

Katedra ekologie a životního prostředí
Přírodovědecká fakulta
Univerzity Palackého v Olomouci



Vliv různého managementu travních porostů na půdní parametry

Mgr. Hana Bilošová

Dizertační práce
předložená
na Katedře ekologie a životního prostředí
Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků
na získání titulu Ph.D. v oboru
Ekologie

Olomouc 2017

Bilošová H. 2017. Vliv různého managementu travních porostů na půdní parametry [doktorská dizertační práce]. Olomouc: Katedra ekologie a ŽP PřF UP v Olomouci. 88 s. 3 přílohy, česky.

Abstrakt

Významnou součástí krajinných agroekosystémů představují v České republice trvalé travní porosty. V posledních letech je preferovaným typem hospodaření na travních porostech management, který neupřednostňuje jenom produkční stránku, ale také rovněž dbá na jejich mimoprodukční funkce. Je všeobecně známo, že zemědělské hospodaření ovlivňuje nejen diverzitu a produkční schopnost ekosystému, ale také půdní vlastnosti. Pochopení a porozumění těmto procesům a jevům je nutné k rozvoji a realizaci strategií podporujících udržitelné hospodaření, a to nejen na trvalých travních porostech.

Na základě poznatků různých výzkumných prací jsme se zaměřili na půdu pod trvalými travními porosty a sledovali, k jakým dochází změnám půdních parametrů vlivem odlišného managementu. Experimentální plochy posloužili k definování vlivu organického a minerálního hnojiva na stav půdních parametrů, jejich vliv na životní prostředí a k celkovému zhodnocení botanické skladby porostů. Přínosem takto zvoleného výzkumu je komplexní charakteristika experimentálních ploch travního porostu z pohledu půdních parametrů i druhové skladby.

Dlouhodobá studie ukazuje, že zatížení do 2,0 DJ/ha, nastavené kombinací hnojení a sečení, nemá za následek zvýšené koncentrace potenciálně rizikových prvků ani zvýšené množství vyplavených dusičnanů. Z tohoto důvodu lze management organických a minerálních hnojiv v dávkách do 120 kg N/ha doporučit v podmínkách travních porostů kambizemí situovaných v LFA oblastech (Příloha I, Příloha II). Trísečné využívání porostů se jeví jako vhodný prostředek k zachování druhové bohatosti a přiměřené produkční schopnosti těchto ekosystémů (Příloha III).

Klíčová slova: travní porost, marginální oblasti, půdní organická hmota, rizikové prvky

Bilošová H. 2017. The impact of different management on soil parameters [doctoral dissertation]. Olomouc: Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacký University Olomouc. 88 p., 3 Appendices, in Czech.

Abstract

Permanent grassland represents an important part of the agroecosystem in the Czech Republic. In recent years, preferred type of farming on grassland is management, which not favour only the productive functions but also supports their non-productive functions. It is widely known that farming influences diversity and productive functions of the ecosystem and soil properties. Understanding and comprehension of these processes and phenomena is necessary to the development and implementation of strategies that support sustainable farming, not only on permanent grassland.

Based on the findings of various research studies, we focused on the soil under permanent grassland and observed changes of soil parameters due to different management of this agroecosystem. Experimental areas were used for definition of the impact of organic and mineral fertilizers on the soil parameters and their impact on environment and on the overall evaluation of botanical composition. The benefit of thus selected research is complex characteristics of experimental grassland areas in terms of soil parameters and species composition.

Our long-term study shows that stocking rates at 2.0 LU/ha (defined by fertilization and cutting) and below do not reset in elevated risk elements concentrations and nitrates concentrations that pose environmental threat. For this reason, organic and mineral fertilizers at rate up to 120 kg N/ha with cutting utilization can be recommended in conditions of Cambisol marginal grassland (Appendix I, Appendix II). A suitable compromise of three cuts per year can be recommended to guarantee maintenance of species richness, botanical composition and appropriate grass forage yield (Appendix III).

Keywords: grassland, marginal areas, soil organic matter, risk elements

Obsah

SEZNAM PUBLIKACÍ	5
SEZNAM OBRÁZKŮ	6
SEZNAM TABULEK	7
PODĚKOVÁNÍ	8
1. ÚVOD	9
2. LITERÁRNÍ PŘEHLED	11
2.1 TRVALÉ TRAVNÍ POROSTY	11
2.1.1 Charakteristika TTP	11
2.1.2 LFA oblasti v kontextu společné zemědělské politiky	12
2.2 MANAGEMENT TTP	14
2.2.1 Údržba travních porostů	14
2.2.2 Hnojení travních porostů	15
2.2.2.1 Minerální hnojiva	17
2.2.2.2 Organická hnojiva.....	19
2.3. PŮDA TRAVNÍCH POROSTŮ	22
2.3.1 Charakteristika půd	22
2.3.2 Půdní organická hmota	24
2.3.2.1 Formy půdní organické hmoty.....	27
2.3.2.2 Labilní frakce organické hmoty v půdě travních porostů.....	28
2.3.2.3 Humusové látky v půdě travních porostů	31
2.3.2.4 Organický uhlík v půdě travních porostů.....	33
2.3.3 Živiny v půdách travních porostů	34
2.3.3.1 Makroelementy v půdách travních porostů.....	35
2.3.3.2 Potenciálně rizikové prvky v půdách travních porostů	37
3. HYPOTÉZY A CÍL PRÁCE	41
4. METODIKA	42
4.1 CHARAKTERISTIKA ÚZEMÍ	42
4.2 PRATOTECHNIKA EXPERIMENTÁLNÍCH PLOCH	43
4.3 SBĚR DAT	45
4.4 ANALÝZY PŮD	45
4.5 ZPRACOVÁNÍ DAT	47
5. VÝSLEDKY	48
5.1 VLV RŮZNÉHO MANAGEMENTU NA PŮDNÍ ORGANICKOU HMOTU	48
5.2 VLV RŮZNÉHO MANAGEMENTU NA OBSAH MAKROELEMENTŮ A PH	54
5.3 VLV RŮZNÉHO MANAGEMENTU NA OBSAH MIKROELEMENTŮ	59
5.4 VLV RŮZNÉHO MANAGEMENTU NA VZÁJEMNÉ INTERAKCE MEZI PŮDNÍMI PARAMETRY	64
6. DISKUSE	70
6.1 PŮDNÍ ORGANICKÁ HMOTA	70
6.2 MAKROELEMENTY, PH	73
6.3 MIKROELEMENTY	75
7. ZÁVĚR	78
8. LITERATURA	80
9. PŘÍLOHY I, II, III	88

Seznam publikací

Uvedené publikace jsou součástí dizertační práce a jsou zde uvedeny jako Příloha I-III. Autorsky jsem se podílela na všech zmíněných pracích jako první autor nebo spoluautor.

Příloha I

Bilošová H, Šarapatka B, Štýbnarová M, Mičová P, Svozilová M. 2017. Nitrogen leaching from grassland ecosystems managed with organic fertilizers at different stocking rates. Archives of Agronomy and Soil Science, DOI 10.1080/03650340.2017.1289373.

Příloha II

Karabcová H, Pospíšilová L, Fiala K, Škarpa P, Bjelková M. 2015. Effect of organic fertilizers on soil organic carbon and risk trace elements content in soil under permanent Grassland. Soil and Water Research. 10:228-235.

Příloha III

Štýbnarová M, Hakl J, **Bilošová H**, Mičová P, Látal O, Pozdíšek J. 2016. Effect of cutting frequency on species richness and dry matter yield of permanent grassland after grazing cessation. Archives of Agronomy and Soil Science. 62:1182-1193.

Seznam obrázků

Obrázek 1: Dělení hnojiv	15
Obrázek 2: Formy organického půdního uhlíku/půdní organické hmoty	28
Obrázek 3: Vliv kejdy s odstupňovaným zatížením na C_{ox}	49
Obrázek 4: Vliv kompostu s odstupňovaným zatížením na C_{ox}	49
Obrázek 5: Vliv kejdy s odstupňovaným zatížením na C_{hws}	50
Obrázek 6: Vliv kompostu s odstupňovaným zatížením na C_{hws}	51
Obrázek 7: Vliv kompostu s odstupňovaným zatížením na poměr HK/FK.....	52
Obrázek 8: Vliv kompostu s odstupňovaným zatížením na množství půdního N	54
Obrázek 9: Vliv minerálního hnojení s odstupňovaným zatížením na koncentraci P.....	55
Obrázek 10: Vliv minerálního hnojení s odstupňovaným zatížením na koncentraci K.....	55
Obrázek 11: Vliv kejdy s odstupňovaným zatížením na koncentraci Mg.....	56
Obrázek 12: Vliv kompostu s odstupňovaným zatížením na koncentraci Mg.....	57
Obrázek 13: Vliv kompostu s odstupňovaným zatížením na hodnotu pH.....	57
Obrázek 14: Vliv minerálního hnojení s odstupňovaným zatížením na koncentraci Zn_c	59
Obrázek 15: Vliv minerálního hnojení s odstupňovaným zatížením na koncentraci Zn_m	60
Obrázek 16: Vliv minerálního hnojení s odstupňovaným zatížením na koncentraci Co_m	60
Obrázek 17: Vliv kejdy s odstupňovaným zatížením na koncentraci Cu_c	61
Obrázek 18: Vliv kejdy s odstupňovaným zatížením na koncentraci Zn_m	62
Obrázek 19: Korelace mezi C_{hws} a C_{ox}	64
Obrázek 20: Korelace mezi pH a C_{ox}	65
Obrázek 21: Korelace mezi pH a Co_m	66
Obrázek 22: Korelace mezi pH a Cu_m	66
Obrázek 23: Korelace mezi HK a Ca	67
Obrázek 24: Korelace mezi C_{ox} a Zn_c	68
Obrázek 25: Korelace mezi FK a Cd_m	68
Obrázek 26: Korelace mezi C_{hws} a Cu_m u organického hnojení.....	69

Seznam tabulek

Tabulka 1: Doporučené dávky dusíku a jejich rozdělení pro travní porosty	17
Tabulka 2: Limitní hodnoty rizikových prvků	20
Tabulka 3: Jakostní znaky kompostu podle požadavků ČSN 46 5735	21
Tabulka 4: Klimatické údaje pokusné lokality v Rapotíně v průběhu trvání experimentu.....	42
Tabulka 5: Charakteristika jednotlivých půdních horizontů pokusné lokality	43
Tabulka 6: Popis variant pokusných parcel v Rapotíně	44
Tabulka 7: Průměrné obsahy mikroelementů v použitých hnojivech	45
Tabulka 8: Průměrné hodnoty parametrů půdní organické hmoty.....	53
Tabulka 9: Průměrné hodnoty makroprvků a pH.....	58
Tabulka 10: Průměrné hodnoty mikroelementů	63
Tabulka 11: Korelační koeficienty mezi pH a POH, pH a živinami	65
Tabulka 12: Korelační koeficienty mezi pH a mikroelementy	67

Poděkování

Chtěla bych poděkovat svému školiteli prof. Dr. Ing. Bořivoji Šarapatkovi, CSc., za jeho pomoc a velmi trpělivé vedení během studia.

Podstata dizertační práce je navázána na projekty 2B08039 a LG13019, na jejichž řešení jsem se podílela. Poděkování tak patří kolegům z firmy Agrovýzkum Rapotín s.r.o., za jejich podporu a pomoc při řešení dizertační práce a také při publikační činnosti.

1. Úvod

Česká republika je součástí společné evropské zemědělské politiky, která hledá řešení a vhodný management ke zmírnění negativních dopadů zemědělství na životní prostředí. Součástí těchto postupů je podpora zemědělství v oblastech charakterizovaných nepříznivými přírodními podmínkami, kde se stává prioritou obnova, zachování a zlepšení ekosystémů vztažených k zemědělství a lesnictví pomocí šetrného a udržitelného hospodaření. Podpora zemědělství v rámci Společné zemědělské politiky (SZP) EU je uplatňována pomocí celé škály dotačních titulů, které jsou podmíněny dodržováním pravidel a zásad vedoucích nejen ke kvalitní a zdravé produkci potravin, ale také k udržitelnosti zemědělství ve vztahu k neporušenému přírodnímu prostředí.

Restrukturalizace zemědělství v 90. letech ovlivnila hospodaření na travních porostech a s tím i typický vývoj, který spočívá v poklesu stavu skotu, s čímž je spojena menší produkce statkových hnojiv. Díky finančním dotacím je podpořeno zatravnění a hospodaření na travních porostech, především v oblastech s ekologickým omezením. Celková produkce a spotřeba hnojiv (minerálních či organických) je nižší a odráží tak celkový stav nejen v živočišné produkci.

Zemědělství jako celek je úzce propojeno s kvalitou půdy a udržitelné zemědělství je způsob hospodaření, jehož prioritou je ochrana životního prostředí a lidského zdraví. Základem je zachování zdravé půdy, šetření neobnovitelných zdrojů energie, pěstování plodin s racionálním použitím hnojiv a chemických prostředků a chov zvířat s ohledem na jejich přirozené potřeby.

Obhospodařování travních porostů má v České republice dlouholetou tradici, vzhledem k tomu, že představují významnou součást krajinných agroekosystémů. V posledních letech je preferovaným typem hospodaření na travních porostech management, který neupřednostňuje jenom produkční stránku, ale rovněž také dbá na jejich mimoprodukční funkce (např. ochrana půdy, genofondu, hydrosféry, atmosféry). Vhodné skloubení produkčních a mimoprodukčních funkcí představuje klíčový aspekt k příznivému ekonomickému a ekologickému rozvoji agrárního sektoru a celkové stabilitě zemědělské krajiny.

V České republice se v posledních letech nejvíce k pastvě a tedy i k údržbě trvalých travních porostů využívá forma extenzivního způsobu chovu skotu bez tržní produkce mléka. Pastva skotu je dnes rovněž součástí ekologických systémů zemědělského hospodaření

a představuje tak vhodný způsob hospodaření z hlediska ochrany přírody, který je přijatelný i z ekonomického hlediska. K dosažení efektivního managementu obhospodařování pastvin a luk je nutné nastavit správnou volbu techniky pastvy, která zabezpečí dlouhodobé udržení společenstev rostlin vázaných na travní porosty v optimálním stavu jak z hlediska výživy zvířat, tak i z ekologického aspektu. Na druhé straně pastva a pobyt zvířat na pastvině mohou způsobit nežádoucí změny ve vlastních porostech i půdních vlastnostech. Dalším významným způsobem obhospodařování travních porostů je sečení, u kterého nedochází k výraznému ovlivnění půdních vlastností jako u pastvy.

Je všeobecně známo, že zemědělské hospodaření, a to zejména na orné půdě ovlivňuje fyzikální, chemické i biologické vlastnosti půd. Na základě poznatků různých výzkumných prací jsme se zaměřili na půdu pod travními porosty a sledovali, k jakým dochází změnám půdních parametrů vlivem odlišného managementu těchto porostů. Pochopení a porozumění těmto procesům a jevům je nutné k rozvoji a realizaci strategií podporujících udržitelné hospodaření, a to nejen na trvalých travních porostech.

V současných systémech hospodaření nabývá na významu sladění produkčních a mimoprodukčních funkcí zemědělských ploch. V kontrolovaných podmínkách se tak pastva a sečení stávají vhodnými způsoby obhospodařování travních porostů, a jsou schopny kombinovat tyto funkce.

Experimentální plochy posloužili k definování vlivu různě nastaveného managementu na stav půdních parametrů, jejich vliv na přírodní prostředí a k celkovému zhodnocení botanické skladby porostů. Přínosem takto zvoleného výzkumu je komplexní charakteristika experimentálních ploch travního porostu z pohledu půdních parametrů i druhové skladby.

V úvodní části práce je popsána situace vývoje a stavu travních porostů v podmínkách ČR dle domácích autorů. Další části práce zahrnují konkrétní výsledky výzkumu vlivu organických a minerálních hnojiv v kombinaci se sečením na vybrané půdní parametry. Jednotlivé přílohy dokreslují následný vývoj travního ekosystému jako celku a podávají tak komplexní informace o travním porostu jak z pohledu půdních parametrů, tak botanické kompozice.

2. Literární přehled

2.1 Trvalé travní porosty

2.1.1 Charakteristika TTP

Trvalé travní porosty (dále jen TTP) představují v evropských zemích významný integrující krajinnotvorný prvek, který je ovlivňován a úzce spjat s rozvojem lidské společnosti (Hejcman et al., 2013) a je pro danou oblast charakteristický svým společenstvem rostlin a živočichů (Pozdíšek et al., 2008). Existence většiny travních porostů je podmíněna činností člověka, tzn. pravidelným využíváním, bez kterého by došlo k nástupu dřevinné vegetace, která je v našich podmínkách finálním klimaxovým stádiem.

V rámci České republiky TTP tvoří důležitou a neodmyslitelnou součást zemědělské krajiny. Dle ČÚZK (2016) bylo ke konci roku 2015 evidováno 1 000 620 ha TTP, což je 23,8 % zemědělského půdního fondu. Převážná část výměry TTP se nachází ve vyšších nadmořských výškách s odlišným geologicko-petrografickým substrátem ve srovnání s nížinnými polohami, což ovlivňuje jejich produkční potenciál (Kohoutek et al., 2007). Přibližně 25 % ploch trvalých travních porostů se nachází v chráněných územích s různým statutem ochrany (Fiala et al., 2007). Jak uvádí Kvapilík et al. (2015), měl by se podíl TTP v ČR v souladu se zásadami společné zemědělské politiky unie a ochrany životního prostředí ještě dále zvyšovat, a to především v regionech se ztíženými podmínkami pro hospodaření, v pásmech ochrany vod a na speciálních přírodních biotopech.

Současným trendem v zemědělství je skloubení tzv. produkčních a mimoprodukčních funkcí travních porostů. Multifunkční zemědělství, které právě propojuje produkci zemědělských komodit s ochranou životního prostředí, je vhodně zvoleným prostředkem, kterým lze zabezpečit dlouhodobě udržitelné hospodaření na travních porostech s garancí potravinové bezpečnosti. Z pohledu multifunkčního zemědělství představují travní porosty vhodný ekosystém nejen k zachování biodiverzity a zdravého životního prostředí, ale také z pohledu využití jejich produkčního potenciálu.

Jedním z nejrozšířenějších typů travních porostů ve střední Evropě, potažmo i v České republice, je svaz *Arrhenatherion*. Je pro ně specifický dvou až tří sečný management s aplikací hnojiv (Donath, 2015).

Vzhledem k tomu, že hospodaření na TTP je charakteristické hlavně pro méně příznivé (marginální) oblasti (LFA – Less Favoured Areas), uplatňují se stále více mimoprodukční funkce těchto porostů. Mimoprodukční funkce jsou jedním z hlavních motivů, proč je podporováno zatravnění a péče o TTP. TTP (a to jak louky, tak i pastviny) představují významný stabilizační a konzervativní prvek v krajině i celé soustavě hospodaření na půdě. Mezi mimoprodukční funkce TTP řadíme zejména vliv na množství a kvalitu podzemní a povrchové vody, funkci vysoce účinného protierozního a protipovodňového faktoru a jejich velký význam v ochraně biodiverzity (Šarapatka et al., 2005). Mezi další mimoprodukční funkce TTP patří skutečnost, že jsou významným zdrojem organické hmoty v půdě a příznivě ovlivňují strukturu a přirozenou úrodnost půdy (Cambardella a Elliott, 1992). Půda se tak stává klíčovým prvkem k úspěšnému obhospodařování TTP.

2.1.2 LFA oblasti v kontextu společné zemědělské politiky

Méně příznivé oblasti LFA (Less Favoured Areas) a oblasti s ekologickými omezeními jsou oblasti charakterizované zhoršenými přírodními a sociálně-ekonomickými podmínkami. Proto je hlavním cílem a smyslem podpory těchto lokalit udržet v nich zemědělství v zájmu zajištění určité úrovně zalidnění a údržby krajiny (Štolbová a Kučera, 2013).

Vymezeny byly tři základní typy znevýhodněných (marginálních oblastí)oblastí:

- horské LFA (H), které jsou definovány nadmořskou výškou větší nebo rovnající se 600 m či svažitost větší než 15 %.
- ostatní LFA (O) jsou oblastmi ohroženými vylidněním a dále se jedná o oblasti, v nichž je nezbytná péče o zachování krajiny.
- specifické LFA (S) je třetím typem méně příznivých oblastí a byly definovány jako oblasti postižené specifickými omezeními (např. nízká výnosnost půdy, kombinace nízké výnosnosti půdy a svažitosti apod.)

V současné době probíhají přípravy na redefinici LFA oblastí typu O a částečně i typu S. Od roku 2018 bude uplatněno nové vymezení ostatních LFA a převážná většina specifických LFA bude zařazena do tohoto typu LFA.

Dle výpisu z veřejného registru půdy LPIS za rok 2015 je celková výměra LFA oblastí v ČR 1 784 tis. ha zemědělské plochy. Trvalé travní porosty v rámci LFA oblastí zaujímají 932 tis. ha, což představuje 47 % jejich rozlohy.

Jedním z nástrojů zemědělské politiky je systém kontroly podmíněnosti „Cross-Compliance“, který podmiňuje vyplácení podpory zemědělcům za předpokladu splnění podmínek udržování půdy v dobrém zemědělském a environmentálním stavu (DZES) a dodržováním povinných požadavků na hospodaření (PPH). K možnostem finanční podpory zemědělců hospodařících na travních porostech při dodržení standardů Cross-Compliance patří plošné podpory (jednotná platba na plochu SAPS, dobrovolná podpora vázaná na produkci PVP), plošná podpora v rámci opatření LFA, podpora dalších environmentálních opatření (agroenvironmentálně - klimatická opatření AEKO, ekologické zemědělství EZ, Natura 2000, dobré životní podmínky zvířat DŽPZ).

Cílem finančních podpor směřovaných do LFA oblastí je tak především zabránit opouštění půdy v zemědělsky znevýhodněných oblastech a dále přispívat k ochraně přírody a krajiny udržitelným hospodařením. Platba se tak stává kompenzací za dodatečné náklady a ušlé příjmy v důsledku omezení zemědělské činnosti.

Charakteristika opatření pro TTP, která jsou aplikována v LFA oblastech, se týká zejména podpory oblastí s chovem skotu. Hospodaření na travních porostech je podmíněno minimální intenzitou chovu hospodářských zvířat (skot, ovce, kozy, koně), která dle MZe (2016a) je stanovena hranicí 0,3 VDJ/ha. Od roku 2017 se počítá s nárůstem minimální intenzity zatížení na 0,35 VDJ/ha. Preferovaným trendem se tak stává zvýšení plateb do oblastí s vyšším zatrávněním a zároveň s větším zatížením VDJ/ha. Průměrné zatížení se v LFA oblastech pohybuje v rozmezí 0,31 až 0,89 VDJ/ha. V rámci okresu Šumperk je rozpětí průměrného zatížení 0,41 až 0,50 VDJ/ha (údaje převzaty z veřejného registru půdy LPIS, registr zvířat, 2015). Stěžejním výstupem takto zvolených opatření má být zachování chovu hospodářských zvířat, záruka udržitelného zemědělského hospodaření a v neposlední řadě také zajištění přísunu živin a organické hmoty do půdy.

