1598 4.2694 0.040501 *
Vlcat:V4cat 3    0.5790      152      15.5808 2.2314 0.086847 .
---

```

```

Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
> summary(glm3V18)

Call:
glm(formula = V18 ~ V1cat + V3cat + V4cat + V1cat:V4cat, family = Gamma(link = log),
    data = ang)

Deviance Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-1.20368 -0.18332 -0.01821  0.15787  0.67120

Coefficients:
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  -0.21314   0.07105  -3.000  0.00316 **
V1cat2005     0.06782   0.09348   0.726  0.46923
V1cat2006     0.17488   0.08682   2.014  0.04573 *
V1cat2007    -0.07543   0.09887  -0.763  0.44668
V3cat1.4      0.09853   0.05665   1.739  0.08402 .
V3cat2       -0.03426   0.05667  -0.605  0.54640
V4cat2       -0.01910   0.08867  -0.215  0.82975
V1cat2005:V4cat2 0.25869   0.13218   1.957  0.05217 .
V1cat2006:V4cat2 0.02319   0.12276   0.189  0.85044
V1cat2007:V4cat2 0.24906   0.13514   1.843  0.06728 .
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 0.08648492)

Null deviance: 18.331 on 161 degrees of freedom
Residual deviance: 15.581 on 152 degrees of freedom
(28 observations deleted due to missingness)
AIC: 60.634

Number of Fisher Scoring iterations: 5

```

Stupeň humifikace I C_{HL}/C_{ox}

```

Start: AIC=1249.22
Step: AIC=1244.75
      Df Deviance Resid. Df Resid. Dev      F Pr(>F)
NULL                    153     15.0911
V3      2     0.5550      151     14.5361  3.3761 0.03695 *
V1      3     0.5505      148     13.9856  2.2324 0.08706 .
V3:V1   6     1.2456      142     12.7400  2.5256 0.02362 *
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
> summary(glm3V16dopocet)

```

```

Call:
glm(formula = V16 ~ V3 + V1 + V3:V1, family = Gamma(link = log),
    data = angdopocet)

```

Stupeň humifikace II C_{HK}/C_{ox}

```

Start: AIC=1065.86
Step: AIC=1063.37
      Df Deviance Resid. Df Resid. Dev      F Pr(>F)
NULL                    153     21.8218
V3      2     0.8240      151     20.9978  3.6259 0.02899 *
V4      1     0.3209      150     20.6769  2.8239 0.09495 .
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
> summary(glm3V17dopocet, test="F")

```

Obsah organického uhlíku C_{ox}

Kategorie:

V1 rok

V2 hnojivo

V3 zatížení

V4 odběrová hloubka

zatížení-nové uspořádání dat

hloubka 1 – liší se kontrola

Předpoklad homogeneity variance v pořádku, spočítána ANOVA a Tukey HSD

```
> summary(aovh11)
```

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
zatizeni	3	2.7488	0.9163	11.381	2.085e-06 ***
Residuals	91	7.3261	0.0805		

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```
> TukeyHSD(aovh11)
```

Tukey multiple comparisons of means
95% family-wise confidence level

```
Fit: aov(formula = h11 ~ zatizeni, data = Corg)
```

hloubka 2 – liší se kontrola

narušen předpoklad homogeneity variance, proto použit neparametricky

Kruskal-Wallisův test

Bartlett test of homogeneity of variances

```
data: h12 by zatizeni
```

```
Bartlett's K-squared = 7.8753, df = 3, p-value = 0.04866
```

Kruskal-Wallis rank sum test

```
data: h12 by zatizeni
```

```
Kruskal-Wallis chi-squared = 39.8511, df = 3, p-value = 1.146e-08
```

Mnohonásobné neparametrické porovnání provedeno v package npar v R, Behrens-Fisher-Test nebo Steel-Test, vyšly oba stejně – liší se jen kontroly.

C_{ox} dopočet

– původní data, upravený model, místo glm, použít lm -Zde vyšly průkazně hloubky, roky a zatížení.

Lineární model a vyváženost ve skupinách umožňuje porovnat odlišnosti v Tukeyho tabulce viz níže.

```
Start: AIC=-350.04
```

```
Step: AIC=-529.14
```

```
> anova(lm3V11dopocet)
```

Analysis of Variance Table

```
Response: V11
```

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
V4	1	9.8707	9.8707	174.2407	< 2e-16 ***
V1	3	8.2771	2.7590	48.7031	< 2e-16 ***
V3	2	0.3651	0.1826	3.2227	0.04222 *
V2	1	0.1315	0.1315	2.3208	0.12946
V4:V1	3	0.3875	0.1292	2.2799	0.08107 .
V1:V2	3	0.3983	0.1328	2.3438	0.07471 .

```
Residuals 175 9.9138 0.0567
---
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

```
> summary(lm3V11dopocet)
Call:
lm(formula = V11 ~ V4 + V1 + V3 + V2 + V4:V1 + V1:V2, data =
angdopocet)
```

Modely s narušenými předpoklady

Kategorie:

V1 rok

V2 hnojivo

V3 zatížení

V4 odběrová hloubka

Obsah celkového dusíku N

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	F	Pr(>F)
NULL			188	22.9145		
V4cat	1	7.2255	187	15.6890	178.1019	< 2.2e-16 ***
V1cat	3	5.7393	184	9.9497	47.1561	< 2.2e-16 ***
V3cat	2	0.2435	182	9.7062	3.0011	0.0523262 .
V4cat:V1cat	3	0.9043	179	8.8019	7.4301	0.0001039 ***
V1cat:V3cat	6	0.5891	173	8.2128	2.4203	0.0284961 *

```
---
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

```
> summary(glm3V14)
Call:
glm(formula = V14 ~ V4cat + V1cat + V3cat + V4cat:V1cat + V1cat:V3cat,
family = Gamma(link = log), data = ang)
```

Celková kyselost Hc

```
> anova(glm3V6, test="F")
Analysis of Deviance Table
```

Model: Gamma, link: log
Response: V6
Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	F	Pr(>F)
NULL			182	14.4567		
V1cat	3	2.9711	179	11.4855	17.259	6.89e-10 ***

```
---
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
> summary(glm3V6)
```

```
Call:
glm(formula = V6 ~ V1cat, family = Gamma(link = log), data = ang)
```

Poměr organického uhlíku a celkového dusíku C_{ox}/N

```
> anova(glm3V15, test="F")
Analysis of Deviance Table
```

Model: Gamma, link: log

Response: V15
Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	F	Pr(>F)
NULL			188	5.4179		
V1cat	3	0.4791	185	4.9388	6.2065	0.0004873 ***
V2	1	0.0628	184	4.8760	2.4408	0.1199374

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

> summary(glm3V15)

Call:

glm(formula = V15 ~ V1cat + V2, family = Gamma(link = log), data =
ang)