2.2 Management TTP

2.2.1 Údržba travních porostů

V zemědělsky využívané krajině má podstatný vliv na ekosystémy a složky životního prostředí způsob hospodaření a stále více nabývá na významu sladění produkčních a mimoprodukčních funkcí. Trendem posledních let se tak stává systém ekologického zemědělství a také low-input systém, který má v chovu hospodářských zvířat úzkou vazbu na pastvu. Jak uvádí Hejátková (2007), ekologické zemědělství musí respektovat přírodní cykly, ochranu a vytváření přirozených podmínek pro hospodářská zvířata. Veškerá pratotechnická opatření musí směřovat k co nejuzavřenějšímu koloběhu živin na farmě, doplňované využíváním místních zdrojů.

Travní porosty lze obhospodařovat třemi základními způsoby, a to pastvou, sečením a mulčováním (Mládek et al., 2006). Existuje široká škála studií zabývajících se vlivem různého managementu na kvalitu a stav půdního prostředí a biodiverzitu travních porostů. Vývojem nejrozšířenějších podhorských travinných polopřirozených společenstev v podmínkách střední Evropy v rámci dlouhodobých pokusů se zabývali např. Galka et al. (2005), Niinemets a Kull (2005), Pennings et al. (2005), Sammul et al. (2003), Spiegelberger et al. (2006). Studium vlivu extenzivního a intenzivního managementu, definovaného kombinací hnojiva a sečí, na příjem a bilanci živin se zabývali Cooper et al. (1998), Dodd et al. (1994), Hrevušová et al. (2009), Pavlů et al. (2012), Verlinden et al. (2010). Lanta et al. (2009) srovnávali vliv paseného porostu a sečeného porostu s aplikací minerálních hnojiv, kdy označili pastvu, jako velice vhodnou formu obhospodařování travních porostů.

Extenzivní management, v podobě údržby travních porostů prostřednictvím seče, pastvy a doplňujícího hnojení, je rozhodující pro udržení polopřirozených mezofilních travních porostů (Isselstein et al., 2005). Rozšiřování a udržování těchto polopřirozených porostů je v dnešní době podporováno (Söderström et al., 2001) právě z hlediska biodiverzity a možnosti být rezervoárem pro opětovný návrat vytypovaných botanických druhů (Scotton et al., 2009).

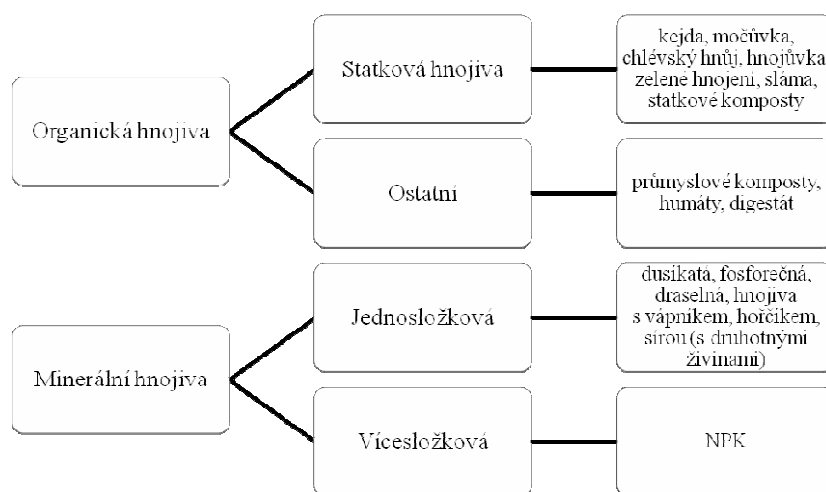
Kvapilík a Kohoutek (2009) vyzdvihují fakt, že tradičním, ekologickým a smysluplným způsobem využívání TTP je chov přežvýkavců. Pastva přežvýkavců tak patří k nejvhodnějším způsobům ekologického a ekonomického využívání travních porostů především v tzv. LFA oblastech. Pro správné, tzn. trvalé udržitelné hospodaření na travních

porostech, speciálně pak v oblastech s environmentálními limity, je důležité dodržet přiměřené zatížení. Šarapatka (2010) uvádí, že optimální zatížení se na travních porostech pohybuje v rozmezí 0,5–1 DJ/ha a na extenzivních pastvinách by mělo být nižší v rozmezí od 0,4 do 0,8 DJ/ha. Jak uvádí Kvapilík (2012), převážná část výměry TTP v ČR by měla i při extenzivním hospodaření bez problémů z jednoho hektaru „uživit“ více jak 0,6 DJ přežvýkavců. Nižší počet DJ TTP (pod 0,6) je zdůvodnitelný v případě mimořádně nepříznivých podmínek a v oblastech s některými ekologickými omezeními.

V roce 2015 bylo v ČR evidováno 1 407 tis. kusů skotu, přičemž v posledních deseti let se vývoj stavu skotu pohyboval v rozmezí 1 343–1 407 tis. kusů. V posledních pěti letech počty skotu vzrostly o 4 % (ČSÚ, 2015a). Dlouhodobý trend ve snižování stavu skotu se tak v posledních letech zmírnil a naopak je zde patrný mírný nárůst.

2.2.2 Hnojení travních porostů

Na travních porostech lokalizovaných v LFA oblastech je podporován z ekonomického i legislativního aspektu systém hospodaření, který preferuje uzavřený koloběh živin s minimálními externími vstupy (Šarapatka a Urban, 2006). Zajištění vyrovnané bilance živin v agroekosystému se stává předpokladem udržitelného zemědělství, na jehož podporu by měly být zavedeny a diferencovány programy a navazující dotační tituly (Moudrý et al., 2012).



Obrázek 1: Dělení hnojiv (upraveno dle Klír, 2006)

Jedním ze základních a klíčových pratotechnických zásahů je aplikace hnojiv, resp. živin, organické hmoty v nich obsažených. Hnojiva lze dělit do jednotlivých kategorií, typů (viz obr. 1). V zásadě platí, že z hlediska zachování kvalitního půdního stavu a celkové funkčnosti travního ekosystému, by měly být v rovnováze vstupy a výstupy živin v půdním prostředí. Zachování polopřirozených travních porostů je podmíněno pratotechnickým managementem, který je úzce spjat s aplikací hnojiv. Aby nedocházelo po jejich aplikaci ke znehodnocování travinných společenstev z pohledu druhové diverzity a možného úniku dusičnanů do okolního prostředí, je zaveden maximální limit hnojení 160 kg N/ha. Tento limit se však vztahuje pouze k poskytování plateb/podpor v LFA oblastech v rámci AEKO – ošetřování travních porostů Programu rozvoje venkova. Za neplnění této podmínky opět dochází ke krácení poskytnuté finanční podpory. Stejný limit přívodu N je stanoven také Nitrátovou směrnicí, tzn. 160 kg N/ha pro trvalé travní porosty.

Návrat živin do půd travních porostů by měl být uskutečněn především prostřednictvím statkových hnojiv, která jsou vyprodukována v rámci lučně-pastevního hospodářství, tzn. kejda, hnůj, močůvka atd. (Kollárová et al., 2008). Průmyslově vyráběná hnojiva, resp. minerální hnojiva, jsou aplikována spíše v konvenčním hospodaření či jako doplňkový zdroj živin. Na travních porostech dochází k návratu živin do půdy i pomocí symbiotické fixace vzdušného dusíku hlízkovými bakteriemi a také samotným rozkladem odumřelé biomasy.

Aplikace hnojiva na travní porosty podléhá celé řadě nařízení a doporučení. Jednotlivé normativy jsou platné pro používání organických a minerálních hnojiv z hlediska časového rozpětí možné aplikace během roku, z hlediska skladování a používání hnojiv, aplikace maximální možné dávky, omezení hnojení za nepříznivých podmínek atd. V rámci těchto předpisů je třeba vždy vzít v potaz, jaký typ hnojiva je používán, neboť se jednotlivé pokyny pro nakládání a aplikaci hnojiv liší. Příkladem může být hnojení kompostem na travních porostech, u kterého jsou požadavky benevolentnější z pohledu aplikace, nevyžadují žádnou specifickou aplikační techniku. Požadavky a nařízení pro používání hnojiv na travních porostech jsou součástí předpisů, např. Zákona o hnojivech, Nitrátové směrnice. Postihem při nedodržení těchto pokynů jsou pokuty, v případě nedodržení dotačních předpisů, krácení či nevyplacení finančních podpor.

Od roku 1989 došlo ke snížení spotřeby, aplikace, jak minerálních tak i statkových hnojiv. Spotřeba minerálních hnojiv poklesla z 223 kg čistých živin na 1 ha zemědělské půdy téměř na polovinu, tzn. pro rok 2014 je udáváno číslo 117 kg čistých živin na 1 ha (MZe,

2016b). Obdobná situace je i u statkových hnojiv, kde je pokles taktéž na polovinu ze 115 kg na současných 57 kg čistých živin na 1 ha zemědělské půdy (Klír et al., 2007). Příkladem může být produkce kejdy, u které došlo k poklesu produkce z 12–15 mil. tun v 80. letech na 3 mil. tun za hospodářský rok 2014/2015 (ČSÚ, 2015b). S tímto trendem ostatně koresponduje i pokles stavu hospodářských zvířat. Obdobné snížení je zaznamenáno i v produkci kompostu, jehož maximum bylo zaevidováno v roce 1987 a činilo 2,8 mil. tun (Váňa, 2002), na současných 0,5 mil. tun (Klír, 2015).

2.2.2.1 Minerální hnojiva

Minerální hnojiva jsou průmyslově vyráběné produkty, které se vyznačují vyšším obsahem živin transformovaných do forem přístupných rostlinám. Vyráběna jsou z přírodních surovin, např. fosfáty, vápence, draselné minerály, či v případě N hnojiva se jedná o přímou syntézu amoniaku z dusíku a vodíku.

Z hlediska hnojení travních porostů dusíkem, je nutné počítat s množstvím stanovené/aplikované dávky k produkčním schopnostem porostu (Tab. 1).

Tabulka 1: Doporučené dávky dusíku a jejich rozdělení pro travní porosty (upraveno dle Ryant a Skládanka, 2004)

Výnos suché píče (t/ha)	Celková potřeba N (kg N/ha)	Louky		Pastviny		
		jaro	po 1.seči	jaro	po 1. pastvě	po 2. pastvě
4	40	40	—	40	40	—
5	80	60	20	50	30	—
6	120	80	40	60	40	20
7	160	100	60	80	50	30

Při hnojení pastvin je třeba brát v úvahu i množství dusíku vracejícího se do ekosystému exkrementy zvířat. Dávky pro hnojení fosforem, draslíkem či hořčíkem se odvíjí od zásobenosti těchto prvků v půdě a závisí na plánovaném výnosu. V rámci hnojení minerálními hnojivy je taktéž nutné brát na zřetel pH půd. Optimální pH se u travních porostů pohybuje v rozmezí 5,0–6,0 (Fiala a Krhovjáčková, 2009). U půd s nižším pH, tzn. pod hranicí optima, je třeba vápnit, tak aby se zachovala přijatelná hodnota pH, která je předpokladem efektivního využití hnojiva a půdních živin.

Primárním úkolem používání minerálních hnojiv v zemědělství je nahrazení živin odebraných biomasou a jejich zpětný návrat do půdy. K problematické situaci nastává při intenzivním hnojením, při nadměrné či nevhodné aplikaci minerálních hnojiv, kdy může docházet k celé řadě negativních efektů. Příkladem je vyplavování živin do okolních ekosystémů (Borin et al., 2003; Tripolskaja a Verbyliene, 2014; Scott et al., 2015), zvýšení aktuální koncentrace prvků v půdním roztoku a narušení optimální balance mezi mikroelementy a makroelementy (Vrba a Huleš, 2007), zvýšením obsahu potenciálně rizikových prvků (Schröder et al., 2008), poklesem pH při použití fyziologicky kyselých hnojiv (Wang et al., 2003). Je nutné zdůraznit, že tyto negativní efekty předchází chybně zvolený management a nerespektování pratotechnických zásad při nakládání s minerálními hnojivy.

Studium aplikace minerálních hnojiv na travní porosty z hlediska dlouhodobé aplikace a jejich dopadem na travní ekosystém je celosvětově rozšířené téma (Schellberg et al. 1999; Hofmockel et al., 2007; Pätzold et al., 2013). V rámci střeoevropských podmínek trvalých travních porostů se z našich autorů zabývali výše zmíněnou tematikou Honsová et al., (2007), Chytrý et al. (2009), Hejzman et al. (2014). Jejich výzkum poukázal na nutnost a smysluplnost dlouhodobých pokusů, kde se zvyrazňuje vliv minerálního hnojiva z hlediska půdních vlastností, biodiverzity a funkčnosti celého ekosystému. Jedním ze závěrů je, že při nevhodné aplikaci minerálních hnojiv jsou přirozené travní porosty s vyšší produktivitou méně náchylné k ohrožení v porovnání s travními porosty s nízkou produktivitou a specifickým druhovým složením (Honsová et al., 2007).

Pokud jsou při aplikaci minerálních hnojiv dodržena pravidla a tato jsou racionálně používána, je jejich přínos z hlediska půdní úrodnosti zřejmý. I z pohledu druhově bohatých travních porostů neznámá samotná aplikace minerálních hnojiv (NPK) v optimální dávce dramatickou a především nevratnou změnu (Pavlů et al., 2012). Důležitým předpokladem nedestruktivního vlivu na funkčnost travního ekosystému je právě zmíněná přiměřená aplikace tohoto typu hnojiva. Na opačný efekt upozorňují práce Hejzmana et al. (2007), Henkina et al. (2010), kteří vyzorovali dlouhodobé změny ve funkčnosti ekosystému v závislosti na aplikaci hnojiv.

Studie Spiegelbergera et al. (2006), Smitha et al. (2008) potvrzují pozitivní vliv minerálních hnojiv, kdy upozorňují na to, že dlouhodobá aplikace dusíku, fosforu a draslíku zvyšuje produktivitu stanoviště a především vede ke zvýšenému obsahu živin v půdě i rostlině. Jedním z dalších přínosů minerálních hnojiv je jejich snadná aplikace spojená s přesně definovaným množstvím živin (Šimon a Czako, 2014) a možnost rychlé přijatelnosti

těchto živin rostlinami (Böhme et al., 2005). Jako velmi vhodný typ minerálního hnojiva označili Haynes a Naidu (1998) kombinované NPK hnojivo spolu s vápněním. Vyzdvihli hlavně aspekt týkající se půdní úrodnosti a dále poukázali na fakt, že takto zvolená aplikace hnojiva může mít pozitivní vliv i na další půdní vlastnosti, např. stabilitu půdních agregátů. Vápnění a hnojení NPK ovlivní chemické složení půdního roztoku. Změní se pH a iontové složení půdního roztoku může významně ovlivnit fluktuaci jílových částic a tudíž i půdní agregáty.

Maiksteniene et al. (2008) studovali vliv minerálního hnojiva (NPK) a minerálního hnojiva v kombinaci s hnojem na půdní parametry kambizemě. Jako velice výhodné z pohledu chemických vlastností a půdní struktury označili kombinaci minerálního NPK hnojiva se statkovým hnojem. Jako stejně výhodnou kombinaci minerálního a organického hnojiva (hnoje) označil i Šimon (2008), který potvrdil nejvyšší nárůst dusíku i organického uhlíku právě u této varianty.

2.2.2.2 Organická hnojiva

Jednou z možností udržitelného hospodaření na zemědělských půdách je management preferující organická hnojiva, která jsou zdrojem organické hmoty (uhlíku) a živin, mají vysokou hnojivou hodnotou a živiny jsou z nich pozvolně uvolňovány.

V současné době je vzhledem ke zvyšujícím se nákladům na minerální hnojiva podporováno využívání organických vstupů (např. hnůj, kejda, močůvka, kompost), které bývají cenově dostupnější. Z hlediska udržitelnosti agroekosystémů je důležité porozumět vlivu těchto organických hnojiv jak na půdní vlastnosti chemické (obsah organického uhlíku, obsah živin), fyzikální (objemová hmotnost, pórovitost, maximální kapilární vodní kapacita, půdní agregáty), tak i biologické (Singh et al., 2009). Kvalifikované zhodnocení dostupných statkových hnojiv, při snižování jejich nepříznivého účinku na životní prostředí a ekologické zapojení do koloběhu živin a energie, se stává úkolem souvisejícím s udržitelným zemědělstvím. Organická hmota, která je obsažena v těchto materiálech, může výrazně ovlivnit fyzikální a chemické vlastnosti půdy a výrazně posílit i biologickou aktivitu (Eghball a Barbarick, 2006).

Tabulka 2: Limitní hodnoty rizikových prvků (mg/kg sušiny) stanovené pro organická hnojiva dle vyhlášky MZe č. 474/2000 Sb., o stanovení požadavků na hnojiva

Rizikové prvky	Cd	Pb	As	Cr	Cu	Ni	Hg	Zn	Mo
Limit (mg/kg)	2	100	20	100	150	50	1	600	20

Stejně jako minerální, tak i organická hnojiva mají své limity (viz Tab. 2) a omezení. V obou případech použití platí, že vhodným a přiměřeným managementem lze zabezpečit udržitelné obhospodařování travních porostů. V opačném případě jsou s použitím hnojiv spojena určitá rizika. Některé studie upozorňují na možnost zvýšených limitů potenciálně rizikových prvků (mědi a zinku) v půdě při použití kejdy (Berenguer et al., 2008) či hnoje (Benke et al., 2008).

Důležitým aspektem hnojení organickými hnojivy, především pak statkovými, je jejich způsob a doba aplikace. Živiny jsou uvolňovány pomocí mikroorganismů pozvolně, což zabraňuje jejich zbytečnému unikání z půdního prostředí. Opak nastává v případě, kdy jsou statková hnojiva aplikována v tekuté formě (např. kejda, močůvka), v tomto případě může docházet ke zvýšenému vyplavování dusičnanů (Smith et al., 2002; Salazar et al., 2012).

V České republice jsou statková hnojiva důležitou součástí pro udržení půdních vlastností travních porostů. Především se jedná o hnůj, kejdu a částečně i močůvku, které představují stabilní část dodávek organické hmoty a živin do půd travních porostů. Kejda je označována jako velice vhodné a běžně užívané hnojivo pro travní porosty (Salazar et al., 2012; Duffková a Libichová, 2013). Nejvhodnější doba pro její aplikaci na travní porosty je jarní období, pozdější termíny v průběhu léta a na podzim nebývají tak účinné z pohledu růstu nadzemní biomasy.

Studie zabývající se hnojením kejdou a jejím vlivem na půdní organický uhlík jsou poměrně vzácné v porovnání s výzkumem vlivu statkového hnoje (Maillard a Angers, 2014). Navíc existují variabilní informace ohledně vlivu tekutých statkových hnojiv na zásoby půdního uhlíku s pozitivním (Lynch et al., 2005; Mellek et al., 2010), neutrálním (Carter a Campbell 2006) až dokonce negativním efektem (Jokela et al., 2009; Plaza et al. 2005; Chirinda et al., 2010). Angers et al. (2010) uvádí, že po aplikaci kejdy došlo u půd travních porostů k obohacení o živiny, především o N a P. V rámci jejich dlouhodobého pokusu na travních porostech aplikovali opakovaně dávky prasečí kejdy, která ale z dlouhodobého hlediska nevedla k nárůstu obsahu půdního uhlíku, přičemž obecně platí, že organická hnojiva, včetně statkových, přispívají ke zvýšení obsahu organické hmoty v půdě (Sainju et

al., 2008). To potvrzuje i další studie - Gregorich et al. (1994), kteří upozorňují na organická hnojiva jako na cenný zdroj půdní organické hmoty, která hraje důležitou roli v udržení integrity struktury půdy, a je důležitá mnoho půdních funkcí, například souvisejících s infiltrací a retencí vody či s minimalizací eroze.

Dalším, v poslední době preferovaným organickým hnojivem, je kompost. V současnosti dochází k rozvoji, k čemuž jednak přispívá zvládnutá technologie výroby a snaha řešit problematiku zpracování nadbytečné biomasy a biologicky odbouratelných odpadů. Důležité jsou i dotační tituly a legislativní opatření. Problematická může být společensko-ekonomická oblast související s nestabilním trhem a mnohdy nefunkčním propojením mezi producenty surovin, provozovateli kompostáren a zemědělci (Roy et al., 2014). V průmyslové výrobě určené pro komerční prodej kompostů je třeba dodržet standardizovaný postup, který je dán požadavky na dodržení limitu rizikových prvků (Tab. 2) a jakosti kompostu (Tabulka 3). Slejška et al. (2009) porovnávali kvalitu zahradních kompostů od soukromých zahradníků, kde se zaměřili na dodržení limitních hodnot rizikových prvků a jakostních ukazatelů kompostu. Upozornili na zvýšené limity Zn a As, které byly zaneseny do kompostu nejspíš se zeminou, či uvolněním prvků z kovových kompostérů.

Tabulka 3: Jakostní znaky kompostu podle požadavků ČSN 46 5735 „Průmyslové komposty“

Jakostní znak	Limit
vlhkost	min. 40 % max. 65 %
spalitelné látky ve vysušeném vzorku	min. 25 %
celkový N	min. 0,6 %
poměr C:N	max. 30:1
pH	min. 6 max. 8,5
nerozložitelné příměsy	max. 2 %

Z praktického hlediska je kompost pro travní porosty využíván hlavně při zakládání luk a pastvin a k přihnojování během vegetačního období. Nejvhodnějším obdobím pro jeho aplikaci je jaro (březen až květen) a dále termíny po provedené první seči (červenec až srpen). Z pohledu co nejvíce uzavřeného koloběhu živin v rámci zemědělského podniku se doporučuje sklizenou/posečenou travní biomasu zkompostovat a následně ji zpětně využít jako hnojivo na travní porosty. Aplikaci kompostu se dále doporučuje kombinovat s rychle uvolnitelnými zdroji dusíku, např. s kejdou či močůvkou.

Kompostování je efektivním nástrojem pro zpracování komunálního a zemědělsko-průmyslového odpadu do stabilní formy, která je charakteristická vysokým obsahem živin (Renčo et al., 2010). Přínosem kompostu je především zvýšený přísun organické hmoty do půdy a tím pozitivní ovlivnění jak chemických, tak fyzikálních půdních parametrů (Edwards et al., 2000). V podmínkách České republiky se aplikací kompostu na travní porosty zabývali Badalíková a Bartlová (2014), které sledovaly různý vliv dávek na infiltrační schopnost půdy. Využitím kompostu jako možného nástroje pro ochranu půdy před erozí se zabývali Faucette et al. (2004).

Z dlouhodobého hlediska srovnávali hnojení minerálními a organickými hnojivy v podmínkách ekologického hospodaření Fliessbach et al. (2007). V této práci uvádějí, že organické hnojení jednak ovlivňuje půdní vlastnosti, ale výsledek značně ovlivňuje i to, v jakém stavu (kvalitě) jsou organická hnojiva aplikována. Účinky minerálního a organického hnojení srovnávali i Leroy et al. (2008) a v závěrech potvrdili přínos kompostu a kejdy jako vhodného organického hnojiva z pohledu snížení zhutněnosti půdy, resp. objemové hmotnosti.

2.3. Půda travních porostů

2.3.1 Charakteristika půd

Důkladné poznání půdy, zejména vlastností, na kterých závisí její kvalita a úrodnost, není možné bez komplexního zhodnocení. Půda má klíčový význam z pohledu lidstva, neboť je nenahraditelnou složkou životního prostředí a je jednou z hlavních složek krajiny, v níž zastává různé funkce jako je např. hydrologická a vodohospodářská funkce, ekologická či transformační. Půda představuje velmi důležitou součást přírodního prostředí, a to pro mnohé organismy. V environmentálním kontextu představuje půda geomembránu, která pufruje a filtruje polutanty pocházející z okolního prostředí (Yaalon a Arnold 2000). Troeh a Thompson (2005) charakterizují půdu jako směsici s různým podílem pevných látek, plynů a vody.

Zemědělství má přímý vliv na udržitelné využívání půdních zdrojů a ovlivňuje tak stabilitu, odolnost a kvalitu půdy. Stabilita je náchylnost půdy měnit se vlivem antropogenních a přírodních zásahů. Rezistence je schopností půdy odolávat změnám,

kterým je vystavena, rezilience vyjadřuje schopnost a rychlost vracet se po narušení do původního stavu (Šarapatka, 2014). Pojem kvalita půdy se týká její schopnosti vykonávat tři základní funkce: ekonomickou, ekologickou a esteticko-kulturní (Lal, 1993). Kvalita půdy je tedy její souhrnná vlastnost a je dána souborem fyzikálních, chemických a biologických charakteristik celého půdního profilu (Troeh a Thompson, 2005). Poznání chemických, fyzikálních a biologických vlastností půdy je nevyhnutelný předpoklad pro produkci kvalitních živočišných produktů (masa, mléka) i pro správnou volbu managementu TTP. Negativní ovlivnění kvality půdy může vyústit v degradaci půdy, která je dle Šarapatky et al. (2002) definována erozí, zhutněním půdy, salinizací, acidifikací, úbytkem organické hmoty a kontaminací půd.

Z dnešního pohledu není půda považována za jen výrobní prostředek, ale za jednu ze základních součástí ekosystému, v němž plní nezastupitelnou roli přírodního zdroje s ekologickou funkcí. Z toho vyplývá, že znalost půdních poměrů má opodstatnění nejen ve vysoce produkčních oblastech, ale i v oblastech LFA s převažujícím uplatněním pastvy přežvýkavců.

V zemědělsky využívané krajině má největší vliv na krajinu a půdu způsob hospodaření. Při hospodaření na půdě by mělo být trvale v popředí zájmu uchování její kvality a ekologických funkcí (Mäder et al., 2002; Hartmann et al., 2014). Půda je neoddělitelnou součástí travinných ekosystémů, u nichž je kladen velký důraz na mimoprodukční funkce. Jak uvádí Pokorný et al. (2007), zdravá půda je základním předpokladem pro růst zdravých rostlin, živočichů a konečně i člověka.

Půdní podmínky travních porostů by neměly být posuzovány podle stejných parametrů jako u orné půdy. Půdě travních porostů je nedílnou součástí ekosystému, který je charakteristický bohatou kořenovou vrstvou, má typické fyzikálně-chemické půdní vlastnosti, vysokou dodávku organických látek, přítomnost pestrého společenstva makro i mikro edafonu a především má trvalý vegetační pokryv zpětně ovlivňující podzemní biomasu (Jančovič et al., 2012). Živiny spolu s organickou hmotou jsou u půd travních porostů lokalizovány především ve svrchním horizontu, což je dáno absencí mechanické kultivace akumulací odumřelých rostlinných zbytků. S tím je spojená i mikrobiální aktivita podílející se na dekompozici organické hmoty.

Nejrozšířenějším půdním typem v České republice jsou kambizemě s cca 55 % výměry půdy (Hauptman et al., 2009). Tento půdní typ je využit jak k zemědělským tak lesnickým účelům a probíhá na nich typická zemědělská výroba podhorských a horských oblastí, kde se právě vyskytují TTP (Šarapatka, 2014). Při určitém zjednodušení můžeme

označit půdy pod travními porosty v porovnání s půdou ornou jako kyselější s nižším obsahem přístupného fosforu a draslíku (Fiala et al., 2007). Horské a podhorské oblasti jsou charakteristické právě nižší hodnotou pH, která způsobuje útlum biologických procesů v půdě, což vede ke snížení kvality humusu a k relativnímu nadbytku půdní organické hmoty (Kolář et al., 2000).

Dlouhodobými pokusy na kambizemích travních porostů se u nás zabývali Jančovič et al. (2002), Hejduk (2011), Pospíšilová et al. (2011). Ve studiích byl sledován vliv jak minerálních tak organických hnojiv na půdní parametry TTP a ze zjištěných výsledků lze konstatovat, že i když byly zjištěny změny v obsahu přístupných živin vlivem managementu, ani u jedné ze studií nebylo zjištěno markantní zhoršení půdních vlastností v souvislosti s tímto managementem. Tato zjištění jsou v souladu s vlastnostmi travních porostů jako ekosystému, který je velmi stabilní a odolný k nežádoucím negativním dopadům na životní prostředí v porovnání s agroekosystémy na orné půdě (Tomaškin et al., 2013).

Travní ekosystém plní produkční a ekologické funkce, které jsou dány úzkou vazbou mezi půdou a vegetací. Travní porosty zabezpečují ekologickou stabilitu v zemědělské krajině, disponují adaptivními mechanismy, které reagují a vyrovnávají negativní faktory v podobě antropogenních i přírodních zásahů (Tilman et al., 2006). Celkově lze travní porosty označit za vysoce stabilní a odolné ekosystémy (Mitchell et al., 2000) především vůči nepříznivým vnějším zásahům. Z tohoto hlediska i samotné půdy travních porostů představují relativně stabilní systém, který je schopen odolávat vnějším přírodním i antropogenním efektům.

2.3.2 Půdní organická hmota

Klíčovým komponentem pro udržení produkčních i mimoprodukčních funkcí travních porostů je množství organické hmoty v půdě, která bývá výrazně ovlivněna zvoleným managementem. Půdní organická hmota (POH) představuje nepostradatelnou součást systému půda-rostlina. POH je považována nejen za důležitou složku zdravé půdy, ale také bývá označována jako univerzální indikátor „půdní bezpečnosti“ (McBratney et al., 2014). Ztráta či úbytek této hmoty jsou příčinou mnohých negativních půdních pochodů, které dále mohou vyústit až k omezení úrodnosti či úplné degradaci půdy (Ghani et al., 2003). Pro udržitelné hospodaření je stěžejním úkolem údržba a zvyšování obsahu i kvality organické hmoty v půdě (Campbell et al., 1998).

Pod pojmem půdní organická hmota jsou zahrnuty všechny neživé organické látky v půdě v různém stádiu rozkladu a přeměn. Některé definice zahrnují do POH biomasu mikroorganismů (i dalších součástí edafonu) a živé podzemní části rostlin. Sotáková (1982) popsala POH jako složitý, heterogenní, polydisperzní soubor organických látek různého původu, s proměnlivým složením, stupněm disperzity a aktivity a tím i vztahem k ostatním složkám půdy a prostředí. Představuje tak významnou část organického uhlíku v biosféře a v závislosti na podmínkách prostředí může omezovat uvolňování skleníkových plynů z půdy a ovlivňovat sekvestraci uhlíku v půdním prostředí (Pospíšilová a Tesařová, 2009). V poslední době jsou právě rozšířené studie, které se zabývají vazbami mezi půdní organickou hmotou, její distribucí a efektivně nastaveným managementem, který může vést k redukci atmosférického CO₂ (Qiu et al., 2013; O'Rourke et al., 2015). Na druhé straně jsou studie Davidson a Janssens (2006), Blagodatsky a Smith (2012), kteří upozorňují na to, že půda může přispívat k uvolnění CO₂ a ovlivnit tak globální změnu klimatu.

V případě změny původního ekosystému (např. travního na ornou půdu) dochází ke kvalitativním i kvantitativním změnám POH. V půdě se zvyšuje zastoupení méně stabilních forem C a samotný C se uvolňuje v plynné fázi do ovzduší. Zvýšení stability organických složek v půdě může ovlivnit větší záchyt C z atmosféry (Lal, 2004). Travní porosty mají význam z hlediska pohlcování CO₂ a následné sekvestrace C v půdách. Vhodné jsou především TTP lokalizované na svažitéjších pozemcích často na kambizemích nevhodných k rostlinné produkci. Potenciál těchto ekosystémů z hlediska sekvestrace C je enormní (Soussana et al., 2004).

Množství uhlíku v půdě je 2x vyšší než v atmosféře (Šarapatka, 2014) a téměř 3x vyšší než v nadzemní biomase (Jacobson et al., 2000). Hlavním zdrojem organických látek (uhlíku) dodávaných do půdy jsou kořenové zbytky a odumřelé kořeny. Největší množství kořenové hmoty zanechávají v půdě jeteloviny a jetelotrávy. Z toho je zřejmé, že půdy TTP jsou cenným rezervoárem půdní organické hmoty, potažmo půdního uhlíku.

Půdní organická hmota neustále podléhá dvěma základním procesům - mineralizaci a humifikaci. Mineralizaci je možné rozdělit na primární a sekundární. Primární mineralizace je rozklad organických látek, jejichž výsledným produktem jsou minerální živiny, CO₂ a energie. Tyto produkty slouží jako zdroj pro rostliny a mikroorganismy, část živin je vázána na sorpční komplex, uniká do vzduchu či je vyplavována. Nedílnou součástí procesu mineralizace jsou mikroorganismy, které se podílí na rozkladu organické hmoty. Sekundární mineralizace spočívá v rozkladu již humifikovaných látek, je velmi pomalá a rozkládá se tak pouze zanedbatelné množství. Procesem humifikace je označena syntéza humifikovaných

látek, při níž se energie spotřebovává a výsledným produktem jsou fulvokyseliny, huminové kyseliny a humin. Humifikace probíhá optimálně za střídání anaerobních a aerobních procesů při periodickém ovlhčování. Tvorba jednotlivých meziproduktů a produktů humifikace je tak závislá na stanovištních podmínkách.

V poslední době je věnována pozornost problematice úbytku půdní organické hmoty, tzv. dehumifikaci, kdy je v půdě tlumena humifikace organických zbytků a dominuje mineralizace. Celkový výsledek působení tohoto negativního jevu je snížení poutání živin, zvýšení mobility polutantů, zhoršení strukturních a filtračních vlastností půdy (Šarapatka et al., 2002). Tento pozvolný jev je dán především nevhodnou kultivací, jako je např. zvýšená aerace po rozorání luk a pastvin, nesprávným používáním minerálních či organických hnojiv či nedoplňováním organické hmoty do půdy.

POH je důležitou součástí z pohledu fyzikálních, chemických i biologických parametrů úrodnosti půdy (Haynes and Naidu, 1998). Existuje velmi těsný vztah mezi organickou hmotou jako takovou a organickým půdním uhlíkem. Proto management, který v pozitivním směru ovlivní POH, má přímý vliv na půdní vlastnosti a půdní mikrobiální biomasu (Powlson et al., 2012). Přítomnost organické hmoty v půdě má vliv na objemovou hmotnost (Throop et al., 2012), retenční vodní kapacitu (Rawls et al., 2003), stabilitu půdních agregátů, retenci živin, biologickou a enzymatickou aktivitu (Ghani et al., 2003), zvýšení odolnosti vůči vodní erozi (Ryals et al., 2014). Právě s úbytkem POH je spjata pedokompakce a následně i eroze, které mají za následek další ovlivnění půdních parametrů a celkového stavu půdního prostředí. Nastává tedy otázka, jak zvolený zemědělský management může ovlivnit koncentraci organické hmoty v půdě a tím i ostatní fyzikální, chemické i biologické parametry půdy. Nevhodný a nešetrný způsob hospodaření tak může mít negativní dopad na kvalitu půdního prostředí. Pokles půdní organické hmoty v agroekosystémech je úzce spojen s degradací půdních vlastností (Li et al., 2007).

Existují studie (Tejada a Gonzales, 2008) zabývající se významem a nepostradatelností POH ve vztahu k erozi půdy, zdůrazňující jak zvýšení POH vede k poklesu ztráty půdy. Důležité je také zmínit, že vliv organické hmoty na půdní vlastnosti závisí na druhu, množství, velikosti a dominantní složce dodaného organického materiálu do půdy.

2.3.2.1 Formy půdní organické hmoty

Půdní organickou hmotu lze třídit dle různých hledisek a jedním z nich je rozdělení POH do dvou základních skupin na primární organickou hmotu a humus (Kolář a kol., 2009).

- Primární organická hmota

Primární organickou hmotu lze označit za dynamickou část organické hmoty v půdě, která může vykazovat kolísání obsahu podle přísunu organických látek do půdy a průběhu mikrobiálních procesů (Vaněk et al., 2009). Dle Koláře (1997) je charakterizována úloha primární organické hmoty v půdě především tím, že umožňuje rozvoj půdní mikroflóry a tím i makroedafonu, dále je materiálem pro exotermickou mineralizaci a tím i zdrojem CO₂ a minerálních živin, je materiálem pro humifikaci a zdrojem humusových látek. Podléhá různě intenzivní mineralizaci a pouze část je transformována do humusových látek. Primární organická hmota má zanedbatelnou iontovýměnnou kapacitu, velmi slabou sorpční kapacitu a malou povrchovou aktivitu, což má za následek minimální ovlivnění fyzikálních pochodů v půdě (např. hydrolimitů).

- Humus

V podstatě opačné vlastnosti i poslání má humus, který představuje velmi stabilní část POH. Je všeobecně známo, že humusové látky jsou vysokomolekulární látky, které vznikají v procesu humifikace, jehož produktem jsou huminové kyseliny, fulvokyseliny a humin. Pro tyto látky jsou charakteristické sorpční a iontovýměnné vlastnosti a schopnost tvorby organominerálních komplexů. Z toho vyplývá, že tyto látky nejsou zdrojem minerálních živin a mají přímý vliv na půdní fyzikální (např. pórovitost, hydrolimity) a chemické vlastnosti (např. sorpce kationtů).

Dalším pohledem na třídění půdní organické hmoty je funkce, kterou v půdě plní. Strosser (2010) uvádí tři základní části:

- Aktivní (labilní)

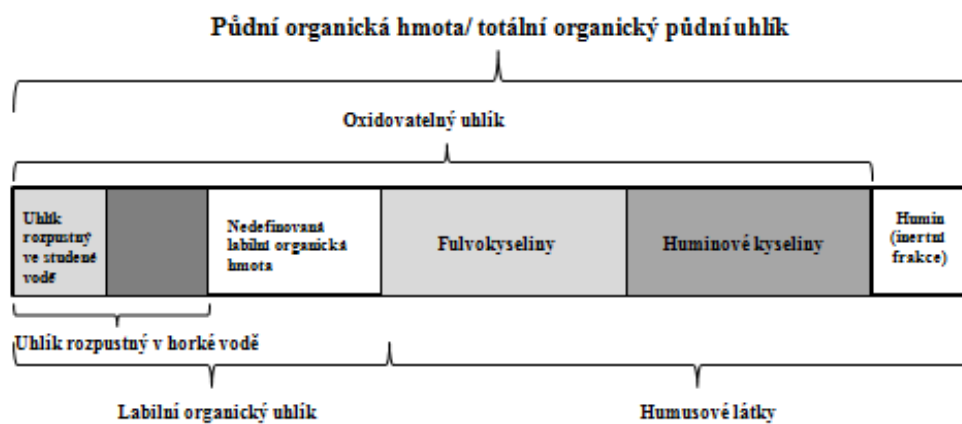
Jedná se o lehce rozložitelnou organickou hmotu, která zpřístupňuje energii pro mikroorganismy a živiny pro rostliny. Je pro ni charakteristická krátká doba obratu, není výrazněji stabilizována a je tvořena látkami nehumusové povahy, jako jsou polysacharidy, sacharidy aminokyseliny apod. Nejčastěji je labilní frakce půdní organické hmoty vyjadřována pomocí uhlíku rozpustného v horké a studené vodě.

- Stabilní (pasivní)

Představuje rezervoár půdní organické hmoty, která je již stabilizována. Doba obratu stabilní části je již výrazněji delší a počítá se na roky až desítky let. Hlavní charakteristikou je vysoká sorpční kapacita a dlouhodobá zásobárna organických látek. Do této skupiny můžeme zařadit fulvokyseliny a huminové kyseliny.

- Inertní

V podstatě nereaktivní část půdní organické hmoty, jejíž doba obratu se udává ve staletích. Inertní hmota se neúčastní chemických pochodů v půdě, je velmi těžce izolovatelná a téměř nerozložitelná.



Obrázek 2: Formy organického půdního uhlíku/půdní organické hmoty (převzato z Strosser, 2010)

2.3.2.2 Labilní frakce organické hmoty v půdě travních porostů

Labilní frakce půdní organické hmoty je vhodným indikátorem změn a především vlivu managementu na kvalitu půdní organické hmoty. Z pohledu celkového zastoupení POH, tvoří menší podíl, přesto je důležitou součástí z pohledu biologické aktivity půdy, zpřístupnění živin či ovlivnění transportu rizikových prvků a polutantů. V podstatě můžeme tuto část brát jako určitý indikátor kvality POH a celkového stavu půdy (Haynes, 2000). Tato nejnějněji a nejrychleji rozložitelná část POH je důležitá z pohledu hlavního zdroje energie pro mikroorganismy a primárního zdroje živin. Představuje část POH, která je relativně v krátkém časovém horizontu snadno ovlivnitelná daným managementem a proto lze hovořit o senzitivním nástroji pro detekování okamžitých změn v půdním prostředí vztaženém ke

zvolenému managementu. Na obsah labilní frakce POH v půdě travních porostů má především vliv množství dodaného organického hnojiva a vegetační kryt (Chantigny, 2003).

Parametry pro detekování labilní frakce jsou charakterizovány a analyzovány různě. Můžeme sem zahrnout sloučeniny uhlíku rozpustné v horké a studené vodě, obsahy rozpustných proteinů a cukrů, mineralizovatelné organické látky, uhlík bazální respirace, uhlík mikrobiální biomasy atd. I přesto, že uhlík rozpustný v horké vodě (C_{hws}) nedefinuje kompletní množství labilní organické hmoty, je vhodným ukazatelem pro monitoring labilní frakce. Pozitivní charakteristikou parametru je dobrá reprodukovatelnost výsledků a celkově velice snadné stanovení. Uhlík rozpustný v horké vodě velice silně koreluje s jinými ukazateli/parametry labilní frakce jako je uhlík mikrobiální biomasy, uhlík rozpustný ve studené vodě, bazální respirací (Ghani et al., 2003). Dále je to silný ukazatel ve vztahu k determinaci mineralizovatelného dusíku, či k charakteristice stability agregátů (Puget et al., 1999). Celkově lze uhlík rozpustný v horké vodě označit jako indikátor kvality z pohledu systému půda-rostlina, vzhledem k jeho blízké vazbě k ostatním půdním ukazatelům. Rozpustnost ve vodném roztoku je jedním z nejdůležitějších předpokladů přímé dostupnosti POH pro mikrobiologický rozklad (Kalbitz et al., 2003).

Pro stanovení uhlíku rozpustného v horké vodě (C_{hws}), v anglické literatuře uváděn pod zkratkou HWEOC – hot water extractable organic carbon, se uvádějí v literatuře extrakce s teplotou varu vody (Körschens et al., 1990) či teplotou 80 °C (Ghani et al., 2003). Obsah C_{hws} se pohybuje v rozmezí asi 1–5 % z celkového organického uhlíku a je zhruba 18x vyšší než u extrakce studenou vodou (Haynes, 2005). Leinweber et al. (1995) definovali látky obsažené v C_{hws} a zjistili, že největší podíl tvoří sacharidy a dusíkaté látky, zejména aminokyseliny a amidy.

Způsob obhospodařování půdy je uváděn jako jeden z dominantních faktorů ovlivňující množství uhlíku rozpustného v horké vodě (C_{hws}). Obecně lze konstatovat, že množství C_{hws} se liší a klesá v pořadí lesní půda, půda travních porostů a orná půda, což je ovlivněno vegetačním krytem (Haynes, 2000). Neméně důležitý vliv na tento parametr má také preferovaný management v podobě aplikace organických či minerálních hnojiv a vápnění. Pokles obsahu C_{hws} při změně využívání půdy, tzn. přechod z půdy travního porostu na ornou půdu, zaznamenali Gregorich et al. (2000). Navíc se tento trend ještě více zvýraznil se vzrůstající délkou doby obdělávání orné půdy.

Vegetace, jako jeden z klíčových prvků, který zabezpečuje návrat organické hmoty do půdy, je důležitý jak z hlediska nadzemní tak i podzemní biomasy. Vstup rostlinných substrátů probíhá nejen jako začlenění odumřelých částí rostlin, ale asi 20 % z celkového

asimilovaného uhlíku uvolní rostliny do půdy prostřednictvím živých kořenů ve formě kořených exsudátů (Kuzyakov, 2002). Množství a typ organické hmoty navrácené do půdy závisí na rostlinných druzích stanoviště (Campbell et al., 1999) a tím následně dochází i k ovlivnění koncentrace C_{hws} .

Dalším aspektem vegetace, který výrazněji ovlivňuje labilní frakci, jsou kořenové exsudáty. Exsudáty jsou velmi cenným zdrojem uhlíku v rhizosféře, jsou tvořeny cukry, organickými kyselinami či aminokyselinami. Jejich význam spočívá především v mobilizaci živin, pufraci činnosti a představují taktéž zdroj živin pro mikroorganismy. Jak uvádí Chantigny (2003), C_{hws} koncentrace bývá vyšší v půdách, na kterých jsou dlouhodobě pěstovány leguminózy než u půd s trvalým výskytem travinných druhů. Právě tento jev by měl odrážet rozdílnou produkci kořenového exsudátu u odlišných rostlinných druhů.

Typ hnojiva je jedním z dalších faktorů ovlivňujících množství C_{hws} v půdě. Rozdílné výsledky jsou prezentovány v souvislosti s aplikací minerálních hnojiv, kdy jsou publikovány studie prokazující nárůst množství C_{hws} a naopak lze nalézt studie, které jsou v ostrém kontrastu s tímto tvrzením. Zsolnay a Görlitz (1994), Rochette a Gregorich (1998) uvádí, že aplikace minerálních N hnojiv neměla statisticky průkazný vliv na množství C_{hws} v půdě, zatímco Chantigny et al. (1999) upozorňují na pokles a McTiernan et al. (2001) na nárůst hodnot. Částečné vysvětlení pro nulový efekt nebo nárůst C_{hws} může být fakt, že po přidání N hnojiva nemusí být labilní část nezbytně mineralizována, ale spíše imobilizována v mikrobiální biomase či uvolněna v podobě mikrobiálních metabolitů. Chantigny et al. (1999) vyzdvihl fakt, že po aplikaci 180 kg N/ha byl zaznamenán prudký pokles množství C_{hws} v půdě. Po přidání minerálních hnojiv nastává situace, kdy se rozšíří poměr nadzemní k podzemní biomase a tím dojde k poklesu rozvoje kořenů. Tento jev může vysvětlovat právě pokles C_{hws} po přidání minerálních hnojiv.

Jinak je pohlíženo na aplikaci organických hnojiv, které v drtivé většině případů zvyšují množství C_{hws} v půdě. Mezi hojně používaná hnojiva patří hnojiva statková, která jsou významným zdrojem labilní složky organického uhlíku. Okamžitou reakci v podobě nárůstu C_{hws} po aplikaci hnoje zaznamenali Chantigny et al. (2002), což bylo způsobeno přítomností lehce rozpustných složek v hnojivu. Shand et al. (2000) zdůraznil, že nárůst C_{hws} po aplikaci organického hnojiva je spíše krátkodobého charakteru, což je dáno právě vyšším obsahem snadno degradovatelných složek. Na druhé straně dlouhodobé pokusy s aplikací organického hnojiva prokázaly trvalé zvýšení C_{hws} v půdách s ekologickým managementem v porovnání s konvenčním hospodařením (Zsolnay a Görlitz, 1994). Podobné závěry vyvodili i Ghani

et al. (2003), kteří upozornili na klesající tendenci C_{hws} s rostoucí intenzitou obhospodařování u travních porostů.

Vlivem sečení v kombinaci s odvodněním a vápněním na obsah C_{hws} se v podmínkách podhorských travních porostů zabývali např. Duffková et al. (2005). Se zvyšujícím se počtem sečí se snižovalo množství C_{hws} v půdě. Na druhé straně upozornili na relativně vysoké koncentrace C_{hws} u všech ploch, což bylo částečně dáno mumifikovanou organickou hmotou, která se pouze akumulovala a byla odolná vůči mikrobiálním rozkladům vzhledem k nízkému pH půdy. Jak uvádí Váchalová et al. (2013) optimální rozpětí hodnot C_{hws} u kambizemí travních porostů situovaných v podhorských oblastech je v rozmezí 300–600 mg/kg. Vyšší hodnoty jsou právě spojeny s mumifikovanou organickou hmotou.

2.3.2.3 Humusové látky v půdě travních porostů

Humusové (huminové) látky jsou charakterizovány vyšším podílem uhlíku a koloidními vlastnostmi, mají vyšší molekulovou hmotnost než výchozí materiál a jsou značně rezistentní k mikrobiálnímu rozkladu. Všechny tyto vlastnosti je předurčují k jiné funkci v půdě, než má primární organická hmota. Tou je především sorpce kationtů (včetně řady polutantů a tím i omezení jejich mobility v půdě) a schopnost tvorby organominerálních komplexů (komplex huminových kyselin a jílových minerálů s vysokou stabilitou). Humusové látky mohou tvořit 60–80 % (Šarapatka, 2014) půdní organické hmoty.

Množství humusu v dané půdě je funkcí balance mezi rychlostí depozice organických zbytků v půdě a rychlostí jejich mineralizace, jak uvádí Szombathová (2010). Kvalita humusových látek, která má přímý vliv na půdní úrodnost, je hodnocena především podle frakčního složení, tj. obsahu fulvokyselin a huminových kyselin.

Fulvokyseliny (FK) mají jednodušší stavbu, žlutou až hnědou barvu, jsou pohyblivější a řadíme je ke stabilním humusovým látkám. Jejich pohyblivost v půdním profilu je dána nižší molekulovou hmotností. Fulvokyseliny vznikají v první fázi humifikace, kdy s kovy vytváří poměrně mobilní sloučeniny, což je významné z hlediska pohyblivosti těžkých kovů a živin. Další jejich charakteristickým rysem je to, že jsou rozpustné ve vodě, v minerálních kyselinách, hydroxidech i v roztocích hydrolyticky zásaditých solí. Kyselinový charakter je dán především karboxylovými skupinami. Obsahují zhruba 40–52 % uhlíku, 40–48 % kyslíku, 4–6 % vodíku a 2–6 % dusíku (Pospíšilová a Tesařová, 2009).

Huminové kyseliny (HK) představují nejkvalitnější produkt humifikace a i je řadíme mezi stabilní humusové látky. Charakteristická je pro ně tmavá barva, dobrá rozpustnost v loužích a roztocích hydrolyticky zásaditých solí, vysoká sorpční schopnost a vyšší molekulová hmotnost než u FK. Z chemického hlediska HK obsahují ve své molekule 52–62 % uhlíku, 31–39 % kyslíku, 2–6 % vodíku, 2–5 % dusíku (Pospíšilová a Tesařová, 2009), tzn. více uhlíku a méně kyslíku, než méně kvalitní fulvokyseliny. Nicméně, jejich elementární složení je proměnlivé a závislé na stanovištních podmínkách, tzn. na půdním typu, klimatických podmínkách či na průběhu humifikace. Kyselé funkční skupiny, především karboxylové a fenol hydroxylové, udávají kyselinový charakter těchto sloučenin. Za součást HK jsou považovány i tzv. hmatomelanové kyseliny, které mohou vznikat z huminových kyselin nebo při syntéze lehce rozložitelných organických látek.

Huminy je silně karbonizovaná organická hmota, která je v podstatě inertní. Huminy bývají často charakterizovány jako nerozpustné formy huminových kyselin. Do této skupiny látek řadíme i humusové uhlí, což je zuhelnatělá tmavá hmota, vývojově nejstarší a která se nezúčastňuje půdotvorného procesu.

Kvalitu humusových látek (HL) lze hodnotit jak pomocí klasických metod frakcionace humusu, které dovolují stanovit množství HK a FK a následně jejich poměr, tak pomocí nedegradačních spektrálních metod. Nejvíce využívanou je metoda měření absorbance HL v UV-VIS oblasti spektra. Naměřené barevné indexy ($Q_{4/6}$) nepřímo korelují s poměrem HK/F. Další sledované parametry jako stupeň humifikace slouží k detailnější charakteristice kvality humusu.

Z uvedených charakteristik vyplývá jedna z hlavních vlastností humusových látek a tou je sorpční a iontovýměnná vlastnost. Humusové látky poměrně dobře sorbují především kationty, případně s kationty vytváří málo rozpustné sloučeniny, což je typické pro huminové kyseliny. Využití huminových kyselin, jako komplexotvorných látek, pro omezení příjmu těžkých kovů rostlinami se zabývali např. Pavlíková et al. (1997), Fecenko et al. (1997).

V rámci pokusů na TTP se zabývali kvalitou humusu z pohledu rekultivace Duffková et al. (2005), humusovými látkami ve vztahu k rizikovým prvkům Shuman (1999), Škarpa et al. (2011), ve vztahu ke klimatickým podmínkám (Martin-Neto et al., 1998) a k problematice bioremediace (Clemente et al., 2006; Narwal a Singh, 1998; Walker et al., 2004).

2.3.2.4 Organický uhlík v půdě travních porostů

Jedním z nejčastěji používaných parametrů k monitoringu a posuzování stavu půdní organické hmoty je celkové množství jejího oxidovatelného uhlíku (C_{ox}). Nejčastěji se tento uhlík zjišťuje titrací po oxidaci chromsírovou směsí. Dalším parametrem, se kterým je možné se setkat, pro vyjádření uhlíku v půdě, je celkový organický uhlík (C_T). Rozdíl od předchozího parametru je v jeho stanovení a to žiháním či stanovením oxidací za sucha. Samotný parametr udává množství organického uhlíku v půdě, nicméně je vhodné vždy tento údaj doplnit i o kvalitativní údaje jako jsou právě zastoupení či poměr humusových látek.

Vyšší množství uhlíku v půdě nemusí nutně znamenat kvalitnější podmínky v půdním prostředí. Klasickým případem jsou právě půdy travních porostů situovaných v horských/podhorských oblastech, pro které bývá ve většině případů typické nepříznivé prostředí pro činnost půdním mikroorganismů, což je dáno nižší hodnotou pH. V důsledku převládající kyselé půdní reakce bývá u těchto půd zjištěn relativní nadbytek organického uhlíku, ale z hlediska zastoupení huminových kyselin, je kvalita humusu velmi nízká. Obvykle u těchto půd převažují fulvokyseliny nad huminovými kyselinami, což ukazuje na méně kvalitní typ humusu (Hladký a Pospíšilová, 2010).

Labilní forma uhlíku (C_{hws}) je považována za senzitivní parametr, který reaguje na změnu managementu, nicméně i C_{ox} se považuje za parametr, který vypovídá o celkovém kvantitativním stavu půdní organické hmoty. Šimon (2008) zaznamenal po aplikaci chlévského hnoje a kombinace hnoje s NPK hnojivy průkazný nárůst jak labilní složky, tak i C_{ox} . Navíc obsah C_{ox} byl nejvyšší vlivem aplikace hnoje s NPK a dále klesal v pořadí chlévský hnůj, NPK hnojivo, kontrola. Podobný závěr zveřejnili i Hlisnikovský a Kunzová (2014), když naměřili nejvyšší obsah C_{ox} po aplikaci hnoje s NPK a nejnižší u kontrolní varianty. Nicméně zdůraznili, že tyto rozdíly nebyly statisticky průkazné. Někteří autoři upozorňují, že změny v C_{ox} jsou nejlépe patrné (průkazné) při dlouhodobých pokusech. Příkladem je studie Zhengchao et al. (2013), kteří zjistili statisticky průkazné změny, nárůst C_{ox} po aplikaci hnoje v kombinaci s NPK hnojivy, a to v experimentu trvajícím 26 let.

Dalším dlouhodobým pokusem s NPK hnojivy na kambizemích travních porostů se zabývali Jančovič et al. (2012). V průběhu 20-ti let C_{ox} vykazoval kolísavé tendence, nicméně nebyly zjištěny statisticky průkazné rozdíly mezi jednotlivými variantami definovanými odstupňovanými dávkami dusíku. Největší odezva v množství C_{ox} byla zaznamenána pod vlivem sečení a vápnění. V této souvislosti byl zaznamenán úzký vztah s pH půdy, kdy se po aplikaci vápence mírně zvýšilo pH půdy, na což zareagovaly půdní mikroorganismy v podobě

zvýšené aktivity. Ta vedla k rozkladu nahromaděné hmoty a zintenzivněla se tak transformace organické hmoty. Zavedení sečení vedlo k poklesu C_{ox} , po redukci počtu sečí došlo k opětovnému nárůstu hodnot C_{ox} . I přes výkyvy v množství C_{ox} v průběhu pokusných let, které se pohybovalo v rozpětí hodnot 3,6–5,7 %, ve všech případech opět hovoříme o půdě sice s vyšším zastoupením organické hmoty, ale dle nízkého pH 3,9–4,9 zřejmě s nižší kvalitou humusových látek.

Duffková et al. (2005) upozornili ve své studii zabývající se vlivem sečení na množství organické hmoty v půdě, kdy opakovaná seč urychlila rozklad a využití organického uhlíku. To přispělo k úbytku C_{ox} . Casals et al. (2004) uvádí, že s intenzivnější pastvou skotu dochází k poklesu půdního organického uhlíku a s extenzivním způsobem pastvy naopak dochází k nárůstu půdního organického uhlíku. S tímto jevem opět souvisí změna a ovlivnění dalších půdních parametrů. Vliv intenzivního způsobu pastvy na stav půdních parametrů zkoumali v méně příznivých klimatických podmínkách Haghghi et al. (2010) a potvrdili pokles obsahu půdního organického uhlíku a zhoršení fyzikálních půdních parametrů. Z toho vyplývá, že nevhodný a nešetrný způsob hospodaření může mít negativní dopad na kvalitu půdního prostředí.

2.3.3 Živiny v půdách travních porostů

Živiny jsou v půdě součástí její pevné fáze (vázané na půdní sorpční komplex, v chemických sloučeninách a organické hmotě) či jsou obsaženy v půdním roztoku. Zpřístupňování živin se nazývá mobilizace, u níž dochází k přeměně nerozpustných sloučenin na rozpustné lehce přijatelné formy.

Režim půdních živin je v úzké vazbě na další půdní parametry, jimiž jsou např., pH, charakter sorpce a iontové výměny, zrnitostní složení, mikrobiální aktivita, rozložitelnost půdní organické hmoty. Živiny, které jsou rozpuštěné v půdním roztoku, vázané v sorpčním komplexu, či vázané ve sloučeninách rozpustných ve slabých kyselinách a zásadách, označujeme jako přístupné. Přístupné živiny hrají podstatnou roli ve výživě rostlin a následně v celém potravním řetězci.

Pratotechnické zásahy by měly vést k udržení potřebné hladiny jednotlivých živin a jejich forem v půdě, aby byly zajištěny předpoklady udržitelného ekosystému z pohledu růstu vegetace a koloběhu živin.

2.3.3.1 Makroelementy v půdách travních porostů

Do skupiny makroelementů řadíme prvky, které tvoří převážnou část půdní hmoty a v rostlinách se vyskytují od několika desetin do desítek procent. Jedná se o prvky, které jsou nezbytné pro existenci rostlin. Pro tyto živiny jsou stanoveny kritéria zásobenosti půd.

Vzhledem k tomu, že dusík (N) je jedním ze základních stavebních prvků sloučenin živých organismů, tzn. bílkovin, představuje jednu z nejvýznamnějších složek půdního prostředí. Pro travní porosty je dusík jednou z nejdůležitějších živin, která ovlivňuje složení porostu z pohledu menšího zastoupení jetelovin a podpory vzrůstných trav. Obecně se udává, že obsah dusíku v půdě TTP je v mírném nedostatku. Obsah celkového dusíku se v půdách České republiky pohybuje v průměru 0,05–0,5 %. Z toho je přes 95 % dusíku organických sloučenin, který je v rámci mineralizace transformován na N formy (nitrátový a amonný dusík). Tyto formy jsou v půdě velmi pohyblivé, když amoniakální forma podléhá rychlejšímu rozkladu. U půd travních porostů jsou speciálně monitorovány právě koncentrace dusičnanů, u nichž je zvýšené environmentální riziko vyplavování a následné znečištění vod. Vyplavování N z půdy je ovlivněno především způsobem využití půdy, srážkami a půdním druhem. Smith et al. (2002), popsali roční vyplavování N z půdy TTP hnojených organickými hnojivy v rozmezí 1–30 kg/ha.

Pro fosfor (P) platí, že převážná část celkového P v půdách je pro rostliny v nepřijatelné formě. Základem různých forem P v půdě jsou sloučeniny H_3PO_4 . Fosfor je v půdě málo pohyblivý a udává se i jeho nižší obsah v půdním roztoku. U půd travních porostů se udává jako průměrný/dobrá obsah 50–90 mg/kg (Fiala a Krhovjáčková, 2009) přijatelného P. Pavlů et al. (2012) uvádí, že obvyklá koncentrace P bývá v půdách TTP nižší a spíše je v nedostatku, reálně se pohybuje v rozmezí 8–35 mg/kg. Transport P je ovlivněn drnovou vrstvou a činností kořenů, větším množstvím půdní organické hmoty a nižším pH. I přesto se akumuluje ve svrchní části půdního profilu a jeho posun v půdě do nižších vrstev je značně problematický.

Draslík (K) se v půdě nachází především v anorganických sloučeninách a to v primárních a sekundárních křemičitanech. Obsah přístupného draslíku bývá v půdách travních porostů v dostatečném množství, neboť se uvolňuje s krystalických hornin, jako jsou živce či slídy. Pro střední půdy TTP se udává 160–250 mg K/kg (Fiala a Krhovjáčková, 2009) jako vyhovující stav. Příjem draslíku biomasou je v úzké vazbě na další kationty a anionty tzn., že vyšší koncentrace K v půdě snižuje příjem např. Ca, Mg a podporuje příjem např. dusičnanů.

Množství vápníku (Ca) v půdě má zásadní význam nejen z pohledu výživy rostlin, ale také z hlediska fyzikálních a chemických pochodů v půdě. Vápník je převažujícím kationtem v půdním roztoku, kdy se u středních půd pohybuje v optimálním rozpětí 2000–3300 mg/kg (Fiala a Krhovjáčková, 2009). Převážná část Ca se v půdách nachází v těžko rozpustných sloučeninách (uhličitanech, křemičitanech, hlinitokřemičitanech a síranech). U travních porostů platí, že většinou není potřeba intenzivního vápnění k úpravě pH, neboť travní porosty se poměrně dobře vyrovnávají s nižším pH. To je zapříčiněno jednak souvislým vegetačním porostem a dále relativně velkým hromaděním půdní organické hmoty ve svrchním horizontu. Jak uvádí Richter a Hlušek (2003), maximální jednorázová dávka CaO aplikovaná na písčitohlinitou půdu by neměla přesáhnout hranici 2 t CaO/ha. U stejného půdního druhu TTP je dle výše zmíněných autorů optimální hodnota pH 4,8–5,5.

Nejen vyplavování Ca, ale také hořčíku (Mg), je hlavní příčinou okyselení půd, především v oblastech s vyššími srážkami (horské a podhorské oblasti), (Fiala a Krhovjáčková, 2009). Všeobecně je udáván poměr mezi vyplavením Ca a Mg 5:1, což může představovat ztráty vyplavením až 20 kg Mg/ha za rok. Za přiměřené množství přijatelného Mg u středních půd považují autoři rozpětí hodnot 130–170 mg/kg a obvyklé jsou spíše nižší koncentrace tohoto prvku. Průměrný obsah veškerého Mg se v půdách pohybuje kolem 0,5 % a je podstatně závislý na minerálním složení matečné horniny. Mezi nejdůležitější minerály s ohledem na výskyt Mg patří např. dolomit, serpentinit, magnezit.

Vliv odlišného managementu na ekosystém travního porostu kambizemě situovaného v podhorské oblasti studovali Mládková et al. (2015). Autoři se zabývali problematikou travních porostů podhorských oblastí, u kterých dochází k ochuzení půd o živiny způsobené daným managementem. Po sedmi letech trvání experimentu došlo na plochách s pastvou k poklesu přístupného P a u ploch sečených k poklesu přístupného K. Sečení a pastva vyvolaly odlišné vzorce ochuzení půd o živiny, aniž by byla omezena produkční schopnost porostů. Dle Janssens et al. (1998), přístupný P kontroluje funkčnost travního porostu, N ovlivňuje produkční vlastnosti nadzemní biomasy. Vyšší koncentrace P v půdě je tak úzce spjata s nižší druhovou biodiverzitou a spolu s N vytváří vysoce produktivní společenstvo s převahou travních druhů. Hrevušová et al. (2009) popsali efekt, kdy byly naměřeny vyšší koncentrace P a K u variant hnojených PK hnojiv na rozdíl od variant, na které byly aplikovány NPK hnojiva. Jednou z možných teorií vysvětlující tento efekt je ta, že aplikace N hnojiv posílila extrakci P rostlinami.

Aplikací odstupňované dávky kejdy na půdu travních porostů popsali Duffková et al. (2015). Po šesti letech hnojení kejdou byly ovlivněny koncentrace makroprvků P, K a Mg,

kdy došlo k nárůstu jejich koncentrací v půdě. Na vyhovující stav všech makroelementů kromě K po aplikaci kejdy upozornili Dale et al. (2015). Jedinou živinou, která vykazovala deficitní koncentrace, byl K. Pouze u aplikace kejdy při zatížení nad 200 kg N/ha se tento deficitní stav změnil a koncentrace K v půdním prostředí narostla. Problém deficitního stavu způsobil 2–3 sečný management a následný odnos nadzemní biomasy.

Změny v obsahu přístupného P a K jsou spíše dány úrovní/dávkami hnojení (Smith et al., 2001). Dalším tvrzením je, že optimální živinový stav půdy je možné nastavit díky kombinaci organického a minerálního hnojení při středně intenzivním zatížení, tzn. do 120 kg N/ha (Maiksteniene et al., 2008).

Z pohledu studia vlivu obnovy hnojení na produkční schopnost trvalého travního porostu vyplývá, že uplatnění každoroční aplikace dávek 60 až 120 kg N(+PK)/ha vede k velmi rychlé obnově produkční výkonnosti při vysoké výnosové stabilitě i produkční účinnosti dodaných živin. Při uplatnění střídavé aplikace živin v jednotlivých letech vzrůstá výnosová variabilita v čase několikanásobně ve srovnání s pravidelnou aplikací stejných dávek živin (Jančovič et al., 2004).

2.3.3.2 Potenciálně rizikové prvky v půdách travních porostů

Ve vztahu k posouzení potenciálního rizika kontaminace půdy je důležité znát obsahy biologicky dostupných forem mikroelementů a stav půdních parametrů, tak aby bylo možné ovlivnit či zabránit průnik kontaminantů v systému půda–vegetace. Esenciální mikroelementy (např. Zn, Cu, Fe, Co, Cr), tzn. biologicky potřebné prvky a jiné neesenciální prvky (např. Cd, Pb, Hg) mohou v určité míře, tzn. zvýšené koncentraci, představovat rizikové kontaminanty, které výrazně ovlivňují kvalitu a stav půdního prostředí. Riziko těchto prvků spočívá v jejich ekotoxicitě a nadměrné akumulaci v biotických a abiotických složkách životního prostředí. Gray et al. (2006) upozorňují na to, že perzistence a kumulace těchto potenciálně rizikových prvků v životním prostředí se nepříznivě projeví na všech úrovních potravinového řetězce, kvalitě půdy a celkovém dopadu na životní prostředí.

Pro rizikové prvky platí maximálně přípustné hodnoty v půdách spadajících do zemědělského půdního fondu dle vyhlášky MŽP č. 13/1994 Sb. Překročení těchto hraničních limitů je z hlediska dopadu na environment již neakceptovatelné. Rizikové prvky jsou označovány jako nedegradovatelné kontaminanty, pro něž je charakteristický variabilní zdroj původu v půdě. Potenciální rizikovost mikroelementů spočívá v jejich koncentraci a stabilitě

v půdě, oproti jiným sférám okolního prostředí, což vede k déletrvajícimu znečištění půdního prostředí (Šichorová et al., 2004; Takáč et al. 2009).

V půdě se vyskytuje určité množství rizikových prvků, které mají svůj původ v matečné hornině. Prvky se v půdě mohou vyskytovat ve vyšších koncentracích v inertní formě, která není nebezpečná, avšak v důsledku měnicích se půdních podmínek může být přeměněna na mobilní formu. Tento jev bývá nazýván „chemical time-bomb“ (Blake et al., 1994).

K posouzení toxikologických rizik kontaminantů je třeba znát nejen jejich koncentrace v půdě, ale také jejich biodostupnost pro vegetaci. Významným faktorem, který ovlivňuje chování prvků, je pH půdy (Kabata-Pendias, 2004). Biodostupnost a mobilita prvků je tak závislá na pH, přičemž u většiny prvků se jejich mobilita zvyšuje s poklesem pH (Takáč et al., 2009). Dle Hornburga a Brümmera (1993) klesá mobilita prvků v pořadí $Cd > Ni > Zn > Cu > Pb$.

Neméně důležitým parametrem ovlivňující mobilitu a biodostupnost prvků je stav a kvalita půdní organické hmoty. Dvojí působení organické hmoty má za následek tvorbu poměrně mobilních sloučenin, které mohou mobilitu rizikových prvků zvyšovat. To se děje v případě chelátové vazby mezi fulvokyselinami a rizikovými prvky. Druhým případem je pak stabilnější vazba mezi huminovými kyselinami a rizikovými prvky, kdy dochází k vytváření komplexů s nižší rozpustností. Na omezení mobility a potažmo i biodostupnosti těchto prvků bude mít z tohoto hlediska vliv spíše hnojivo typu kompostu.

K dalším parametrům ovlivňujícím mobilitu patří např. redox potenciál, kationtová výměnná kapacita, mikrobiální aktivita, vazba na sesquioxidy a jílové minerály (Alloway, 1995; Takáč et al., 2009; Tremlová et al., 2010). Pokud porovnáme pevnosti vazby rizikových prvků v půdě, tak nejnižší afinitu k vazbám mají Cd, Co, Zn a naopak velice silná je u Pb a Cu. Rizikové prvky jsou vázány pevněji huminovými kyselinami a sesquioxidy než jílovými částicemi (Tlustoš et al., 2006).

Biodostupnost prvků úzce souvisí se zdrojem jejich původu a je závislá na formě, která vstupuje do půdy, i na době přítomnosti v půdě (Siebielec et al., 2006). Interakce rizikových prvků s půdním prostředím je důležitá z pohledu času, tzv. „aging“. Jedná se o proces, kterým mobilita, biodostupnost a toxicita rizikových prvků dodaných do půdy klesá s časem (Ma et al., 2006). Z dlouhodobého hlediska hodnocení rizik spojených s kontaminací kovů v půdě, je třeba brát na zřetel právě časové hledisko. Jalali a Khanlari (2008) zjišťovali efekt „agingu“ na mobilitu Zn, Cd, Cu a Pb. Vyzdvihli převážně vysokou mobilitu a náchylnost Cd k vyplavování z půdního prostředí v rané fázi kontaminace půdy.

Za zdroje potenciálně rizikových prvků považujeme v první řadě geochemické vlastnosti daného substrátu, přirozenou atmosférickou depozici (např. sopečná činnost) a dále antropogenní činnost. Ta v sobě zahrnuje jak průmyslový sektor, tak v nemalé míře i zemědělskou činnost.

V půdním prostředí se přirozeně mikroelementy vyskytují převážně v minerálech. Kadmium se vyskytuje v horninách spolu se Zn a Pb, což má za následek také i jejich společný výskyt v půdě. Kadmium se přirozeně v půdách nachází v nízkých koncentracích. Celkově můžeme Cd označit za prvek s vyšší mobilitou, která je nejvíce patrná kolem pH 4–5 (Šarapatka, 2014).

Zinek se v půdě vyskytuje převážně ve svrchním povrchovém horizontu, vzhledem k tomu že bývá snadno adsorbován minerální a organickou složkou půdy. Zinek je snadno mobilní a přístupný v lehkých kyselých půdách, ačkoliv se jeho mobilita začíná snižovat již při pH půdy > 4,5 (Tlustoš et al., 2006). Hlavním zdrojem znečištění půdy Zn je označováno hutnictví.

Z hlediska výživy rostlin není Co nezbytným prvkem, ale přesto je významný v procesu fixace vzdušného dusíku hlízkovitými bakteriemi. V půdě se nachází v horninách a doprovází ostatní prvky jako je např. Cu.

Převážné množství Cu je soustředěno ve svrchním horizontu, kde opět zvýšená koncentrace může nepříznivě působit na půdní biotu a nadzemní biomasu. Pro tento prvek je charakteristická sorpce i při velmi nízkých hodnotách pH. Měď je součástí fungicidů, a proto může být kontaminace půd spojena s použitím těchto látek.

V rámci antropogenní činnosti se do atmosféry dostává značné množství těchto prvků, jejichž následná depozice ovlivňuje kontaminaci půd. Ross (1994) uvádí, že se atmosférický spad nejvíce podílí na celkové depozici Cd (22 %), která je patrná v blízkosti průmyslových zón (Suchara et al., 2015). Zemědělská činnost (použití minerálních a organických hnojiv, čistírenských kalů, aplikace určitých pesticidů) může způsobit nárůst obsahu potenciálně rizikových prvků v půdním prostředí. Akumulaci mikroelementů v závislosti na používání organických a minerálních hnojiv zdokumentovali Martin et al. (2006). Kompost jako minoritního kontributora Zn a Cu označili Nelson et al. (2008), kteří ovšem naměřili v kompostu nepatrné koncentrace těchto prvků. Na kejdě jako zdroj mikroelementů, které jsou následně transportovány do půdního prostředí, upozorňují Bolan et al. (2004). Vyzdvihli důležitý aspekt trendu zemědělství, kdy jsou do krmiv hospodářských zvířat přidávány výživové aditiva v podobě mikroelementů (např. Cu, Zn). Ty se pak následně vyskytují v organických hnojivech s rizikem akumulace těchto prvků v půdě. Kombinací kyselých

atmosférické depozice, vyšší dávky hnojiv (především minerálních) a nedostatečného vápnění může dojít k poklesu pH a tím i ke zvýšení mobility a přístupnosti rizikových prvků rostlinám.

Součástí minerálních hnojiv, především pak fosforečných, jsou nejen důležité živiny, ale mohou jimi být také potenciální rizikové prvky (Jiao et al., 2012). Přestože by nebyl vstup rizikových prvků s fosforečnými hnojivy do půdy nadlimitní, stále platí, že mohou být podstatným zdrojem těchto prvků v agroekosystémech. Nziguheba a Smolders (2008) odhadují, že v evropských státech je průměrný vstup Cd z fosforečných hnojiv 1,6 g/ha/rok, což je téměř identické s atmosférickou depozicí. Na mírnou převahu vstupu Cd do půdy z fosforečných hnojiv (55 %), oproti 40 % atmosférické depozici upozorňují Pan et al. (2010). Tito autoři dále vyzdvihli skutečnost, že koncentrace Cd ve svrchním půdním horizontu kopírovala distribuci fosforečných hnojiv, nicméně kontaminace půdy Cd z těchto hnojiv byla potvrzena pouze u intenzivního způsobu zemědělství.

V agroekosystémech ČR byl zkoumán vliv aplikace minerálních (Uprety et al., 2009) a organických hnojiv (Tlustoš et al., 2016) na mobilitu a biodostupnost mikroelementů v systému půda–rostlina. Z uvedených studií vyplývá závěr, že použití vybraných hnojiv nevedlo k podstatným změnám v koncentraci potenciálně rizikových prvků v půdním prostředí a následně v nadzemní biomase. Ve své práci potvrdili jako hlavní faktor kontaminace půdy atmosférickou depozici. K podobnému závěru dospěli i Hejzman et al. (2013), pokud je dlouhodobé použití organických i minerálních hnojiv aplikováno v odpovídajících dávkách, nepředstavují riziko kontaminace půdního prostředí a potažmo i celého agroekosystému. Koncentrací potenciálně rizikových prvků na kambizemích travních porostů se zabývali např. Šichorová et al. (2004), Škarpa et al. (2011). Ve svých studiích popsali zvýšení celkových obsahů rizikových prvků (Cd a Pb) se zvýšenou dávkou organického a minerálního hnojiva.

Obsah těžkých kovů ve vztahu půda–kořeny–nadzemní biomasa v ekosystémech travních porostů studovali Tomaškin et al. (2013), kteří vyzdvihli pozitivní vlastnost kořenového systému jako účinného filtru bránícího vstupu polutantů do nadzemních částí rostlin. Dále spojili zvyšující se koncentraci rizikových prvků v travním ekosystému s rostoucí nadmořskou výškou, což je zapříčiněno kumulací plynných emisí.

3. Hypotézy a cíl práce

Hypotézy:

Aplikace organických a minerálních hnojiv neovlivní obsah a kvalitu půdní organické hmoty, mikroelementů a potenciálně rizikových prvků.

Formy půdního organického uhlíku se nepodílí na mobilitě sledovaných rizikových prvků.

Cíl práce:

Zjistit vliv pratotechnických opatření na kvantitu a kvalitu organické hmoty a množství makroprvků a mikroprvků v půdním prostředí a prohloubit pochopení jejich vzájemných vztahů. Zjistit povahu interakce mezi půdní organickou hmotou a živinovým režimem půd a zhodnotit zatížení půd dané oblasti potenciálně rizikovými prvky (Příloha II).

Zhodnotit a definovat vhodný a přiměřený management uplatnitelný na půdách travních porostů v LFA oblastech z hlediska udržitelnosti agroekosystému (Přílohy I, II a III).

4. Metodika

4.1 Charakteristika území

Pro výzkum vlivu organického a minerálního hnojení na vybrané půdní vlastnosti půdy byl využit maloparcelkový pratotechnický pokus, který se nacházel na pokusných pozemcích VÚCHS v Rapotíně, okres Šumperk. Historicky byl pozemek využíván k zemědělské činnosti, k pastvě skotu BTPM a až následně byl využit pro výzkumné účely. Experimentální plochy byly založeny a udržovány v závislosti na výzkumných projektech 2B08039, MSM 2678846201, QH 81280 a LG13019 zaměřené na udržitelné obhospodařování travních porostů.

Maloparcelkový pokus byl založen na travním porostu v roce 2004 v podhorské LFA oblasti v nadmořské výšce 400 m n. m., a to na jihovýchodním svahu se svažností 5,1–6,2°. Experimentální pozemky se nachází v mírně teplé, vlhké oblasti (Quitt, 1975) s průměrným ročním úhrnem srážek 693 mm a průměrnou roční teplotou 7,2 °C. V tabulce 4 jsou uvedeny klimatické podmínky lokality v průběhu pokusného období.

Travní porosty využit k experimentální činnosti lze charakterizovat jako mezofilní louky, z fytoecologického hlediska byla travinná vegetace zařazena do svazu *Arrhenatherion*. Dominujícími travinami byla *Dactylis glomerata*, *Poa pratensis*, *Lolium perenne*, z bylin *Taraxacum sect. Ruderalia*.

Tabulka 4: Klimatické údaje pokusné lokality v Rapotíně v průběhu trvání experimentu (dle ČHMÚ)

rok	měsíc												průměr
	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	12.	
	průměrné měsíční teploty (°C)												
2008	0,3	0,5	1,4	6,5	11,7	16,1	16,7	15	10,5	7	4,7	0,5	7,6
2009	-5,3	-1,5	2,3	8,5	11,4	14,2	16,8	16	12,6	6,1	4	-1,4	7
2010	-6,2	-2,6	0,9	6,2	11,4	16,3	18,9	16	10,1	4,4	5,4	-5,8	6,3
2011	-2,9	-3,8	3	10,5	12,8	17,5	17	18,1	14,2	7,8	2,3	1,1	8,1
	měsíční úhrny srážek (mm)												
2008	69	14	91	34	71	93	96	78	19	31	44	20	661
2009	37	56	70	16	70	89	121	35	11	78	41	68	689
2010	63	45	28	26	177	69	135	129	93	6	74	55	898
2011	40	8	25	30	52	94	154	98	36	37	2	84	659

Z hlediska geomorfologického členění spadá dané území do oblasti Hrubého Jeseníku. Území je tvořené převážně krystalickými břidlicemi, např. svory, pararulami, fylity,

amfibolity, ortorulami. Půdotvorný substrát pokusných ploch je tvořen svorovou rulou, půdním typem je kambizem modální.

Kambizem modální s horizonty (dle Pospíšilová et al., 2008):

- Ad (0–8 cm) drnový horizont, zrnitá struktura, vlahý, hnědé barvy, silně prokořeněn, jemná příměs skeletu, hlinitý
- Ao (8–30 cm) ochrický humusový horizont, hnědé barvy vlahý, středně prokořeněn, příměs skeletu, písčitohlinitý, četné chodby žížal, přechod podle barvy a obsahu skeletu
- Bv (30–50 cm) kambický horizont, rezavohnědé barvy, písčitohlinitý, nevýrazná polyedrická struktura, střední obsah skeletu
- BC (více než 50 cm) rozpad svorové ruly, silně skeletovitý, písčítý

Tabulka 5: Charakteristika jednotlivých půdních horizontů pokusné lokality

Horizont	KVK [mmol(+)/kg]	ρ_d g/cm ³	P %	jíl %	prach %	písek %
Ad	183	1,32	51	9,4	32,8	57,9
Ao	180	1,35	49	–	–	–
Bv	165	–	–	–	–	–

Horizont	pH KCl	Cox %	HK/FK	Q4/6	N %	C/N
Ad	4,9	1,3	0,7	6	0,166	7,8
Ao	4,7	0,9	0,6	7	0,149	6,1
Bv	4,5	0,5	–	–	0,095	5,2

Půdní parametry byly analyzovány ze vzorků zemin odebraných z půdní sondy, upraveno dle Pospíšilová et al., 2008.

4.2 Pratotechnika experimentálních ploch

Pokusné plochy byly založeny za účelem studia hlavních faktorů ovlivňujících stabilitu obhospodařování a využívání trvalých travních porostů skotem v ČR při akceptování "Evropského modelu multifunkčního zemědělství". Metodika řešení a založení jsou shodné s pratotechnickými pokusy HBLFA Raumberg-Gumpenstein v Rakousku a odráží skutečnost, že takto zvolená forma obhospodařování je nejvhodnější ve vztahu k přežvýkavcům.

Přesné maloparcelkové pokusy byly založené ve třech formách znáhodněných bloků, dle typu hnojiva a ve čtyřech opakováních. Rozměr jedné parcelky byl 12,5 m² (10 x 1,25 m) a vzájemně byly od sebe odděleny pěšinou o šířce 0,25 m.

Pokusné parcelky se od sebe lišily typem použitého hnojiva (minerální, organické), různou úrovní hnojení a utilizací. Přehled jednotlivých variant je uveden v tabulce 6. Hnojiva byla každoročně manuálně a rovnoměrně aplikována na porost a před aplikací byla zanalyzována (Tabulka 7).

Tabulka 6: Popis variant pokusných parcel v Rapotíně

Varianta	hnojivo	zatížení (DJ/ha)	aplikace N (kg/ha)	počet sečí za rok	způsob využívání
C	žádné	0	0	2	kontrola
KO 0,9	kompost	0,9	54	2	extenzivní
KO 1,4	kompost	1,4	84	3	středně intenzivní
KO 2,0	kompost	2	120	4	intenzivní
KE 0,9	kejda	0,9	54	2	extenzivní
KE 1,4	kejda	1,4	84	3	středně intenzivní
KE 2,0	kejda	2	120	4	intenzivní
MH 0,9	N ₆₀ P ₃₀ K ₆₀	–	60	2	extenzivní
MH 1,4	N ₉₀ P ₃₀ K ₆₀	–	90	3	středně intenzivní
MH 2,0	N ₁₂₀ P ₃₀ K ₆₀	–	120	4	intenzivní
MH PK	P ₃₀ K ₆₀	–	0	2	extenzivní

- 1) Minerální hnojení (MH) – Minerální hnojivo bylo použito ve formě ledku amonného s vápencem (27 % N), superfosfátu (7,5 % P), a draselné soli (4,5 % K). Hnojivo bylo rozděleno do dvou dávek a aplikováno na jaře a po první seči.
- 2) Organické hnojení – dávka organického hnojení byla zvolena tak, aby odpovídala zatížení půdy 0,9; 1,4 a 2,0 DJ/ha. Z organických hnojiv byla využita kejda skotu (KE) a průmyslový kompost (KO).
 - Kejda pocházela z mléčné farmy v Českých Petrovicích a pro aplikaci na pokusné plochy byla ředěna vodou v poměru 1:3. První dávka kejdy byla aplikována na travní porost v jarním období a druhá dávka po první seči.
 - Kompost byl zakoupen v předem stanoveném balení od firmy AGRO CS a.s. Říkov a splňoval parametry dle Tabulky 3. Aplikace probíhala ve dvou dávkách, tj. první dávka na jaře a druhá po první seči.

Tabulka 7: Průměrné obsahy mikroelementů v použitých hnojivech (v sušině)

rok	hnojivo	Cd (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Co (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Sušina (%)
2008	kejda	0,33	36	4,2	415	13,0
	kompost	1,84	12	3,9	230	10,2
	superfosfát	5,91	11	2,2	204	–
2009	kejda	0,24	21	5,6	234	12,0
	kompost	0,46	10	2,4	175	12,4
	superfosfát	1,37	8	1,5	106	–
2010	kejda	0,16	27	1,8	314	9,6
	kompost	0,32	6	2,6	100	10,7
	superfosfát	12,90	24	4,6	222	–
2011	kejda	0,06	26	5,2	349	11,3
	kompost	0,09	8	3,9	112	11,0
	superfosfát	5,00	5	6,0	246	–

Před každou aplikací byla hnojiva zanalyzována na obsah prvků v akreditované laboratoři VÚ Rapotín.

4.3 Sběr dat

V průběhu let 2008–2010 byly půdní vzorky odebrány dvakrát za rok, vždy jarní a podzimní odběr, tzn. před začátkem vegetační sezóny a po ukončení vegetační sezóny, v roce 2011 byly odebrány pouze jarní vzorky. Půdní vzorky byly odebrány z povrchového horizontu 2–15 cm.

Z každého pokusného políčka byly pomocí půdního vrtáku odebrány 3 porušené půdní vzorky, které byly následně usušené na vzduchu. Každý vzorek byl homogenizován a finálně přesít přes síto na frakci jemnozem I. Takto upravené 3 vzorky byly sesypány v jeden reprezentativní vzorek za konkrétní variantu, resp. pokusné políčko.

4.4 Analýzy půd

Parametry půdní organické hmoty:

- C_{ox} oxidovatelný uhlík stanovený oxidimetrickou titrací mokrou cestou – metoda Walkley Blacka, modif. Novák-Pelíšek (Nelson a Sommers, 1982), kdy je organický uhlík humusových látek zoxidován chromsírovou směsí při zvýšené teplotě (120°C) a oxidačně redukční titrací Mohrovou solí je stanoven nezreagovaný zbytek chromsírové směsi.
- Frakční složení humusových látek (HK huminové kyseliny, FK fulvokyseliny, HL humusové látky) stanovené metodou krátké frakcionace podle Kononové-

Bělčikové (Podlešáková et al., 1992). Obsah fulvokyselin (FK) se stanoví z rozdílu veškerých humusových látek (HL) a obsahu huminových kyselin (HK). Poměr huminových kyselin a fulvokyselin (HK/FK) je dán z jejich naměřených a vypočítaných obsahů.

- Barevný kvocient $Q_{4/6}$ stanovený v UV-VIS oblasti spektra na spektrofotometru (Pospíšilová a Tesařová, 2009). Barevný kvocient $Q_{4/6}$ se vypočítá jako poměr absorbance (A) naměřené při 465 nm a 665 nm, tzn. $Q_{4/6} = A_{465} / A_{665}$
- Labilní forma půdního uhlíku C_{hws} rozpustného v horké vodě (Körschens et al., 1990). Princip metody je ten, že se půdní vzorek vaří po dobu 1 hodiny s 0,01M roztokem $CaCl_2$ a po vychladnutí a filtraci se stanoví oxidovatelný uhlík. Definované množství filtrátu se zahřívá s chromsírovou směsí a Cr^{VI} nespotřebovaný na oxidaci uhlíku se retitruje roztokem Mohrovy soli na indikátor feroin.

Obsahy makroelementů a pH:

- pH v 0,01 M $CaCl_2$ (Zbiral, 2002)
- obsahy přístupných živin P, K, Ca, Mg dle Mehlicha 3 (Zbiral, 2002)
- obsah celkového N dle Kjeldahla (Zbiral et al., 2004)

Obsahy mikroelementů Co, Zn, Cu, Cd byly stanoveny ve dvou výluzech:

- celkové obsahy vybraných potenciálně rizikových prvků stanovené ve výluhu lučavky královské v uzavřeném systému s mikrovlnným ohřevem na přístroji Ethos Milestone (Zbiral, 2003)
- celkové obsahy prvků jsou v textu označeny dolním indexem „c“ – Co_c , Zn_c , Cu_c , Cd_c
- mobilní obsahy vybraných potenciálně rizikových prvků ve výluhu 0,01 M $CaCl_2$ (Cd elektrotermickou ETAAS; Zn, Co, Cu, Cd plamenová FAAS) atomovou absorpční spektrometrií na přístroji Sollar M Unicam (Zbiral, 2003)
- mobilní obsahy prvků jsou v textu označeny dolním indexem „m“ – Co_m , Zn_m , Cu_m , Cd_m

4.5 Zpracování dat

Získaná data byla statisticky vyhodnocena s využitím programu STATISTICA verze 10 (StatSoft, 2011). Pro vyhodnocení rozdílů mezi zvolenými variantami byla použita metoda analýzy rozptylu ANOVA (jednocestná ANOVA). Naměřené hodnoty splňovaly dvě základní kritéria ANOVY, a to normalitu dat a homogenitu variancí. Homogenita variance byla testována Cochranovým C testem. K mnohonásobnému porovnání rozdílů mezi jednotlivými variantami byl použit Tukeyho HSD test ($P < 0,05$). Pro zjištění závislosti mezi půdními parametry byla využita lineární korelace, Pearsonův korelační koeficient.

5. Výsledky

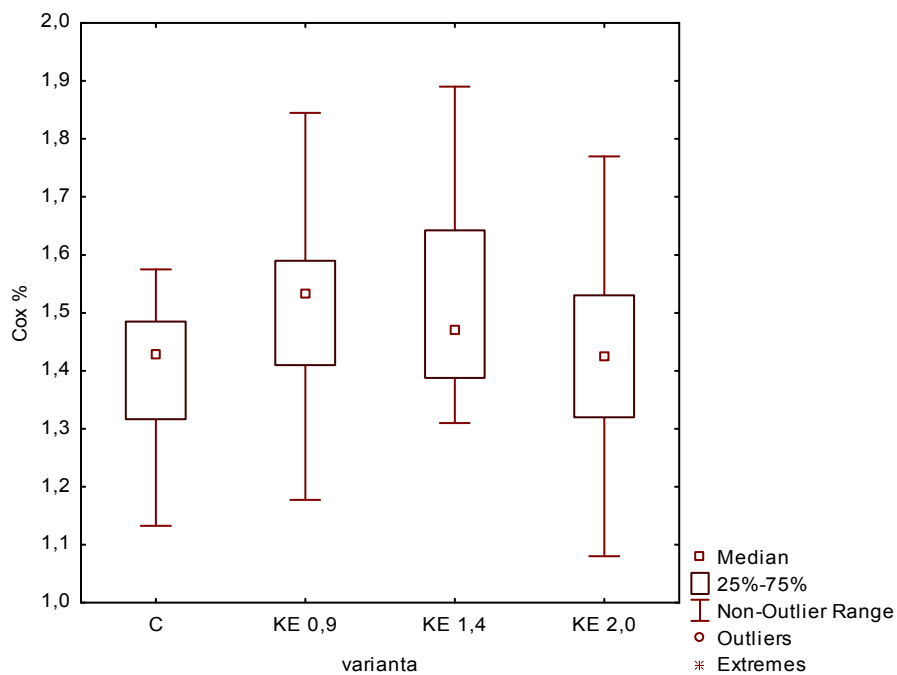
V následující kapitole jsou popsány dílčí výsledky vlivu různého managementu na kvalitu a stav vybraných půdních parametrů. V přílohách I-III je popsán navazující výzkum, kdy jsou tyto dílčí výsledky doplněny o komplexní charakteristiku stanoviště a je tak vytvořen širší záběr vlivu managementu na stav půdních parametrů a celého travního ekosystému.

5.1 Vliv různého managementu na půdní organickou hmotu

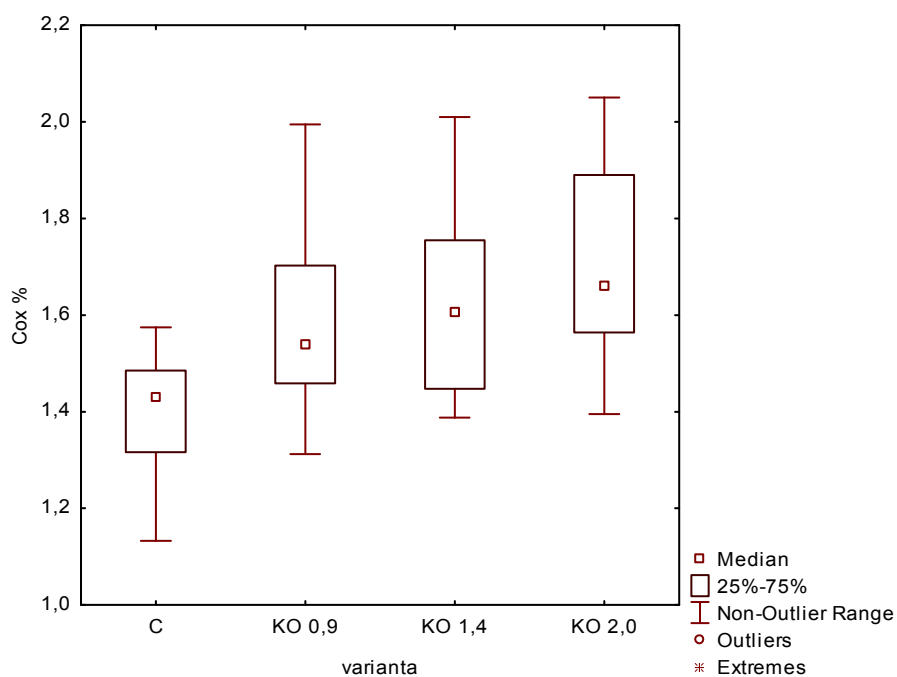
V průběhu sledovaného období nebyl zjištěn signifikantní vliv aplikace minerálního hnojiva na hodnoty C_{ox} . Průměrné hodnota C_{ox} u varianty MH 0,9 byla 1,36 %; u varianty MH 1,4 vykazovala stejnou hodnotu 1,36 %; u varianty MH 2,0 byla 1,42 %; u varianty MH PK byla opět 1,36 % a kontrola se rovnala 1,40 %. Pozitivní informací je, že nedošlo k dramatickému poklesu těchto hodnot, u variant MH 0,9 i 1,4 a MH PK byly hodnoty C_{ox} v mírném poklesu oproti kontrole, avšak tento pokles nebyl statisticky průkazný. Nejvyšší hodnota byla zjištěna u varianty s největším zatížením, tzn. dávkou hnojiva. Varianty hnojené minerálním hnojivem vzhledem k hodnotám C_{ox} lze označit jako vyrovnané, hodnoty mezi jednotlivými variantami nevykazovaly výrazné rozdíly.

Byl zjištěn průkazný vliv ($P < 0,001$) odstupňované dávky kejdy na C_{ox} (Obrázek 3). Průměrné hodnoty u jednotlivých variant byly 1,50 % pro KE 0,9; 1,51 % pro KE 1,4 a 1,43 % pro KE 2,0. Kontrolní varianta byla rovna 1,41 %. Varianty s aplikací hnojiva se mezi sebou průkazně nelišily.

Statisticky průkazný ($P < 0,001$) vliv hnojení kompostem v odstupňovaných dávkách na C_{ox} je znázorněn v obrázku 4. Nicméně, nepodařilo se průkazně dokázat rozdíl mezi jednotlivými variantami kompostu, ale je zde patrný trend nárůstu hodnot C_{ox} se vzrůstající dávkou tohoto hnojiva. Maximální hodnota byla zjištěna u varianty s největším zatížením, tzn. u varianty KO 2,0 (C_{ox} 1,71 %) a minimum u varianty s nejmenším zatížením, tzn. KO 0,9 (C_{ox} 1,58 %).



Obrázek 3: Vliv kejdy s odstupňovaným zatížením DJ/ha na C_{ox}

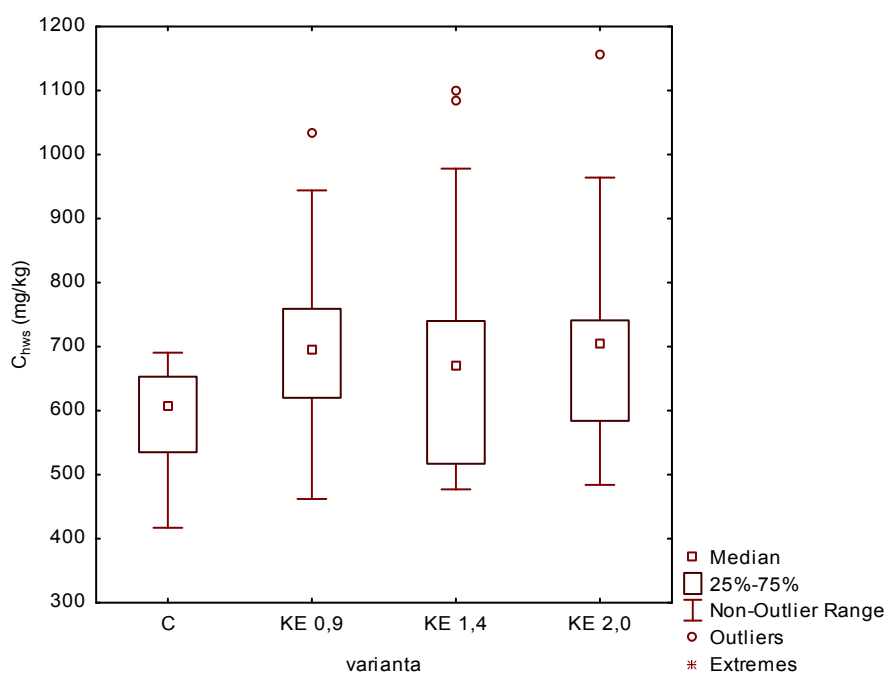


Obrázek 4: Vliv kompostu s odstupňovaným zatížením DJ/ha na C_{ox}

Labilní forma půdní organické hmoty, tj. uhlík rozpustný v horké vodě C_{hws} , vykazovala obdobné charakteristiky jako C_{ox} . Na plochách s minerálními hnojivy se objevil pokles C_{hws} s rostoucím zatížením aplikovaného minerálního hnojiva. Tento pokles nebyl statisticky průkazný a taktéž vliv minerálního hnojení na uvedený parametr. Maximální

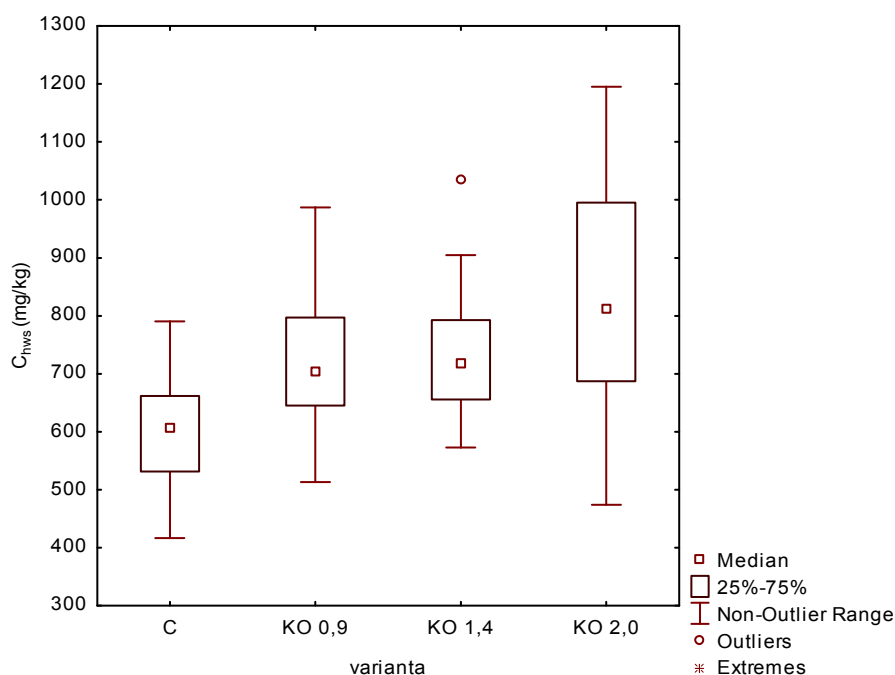
hodnota 728 mg/kg byla naměřená u varianty MH 0,9 a snižovala se až na 622 mg/kg u varianty s největším zatížením MH 2,0. U varianty MH PK byla zjištěna minimální hodnota 584 mg/kg.

Nepatrné rozdíly mezi variantami hnojenými kejdou nebyly statisticky průkazné (Obrázek 5), stejně tak jako vliv odstupňované dávky kejdy. Téměř stejné hodnoty C_{hws} , které se pohybovaly v rozmezí 707–710 mg/kg, vykazovaly nejvyrovnanější obsah mezi všemi variantami hnojenými jak organickým, tak minerálním hnojivem.



Obrázek 5: Vliv kejdy s odstupňovaným zatížením DJ/ha na C_{hws}

U ploch hnojených kompostem opět docházelo k postupnému nárůstu hodnot C_{hws} , který se pohyboval v rozpětí od 724 mg/kg u varianty KO 0,9 až po 826 mg/kg u varianty KO 2,0. Byl zjištěn statisticky průkazný vliv ($P < 0,001$) zvoleného managementu na obsah C_{hws} a průkazné zvýšení oproti kontrole u varianty KO 2,0 (Obrázek 6).



Obrázek 6: Vliv kompostu s odstupňovaným zatížením DJ/ha na C_{hws}

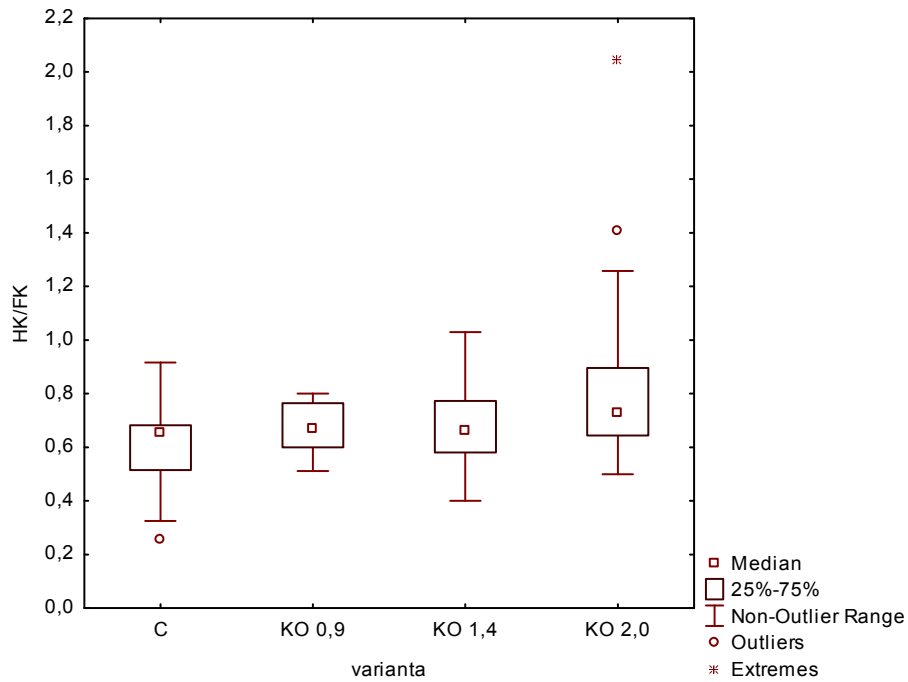
Ani u jedné z variant, resp. zvoleného typu hnojení s odstupňovaným zatížením, nebyl zjištěn statisticky průkazný vliv na množství humusových látek, fulvokyselin a huminových kyselin. I přesto, že je možné pozorovat zdánlivý vývoj a kolísání hodnot (Tabulka 8), nejsou tyto změny statisticky průkazné. Z tohoto pohledu je největší dynamika patrná u ploch hnojených kompostem. Množství humusových látek se u variant hnojených minerálním hnojením a kejdou včetně kontrol, pohybovalo od 0,55 % do 0,62 % v téměř jednotné linii bez evidentních rozdílů. Podobná charakteristika průběhu hodnot huminových kyselin byla zaznamenána u variant (minerálního hnojení a kejdy). Množství huminových kyselin bylo u všech variant v podstatě totožné a pohybovalo se v rozpětí hodnot od 0,20 % do 0,23 %.

Humusové látky i huminové kyseliny vykazovaly vyšší hodnoty na variantách s kompostem v porovnání s minerálním hnojením a kejdou. Maximum obou parametrů bylo naměřeno na variantě KO 2,0 ve výši 0,66 % pro HL a 0,29 % pro HK.

Obsah fulvokyselin se pohyboval v rozmezí hodnot od 0,33 do 0,39 %, přičemž varianty s aplikací kejdy měly maximální hodnotu 0,39 % na ploše s nejvyšším zatížením DJ/ha, tzn. KE 2,0.

Na kvalitu půdní organické hmoty ukazují parametry poměr HK/FK a barevný kvocient $Q_{4/6}$. Statisticky průkazný rozdíl ($P < 0,001$) byl zjištěn u variant hnojených kompostem (Obrázek 7), kde ve variantě KO 2,0 byl poměr mezi HK/FK 0,8. U všech

ostatních variant jak minerálního, tak organického hnojení se hodnota HK/FK ustálila mezi 0,6 až 0,7.



Obrázek 7: Vliv kompostu s odstupňovaným zatížením DJ/ha na poměr HK/FK

U minerálního i organického hnojení nebyl nalezen žádný signifikantní trend v dynamice hodnot barevného kvocientu $Q_{4/6}$. Hodnoty kvocientu se u všech variant pohybovaly nad hraniční hodnotou 4. Průměrná hodnota u variant s kejdou byla 8,3; kompostem 7,6 a minerálním hnojením 7,3.

Tabulka 8: Průměrné hodnoty parametrů půdní organické hmoty

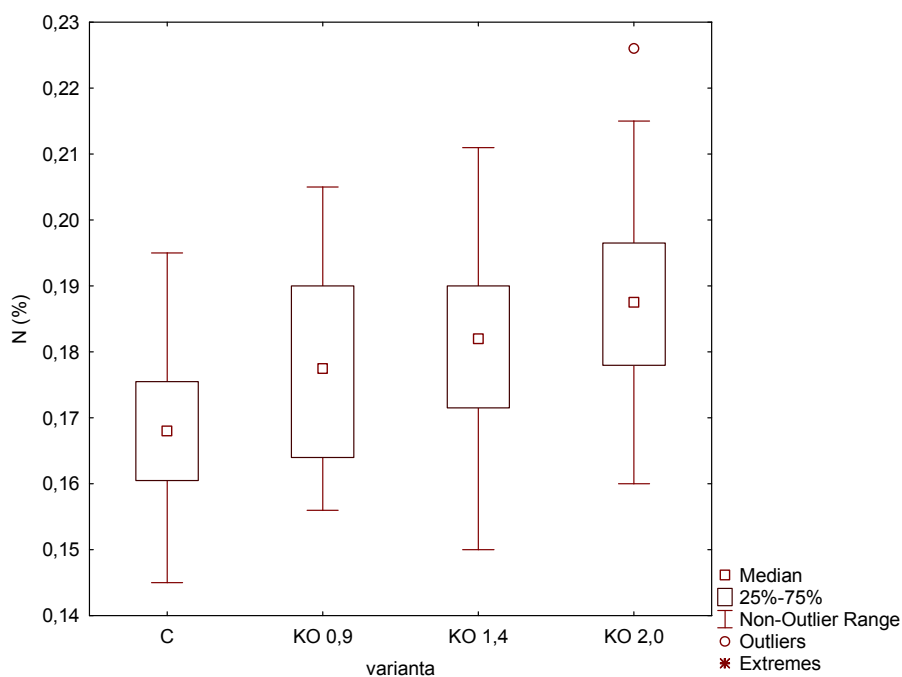
Varianta	C	KE 0,9	KE 1,4	KE 2,0	C	KO 0,9	KO 1,4	KO 2,0	C	MH 0,9	MH 1,4	MH 2,0	MH PK
C _{ox} (%)	1,41	1,50	1,51	1,43	1,41	1,58	1,62	1,71	1,40	1,36	1,36	1,42	1,36
směr. odch.	0,22	0,16	0,15	0,16	0,21	0,18	0,18	0,25	0,18	0,24	0,16	0,11	0,25
C _{hws} (mg/kg)	600	707	695	710	608	724	740	826	595	728	691	622	584
směr. odch.	95	139	193	161	96	121	98	108	70	195	163	211	152
HL (%)	0,57	0,62	0,61	0,62	0,56	0,62	0,61	0,66	0,56	0,55	0,59	0,56	0,55
směr. odch.	0,11	0,08	0,07	0,06	0,10	0,10	0,09	0,10	0,12	0,10	0,12	0,12	0,14
HK (%)	0,21	0,23	0,23	0,23	0,20	0,24	0,25	0,29	0,22	0,22	0,22	0,21	0,20
směr. odch.	0,05	0,04	0,03	0,03	0,04	0,05	0,05	0,07	0,06	0,04	0,04	0,05	0,04
FK (%)	0,35	0,38	0,38	0,39	0,35	0,38	0,36	0,37	0,34	0,33	0,36	0,36	0,35
směr. odch.	0,09	0,07	0,07	0,05	0,09	0,07	0,06	0,08	0,03	0,07	0,09	0,09	0,11
HK/FK	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,7	0,7	0,8	0,6	0,7	0,6	0,6	0,6
směr. odch.	0,14	0,15	0,16	0,01	0,01	0,01	0,10	0,01	0,01	0,12	0,13	0,18	0,14
Q _{4/6}	7,2	8,6	9,2	8,2	7,2	8,0	7,9	7,3	7,3	7,6	7,2	7,1	7,1
směr. odch.	0,98	1,3	1,5	0,87	0,76	1,25	1,32	0,97	1,1	1,14	1,27	0,92	0,99

KE – kejda, KO – kompost, MH minerální hnojení s odstupňovaným zatížením

C – kontrola

5.2 Vliv různého managementu na obsah makroelementů a pH

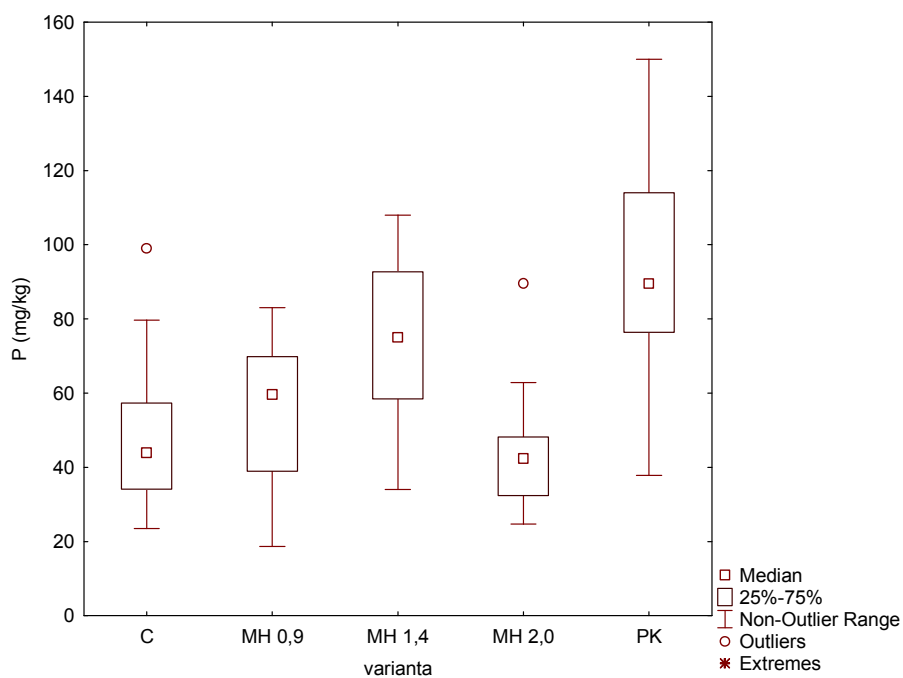
Obsah N byl statisticky průkazně ($P < 0,05$) ovlivněn u variant s kompostem (Obrázek 8). Zde byl patrný nárůst množství N s rostoucím zatížením DJ/ha. Maxima tak bylo dosaženo u varianty KO 2,0, u které bylo naměřeno 0,187 % N. Nejnižší množství N bylo zaznamenáno u varianty KO 0,9 a to 0,178 %. V podstatě vyrovnané hodnoty N byly naměřeny u variant hnojených kejdou a minerálním hnojivem. Plochy s aplikací kejdy vykazovaly hodnoty N v rozmezí 0,173–0,177 % a plochy s aplikací minerálního hnojiva v rozmezí 0,166–0,172 %.



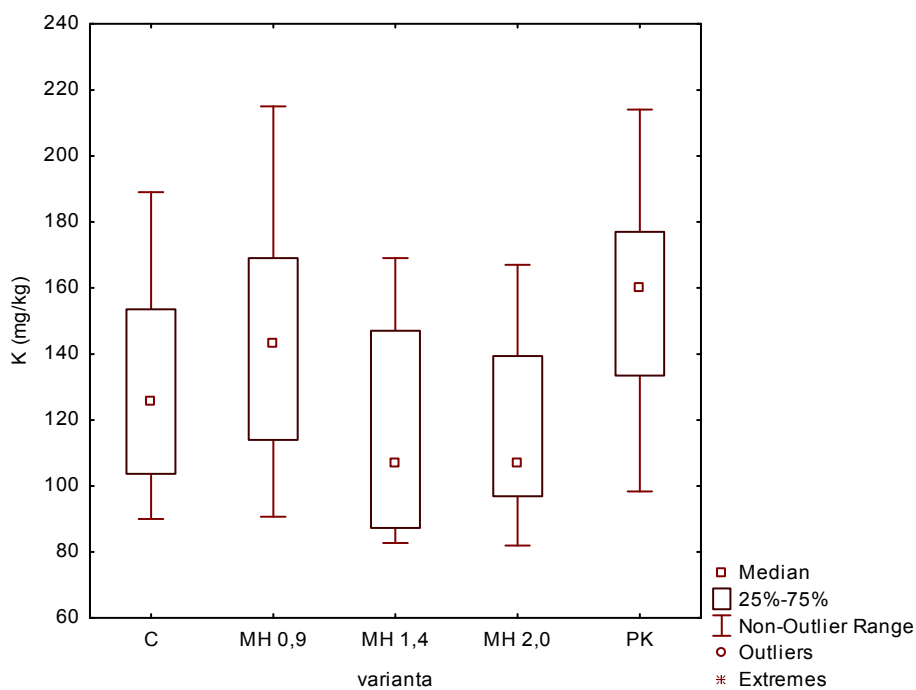
Obrázek 8: Vliv kompostu s odstupňovaným zatížením DJ/ha na množství půdního N

Hodnoty P (Obrázek 9) a K (Obrázek 10) vykazovaly u minerálního hnojení podobný efekt, kdy se snižovalo množství těchto dvou makroelementů se zatížením DJ/ha až na minimum 43 mg P/kg u varianty MH 2,0 a 117 mg K/kg pro varianty MH 1,4 a MH 2,0. Velmi zajímavým byl pak obsah obou prvků u varianty MN PK, tedy bez aplikace N. U této varianty byly zjištěny maximální obsahy obou prvků a to 93 mg P/kg a 157 mg K/kg. Uvedený nárůst makroelementů u varianty MH PK byl statisticky průkazný jak u P ($P < 0,05$) tak i u K ($P < 0,05$). V podstatě bez výraznějších a průkazných změn byly zjištěny hodnoty P a K u organického hnojení. I zde se uvedené makroprvky nelišily ve svých trendech u jednotlivých variant. U ploch hnojených kejdou se hodnoty pohybovaly 53–55 mg P/kg

a 132–149 mg K/kg a u ploch hnojených kompostem v rozpětí 70–83 mg P/kg 163–170 mg K/kg.



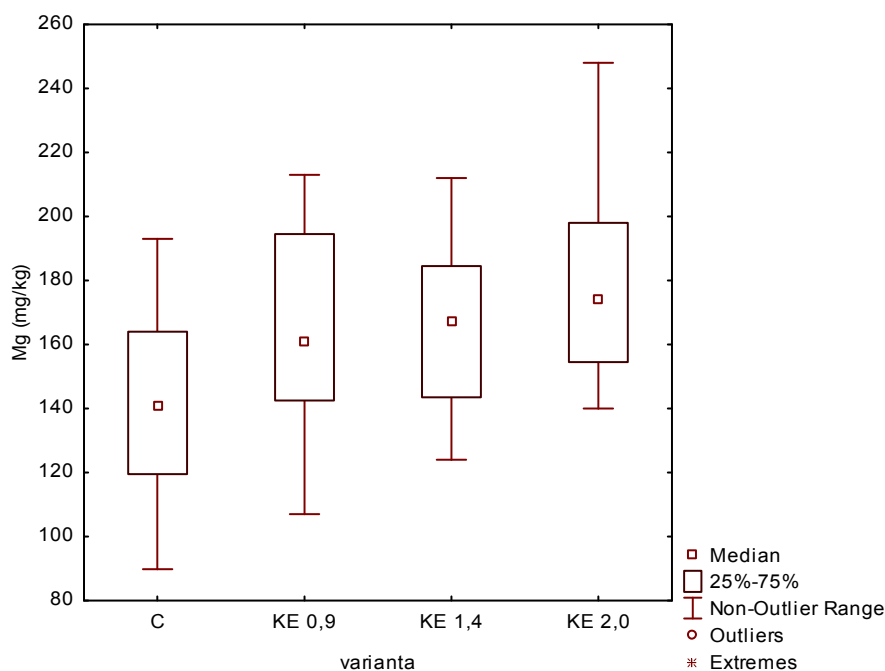
Obrázek 9: Vliv minerálního hnojení s odstupňovaným zatížením DJ/ha na koncentraci P



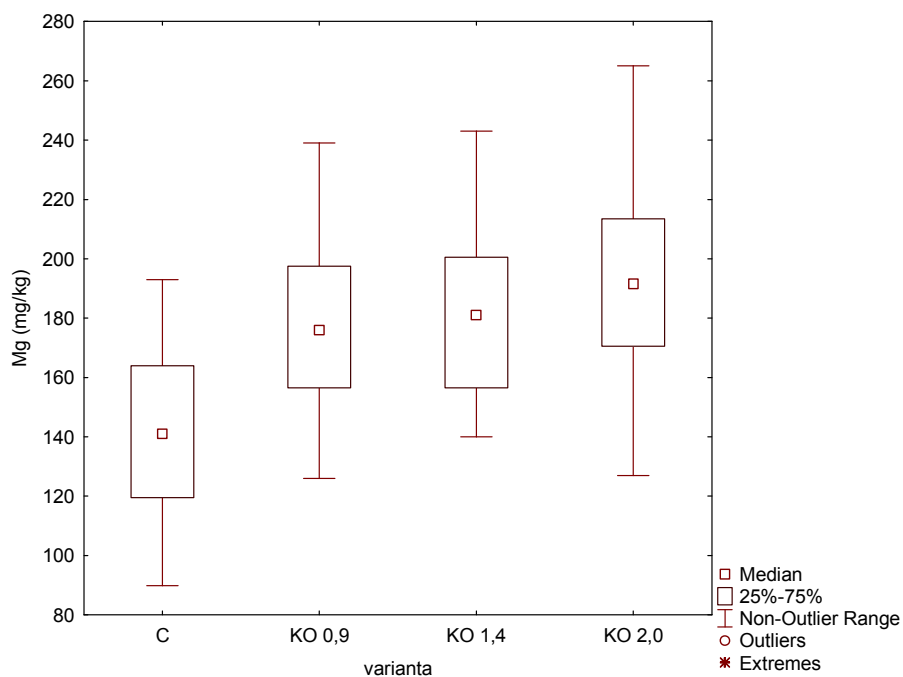
Obrázek 10: Vliv minerálního hnojení s odstupňovaným zatížením DJ/ha na koncentraci K

Množství naměřeného Ca (Tabulka 9) nebylo průkazně ovlivněno daným managementem. Varianty minerálního hnojení vykazovaly neměnné hodnoty pro všechny varianty a obsah Ca se pohyboval v intervalu 1920–2002 mg/kg. Maximálních hodnot u variant hnojených kompostem bylo dosaženo na ploše se středním zatížením KO 1,4 (2231 mg/kg) a minimum na ploše KO 0,9 (2045 mg/kg). U ploch hnojených kejdou byla zaznamenán trend mírného poklesu se zvyšující se dávkou z 1942 mg/kg (varianta KE 0,9) na 1836 mg/kg (varianta KE 2,0), nicméně opět tento pokles nebyl statisticky průkazný.

Odlišné výsledky od průběhu koncentrací Ca v podobě statisticky průkazného ($P < 0,05$) vlivu managementu měly hodnoty Mg, a to v obou případech organického hnojení (Obrázky 11, 12). Statisticky průkazný ($P < 0,05$) nárůst koncentrace Mg u variant s kompostem i kejdou oproti kontrole a zároveň zvyšující se koncentrace tohoto prvku s rostoucím zatížením. Kontrolní varianta vykazovala pouhých 141 mg Mg/kg oproti 180 mg/kg na políčku KE 2,0 a taktéž kontrola 140 mg/kg v porovnání se 194 mg Mg/kg na ploše KO 2,0. Varianty minerálního hnojení byly stejně jako u Ca téměř v jednotných číslech s průměrem 150 mg Mg/kg, tzn. minimální rozdíly v hodnotách Mg mezi variantami.

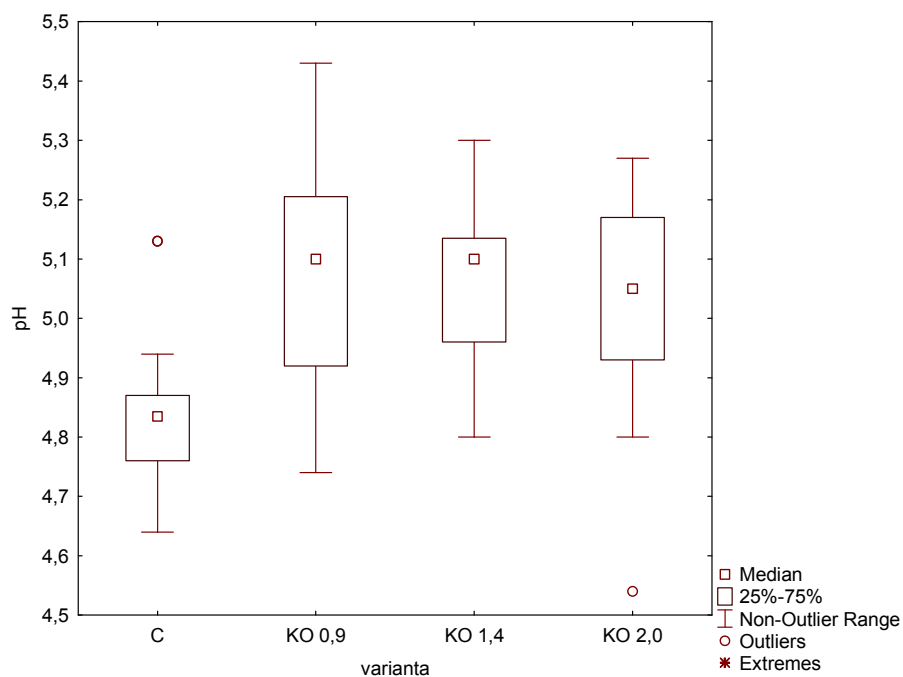


Obrázek 11: Vliv kejdy s odstupňovaným zatížením DJ/ha na koncentraci Mg



Obrázek 12: Vliv kompostu s odstupňovaným zatížením DJ/ha na koncentraci Mg

S koncentrací makroprvků je pak úzce spjata pH, jehož hodnoty byly průkazně ($P < 0,001$) ovlivněny aplikací kompostu. Ačkoliv samotné varianty s kompostem se mezi sebou nelišily, nárůst pH oproti kontrole je ve všech třech případech průkazný (Obrázek 13).



Obrázek 13: Vliv kompostu s odstupňovaným zatížením DJ/ha na hodnotu pH

U variant hnojených kejdou a minerálním hnojením je naznačen mírný pokles pH se zvyšujícím se zatížením DJ/ha, nicméně tento efekt nebyl signifikantní. Varianta MH PK snižující trend pH neprokázala a držela se na stejné úrovni jako kontrola. Průměrné hodnoty pH pro plochy hnojené kompostem byly 5,1; pro plochy hnojené kejdou 4,9 a pro minerální hnojení 4,9.

I přesto, že hodnoty C/N (Tabulka 9) byly zdánlivě variabilní, nebyl zde zjištěn průkazný vliv použitého hnojení na daný parametr. Průměrná hodnota pro varianty hnojené kejdou byla 8,5; pro varianty hnojené kompostem 9,1 a pro minerální hnojení 7,9.

Tabulka 9: Průměrné hodnoty makroelementů a pH

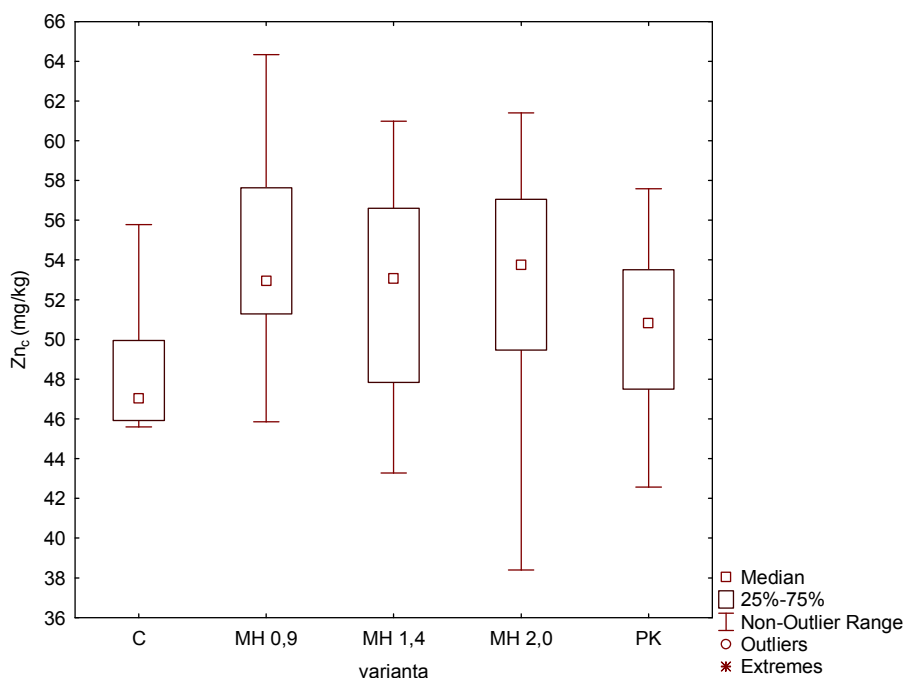
Varianta	C	KE 0,9	KE 1,4	KE 2,0	C	KO 0,9	KO 1,4	KO 2,0	C	MH 0,9	MH 1,4	MH 2,0	MH PK
P	50	53	53	55	49	76	70	83	48	55	74	43	93
směr. odch.	10	11	18	13	8	9	9	11	9	7	15	10	15
K	132	149	132	139	130	170	164	163	138	146	117	117	157
směr. odch.	29	44	35	34	24	29	39	38	29	37	30	29	31
Ca	1950	1942	1895	1836	1947	2045	2231	2225	1941	1955	2002	1920	1929
směr. odch.	259	381	249	206	196	300	265	387	254	211	211	183	178
Mg	141	166	166	180	140	179	181	194	133	152	159	148	141
směr. odch.	27	31	24	32	20	30	27	39	19	26	30	28	27
N	0,169	0,177	0,177	0,173	0,165	0,178	0,182	0,187	0,168	0,172	0,166	0,171	0,171
směr. odch.	0,012	0,013	0,010	0,016	0,012	0,015	0,014	0,016	0,012	0,017	0,010	0,012	0,013
pH	4,8	5,0	4,8	4,8	4,8	5,1	5,1	5,0	4,8	4,9	4,9	4,8	4,9
směr. odch.	0,12	0,32	0,18	0,27	0,11	0,18	0,13	0,17	0,11	0,16	0,16	0,15	0,10
C/N	8,3	8,5	8,5	8,2	8,5	8,9	8,9	9,1	8,3	7,9	8,2	8,3	8,0
směr. odch.	0,5	0,8	0,8	0,9	0,6	1,1	0,9	0,9	1	1,1	1,2	1,2	0,9

KE – kejda, KO – kompost, MH minerální hnojení s odstupňovaným zatížením

C – kontrola

5.3 Vliv různého managementu na obsah mikroelementů

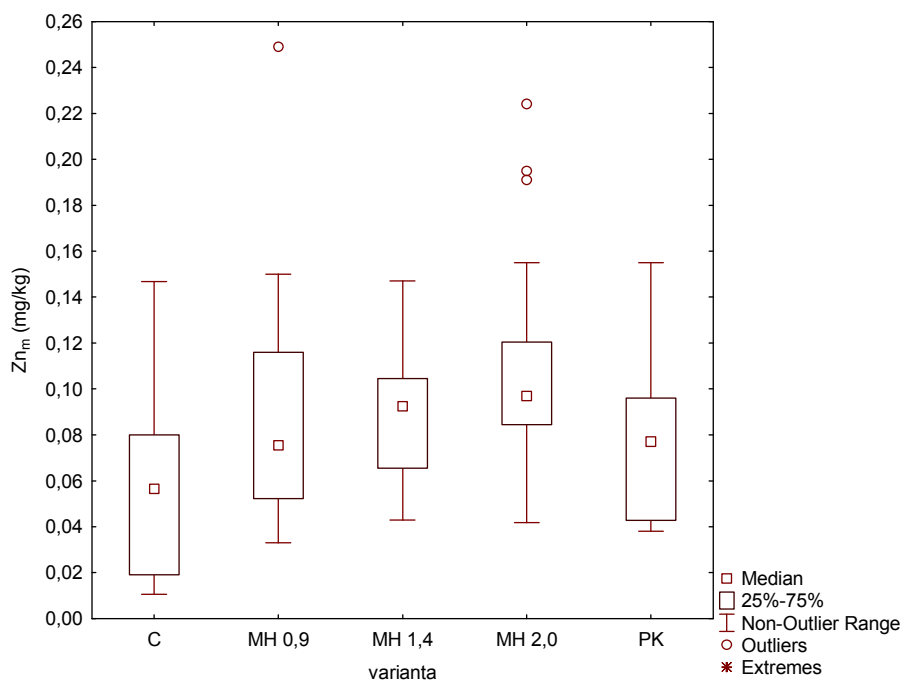
Aplikace minerálního hnojení měla průkazný ($P < 0,001$) vliv na Zn_c (celkový obsah zinku). Obrázek 14 znázorňuje průkazné zvýšení Zn_c po aplikaci minerálního hnojení. Nebyl zjištěn průkazný rozdíl mezi variantami, nicméně nárůst byl patrný u variant s dávkou dusíku, pouze u varianty MN PK nebyl nárůst průkazný. Celkové obsahy Cd_c , Co_c a Cu_c nebyly průkazně ovlivněny minerálním hnojením. U těchto prvků byla tendence lehkého nárůstu obsahu, přičemž u varianty MH PK byl tento nárůst nejnižší. Opět platí, že se nejedná o statisticky signifikantní trend.



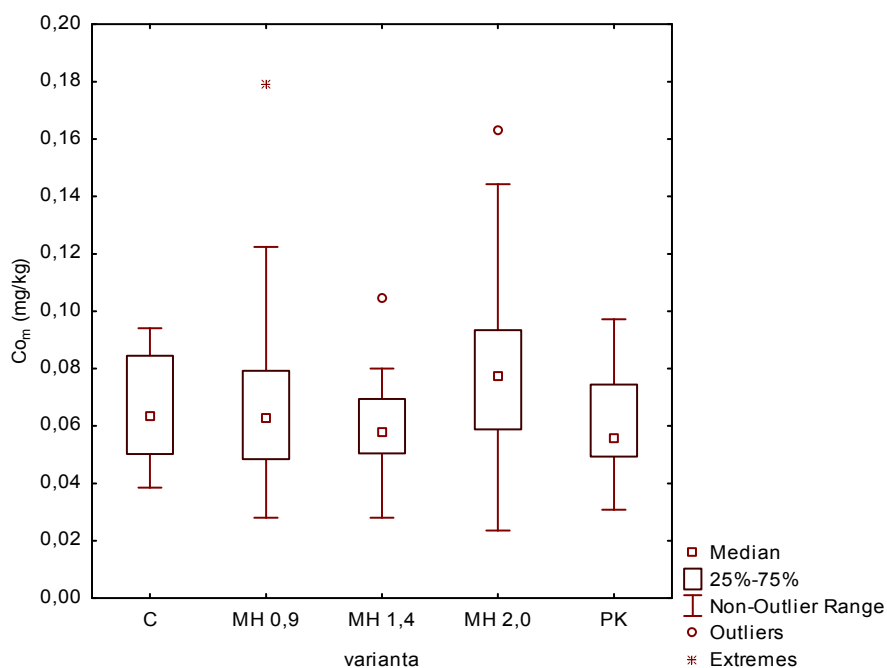
Obrázek 14: Vliv minerálního hnojení s odstupňovaným zatížením DJ/ha na koncentraci Zn_c

Průměrné obsahy se u Zn_c pohybovaly v rozmezí 48–54 mg/kg, u Co_c 13–14 mg/kg, u Cu_c 20–22 mg/kg a u Cd_c 0,158–0,193 mg/kg.

Mobilní formy rizikových prvků byly průkazně ($P < 0,05$) ovlivněny minerálním hnojením v případě Zn_m (Obrázek 15) a Co_m (Obrázek 16). Opět byl zjištěn trend postupného (mírného nárůstu) u daných variant, výjimka byla varianta MH PK.



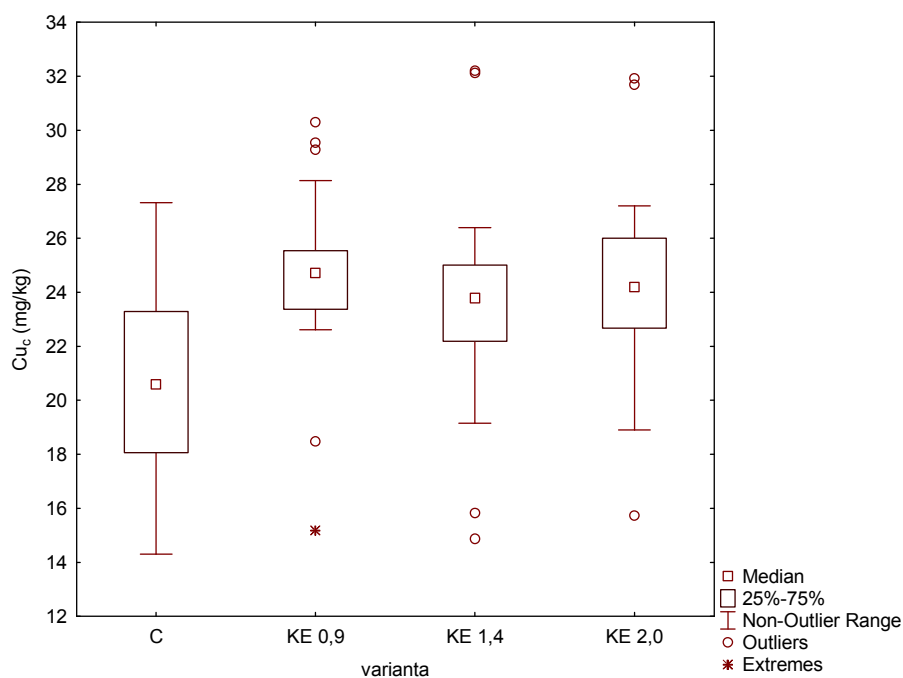
Obrázek 15: Vliv minerálního hnojení s odstupňovaným zatížením DJ/ha na koncentraci Zn_m



Obrázek 16: Vliv minerálního hnojení s odstupňovaným zatížením DJ/ha na koncentraci Co_m

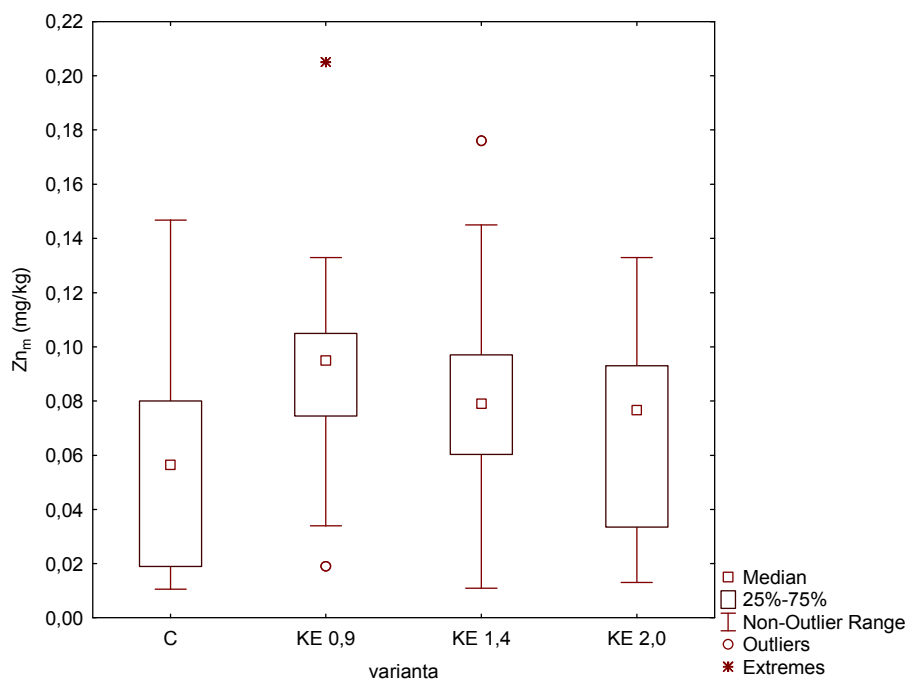
Maximální hodnoty mobilních mikroelementů byly zjištěny u varianty MH 2,0. Pro Co_m byla naměřena koncentrace 0,08 mg/kg, pro Zn_m 0,108 mg/kg, pro Cu_m 0,070 mg/kg. Výjimkou byla koncentrace Cd_m ve výši 0,033 mg/kg, která byla maximální jak u varianty MH 2,0 tak i u varianty MH PK.

Aplikace kejdy ovlivnila průkazně ($P < 0,001$) obsah Cu_c oproti kontrole (Obrázek 17). Nárůst Cu_c byl zaznamenán z 20 mg/kg u C (kontrola) na 24 mg/kg pro variantu KE 2,0.



Obrázek 17: Vliv kejdy s odstupňovaným zatížením DJ/ha na koncentraci Cu_c

Pro ostatní celkové obsahy mikroelementů, tzn. Zn_c , Co_c , Cd_c , nebylo zjištěno žádné průkazné navýšení ani snížení koncentrací. K lehkému navýšení obsahů došlo u Zn_c a to z 48 mg/kg pro variantu C na 50 mg/kg pro variantu KE 1,4; u Co_c z 14 mg/kg pro variantu C na 15 mg/kg pro variantu KE 1,4. Koncentrace Cd_c se mírně snížila oproti kontrole z 0,158 mg/kg na pouhých 0,147 mg/kg pro variantu KE 2,0.



Obrázek 18: Vliv kejdy s odstupňovaným zatížením DJ/ha na koncentraci Zn_m

Z koncentrací mobilních mikroelementů bylo zjištěno statisticky průkazné ($P < 0,01$) navýšení Zn_m u variant hnojených kejdou (Obrázek 18). Oproti kontrole, byl zaznamenán nárůst z 0,054 mg/kg na průměrnou koncentraci za varianty s aplikací kejdy na 0,087 mg/kg. Zbylé mobilní formy mikroelementů nebyly signifikantně ovlivněny. Mírné zvýšení koncentrací bylo zaznamenáno u Co_m a Cu_m a v podstatě totožná koncentrace s kontrolou byla naměřena pro Cd_m. Maximální hodnoty 0,077 mg Co_m/kg byly naměřeny u varianty KE 1,4 a 0,070 mg Cu_m/kg u varianty KE 2,0. Hodnoty Cd_m se pohybovaly v rozpětí 0,030–0,033 mg/kg pro všechny varianty.

Celkové i mobilní obsahy mikroelementů (Tabulka 10) nebyly signifikantně ovlivněné aplikací kompostu s odstupňovaným zatížením. V přibližně stejné hladině se pohybovaly obsahy Zn_c (varianta C 49 mg/kg, průměr za hnojené varianty 50,5 mg/kg), Co_c (varianta C 14 mg/kg, průměr za hnojené varianty 14,2 mg/kg), Cu_c (varianta C 20 mg/kg, průměr za hnojené varianty 21,7 mg/kg), Cd_c (varianta C 0,157 mg/kg, průměr za hnojené varianty 0,154 mg/kg). U mobilních forem mikroelementů dokonce nastával trend snižování koncentrace prvku, kdy kontrolní varianta měla obsah 0,057 mg Co_m/kg a KO 2,0 vykazovala nižší koncentraci 0,054 mg Co_m/kg. U dalších mikroelementů byly koncentrace vyrovnané s průměrnými hodnotami 0,061 mg Zn_m/kg, 0,062 mg Cu_m/kg, 0,031 mg Cd_m/kg.

Tabulka 10: Průměrné hodnoty mikroelementů

Varianta	C	KE 0,9	KE 1,4	KE 2,0	C	KO 0,9	KO 1,4	KO 2,0	C	MH 0,9	MH 1,4	MH 2,0	MH PK
celkové obsahy mikroelementů													
Zn _c	48	49	50	49	49	51	50	51	48	54	52	53	51
směr. odch.	5,5	3,9	4,0	3,4	6,0	4,1	4,9	5,1	7,0	4,7	5,1	5,2	3,8
Co _c	14	15	15	14	14	14	14	14	14	14	13	13	14
směr. odch.	1,5	1,9	1,9	1,9	2,1	0,8	0,9	1,0	1,9	1,2	0,8	1,4	1,4
Cu _c	20	25	23	24	20	22	22	21	20	21	22	22	21
směr. odch.	4,1	3,1	3,8	3,5	3,0	2,7	1,9	2,5	2,0	5,4	4,6	4,4	4,1
Cd _c	0,158	0,163	0,157	0,147	0,157	0,157	0,159	0,147	0,158	0,181	0,193	0,160	0,183
směr. odch.	0,048	0,032	0,037	0,031	0,045	0,017	0,028	0,034	0,076	0,046	0,078	0,061	0,040
Varianta	C	KE 0,9	KE 1,4	KE 2,0	C	KO 0,9	KO 1,4	KO 2,0	C	MH 0,9	MH 1,4	MH 2,0	MH PK
mobilní obsahy mikroelementů													
Zn _m	0,054	0,093	0,084	0,068	0,054	0,062	0,063	0,057	0,054	0,087	0,089	0,108	0,077
směr. odch.	0,038	0,046	0,040	0,035	0,005	0,027	0,048	0,012	0,009	0,048	0,031	0,044	0,034
Co _m	0,058	0,063	0,077	0,070	0,057	0,060	0,063	0,054	0,058	0,069	0,060	0,080	0,061
směr. odch.	0,002	0,025	0,002	0,035	0,009	0,028	0,025	0,023	0,008	0,033	0,016	0,032	0,017
Cu _m	0,059	0,056	0,065	0,070	0,064	0,061	0,062	0,063	0,059	0,067	0,064	0,070	0,058
směr. odch.	0,023	0,019	0,019	0,026	0,009	0,029	0,029	0,025	0,010	0,028	0,019	0,029	0,019
Cd _m	0,030	0,031	0,033	0,033	0,030	0,031	0,028	0,033	0,032	0,032	0,031	0,033	0,033
směr. odch.	0,009	0,010	0,006	0,010	0,009	0,010	0,011	0,010	0,010	0,009	0,008	0,007	0,008

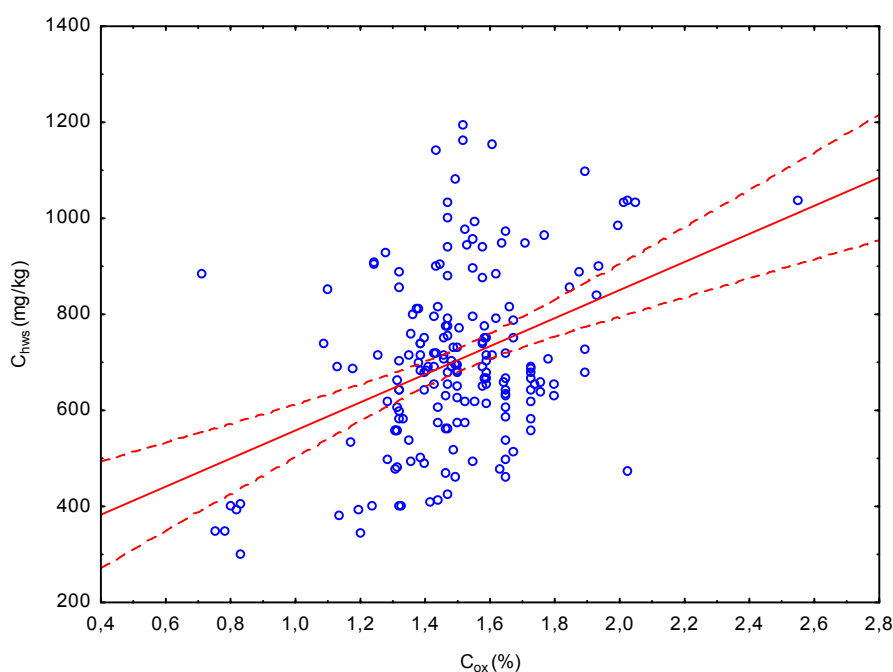
KE – kejda, KO – kompost, MH minerální hnojení s odstupňovaným zatížením

C – kontrola

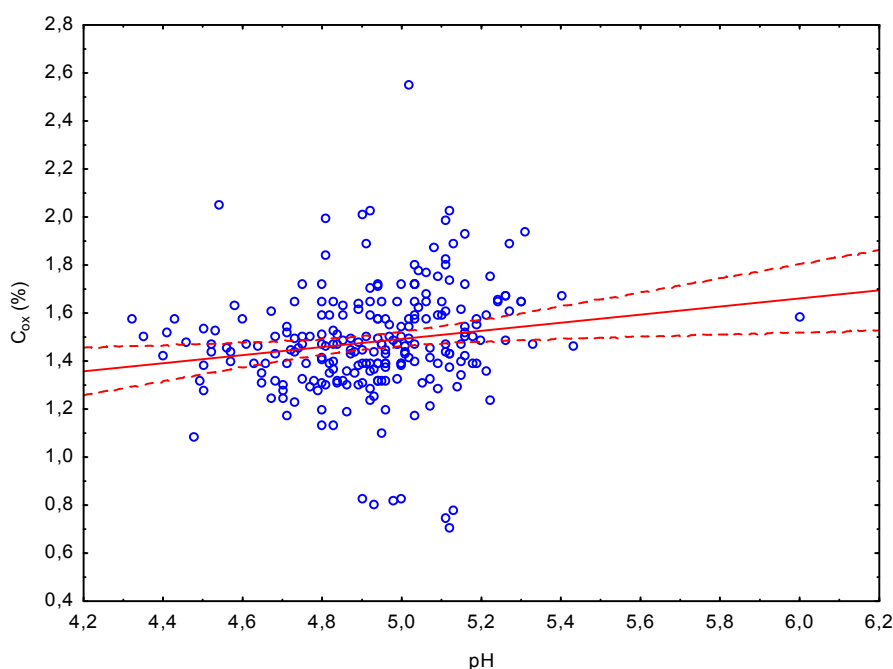
index c – celkový obsah, index m – mobilní obsah

5.4 Vliv různého managementu na vzájemné interakce mezi půdními parametry

Z pohledu vzájemných interakcí mezi parametry půdní organické hmoty byla zjištěna průkazná korelace ($P < 0,001$) mezi C_{ox} a C_{hws} (Obrázek 19). Dalším důležitým vztahem byla pozitivní korelace ($P < 0,05$) mezi pH a C_{ox} (Obrázek 20). Tabulka 11 udává korelační koeficienty mezi pH a POH. Ve výzkumu nebyl zjištěn statisticky průkazný vztah mezi pH a HL, FK a C_{hws} . U huminových kyselin (HK) byla zjištěna pozitivní korelace ($P < 0,05$) s pH.



Obrázek 19: Korelace mezi C_{hws} a C_{ox} ($n = 183$; $F = 33,9$; $P < 0,001$)

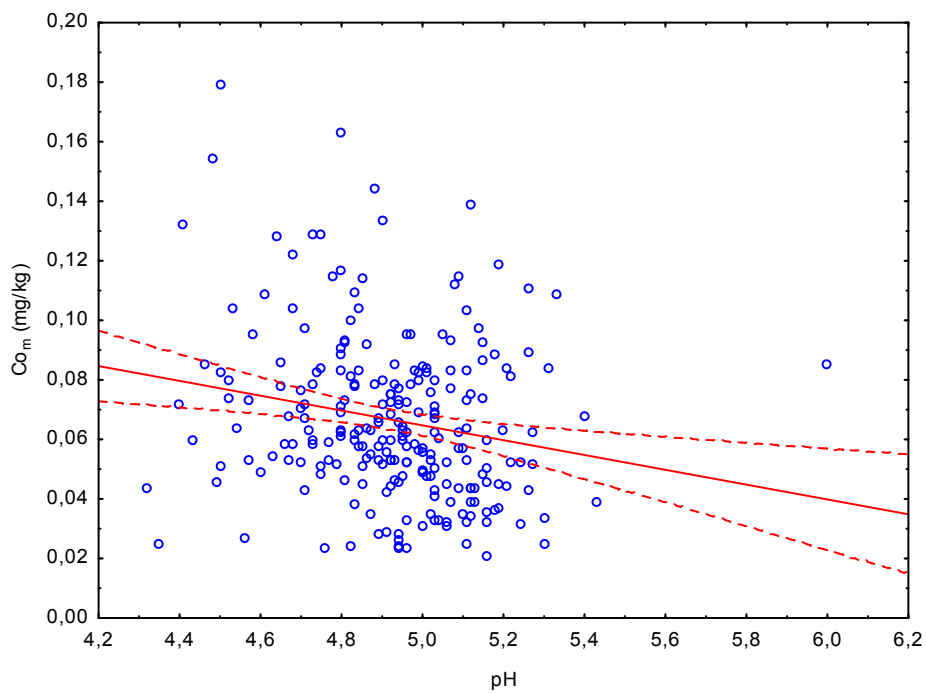


Obrázek 20: Korelace mezi pH a C_{ox} ($n = 240$; $F = 6,45$; $P = 0,012$)

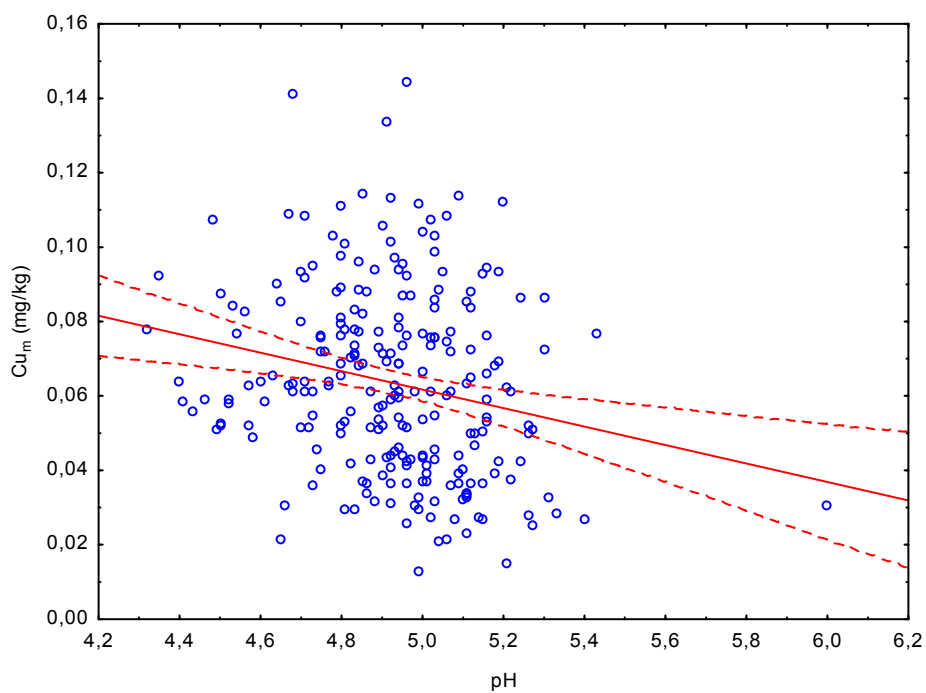
Přímá závislost byla zjištěna mezi pH a makroelementy (Tabulka 11). Naopak, nepřímá závislost ($P < 0,05$) byla zjištěna mezi pH a Co_m (Obrázek 21) a mezi pH a Cu_m (Obrázek 22). U zbylých dvou mobilních forem mikroelementů, tzn. Zn_m a Cd_m , nebyla korelace statisticky průkazná stejně jako korelace mezi pH a celkovými obsahy mikroelementů Cu_c , Cd_c , Co_c . Výjimkou byla celková koncentrace Zn_c , u které byla zjištěna pozitivní korelace s pH (Tabulka 12).

Tabulka 11: Korelační koeficienty mezi pH a POH, pH a živinami ($n = 240$, $r_{krit} = 0,124$; $\alpha < 0,05$)

pH	Půdní organická hmota				C_{hws}	P	K	Živiny		
	C_{ox}	HL	HK	FK				Ca	Mg	N
pH	0,160	0,053	0,134	-0,030	-0,001	0,209	0,189	0,491	0,150	0,329



Obrázek 21: Korelace mezi pH a Co_m (n = 240; F = 4,2; P = 0,04)



Obrázek 22: Korelace mezi pH a Cu_m (n = 240; F = 11,7; P < 0,001)

Tabulka 12: Korelační koeficienty mezi pH a mikroelementy (n = 240, $r_{krit} = 0,124$; $\alpha < 0,05$)

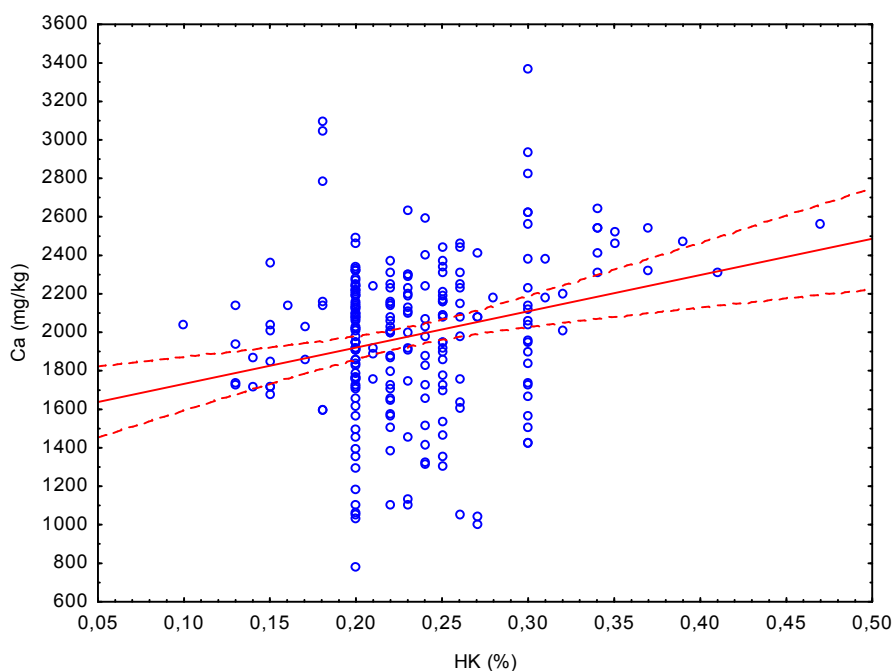
	Zn _c	Co _c	Cu _c	Cd _c	Zn _m	Co _m	Cu _m	Cd _m
pH	0,160	-0,111	-0,085	-0,015	0,024	-0,183	-0,209	-0,077

Stejně tak jako pH, disponují složky půdní organické hmoty vlastnostmi, které ovlivňují celou řadu půdních parametrů. Pozitivní korelace byla prokázána mezi C_{ox} a makroelementy (Tabulka 13). Byl potvrzen statisticky průkazný vztah (pozitivní korelace) mezi HK a Ca (Obrázek 23), který byl zjištěn i pro humusové látky.

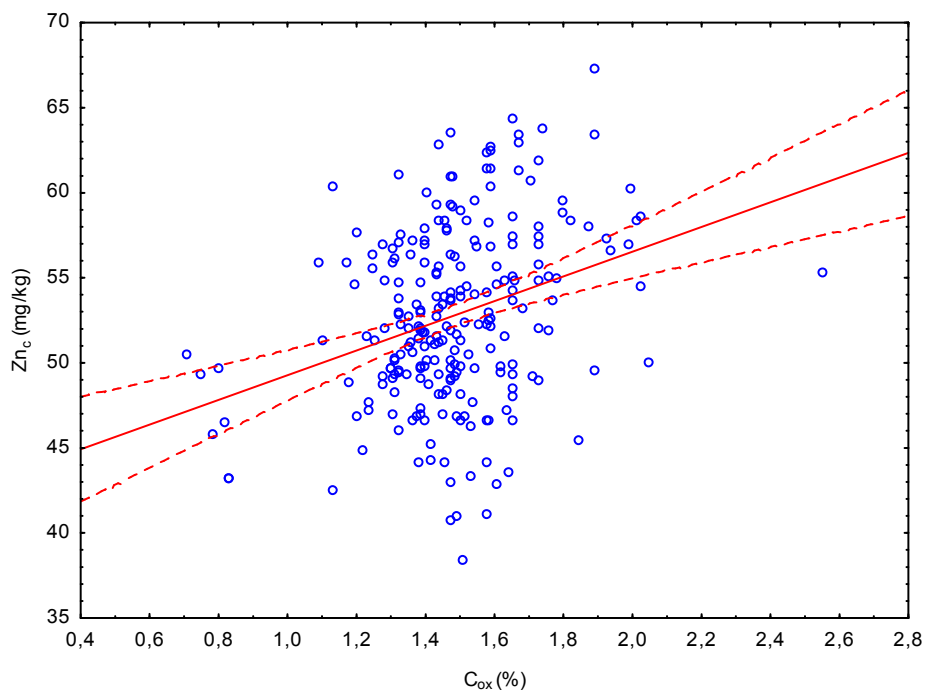
Pozitivní korelace byla průkazná (P < 0,001) u obou forem Zn (Zn_c, Zn_m) a C_{ox}, což je znázorněno v obrázku 24. Taktéž pozitivní korelace (P < 0,001) byla prokázána mezi fulvokyselinami a přístupným Cd_m (Obrázek 25).

Tabulka 13: Korelační koeficienty mezi půdní organickou hmotou a makroelementy (n = 240, $r_{krit} = 0,124$; $\alpha < 0,05$)

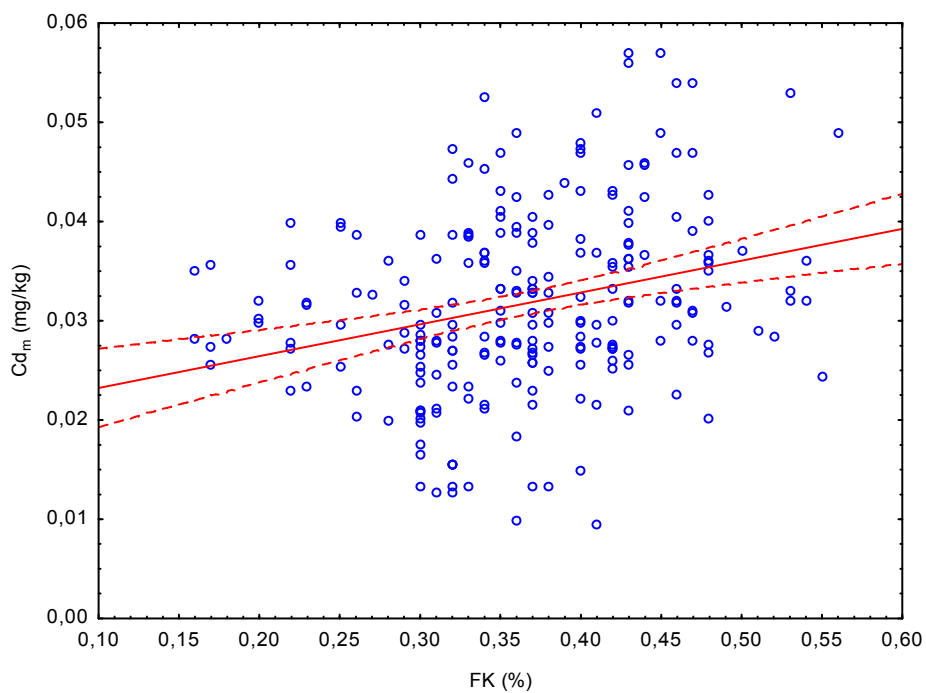
	P	K	Ca	Mg	N
C _{ox}	0,176	0,331	0,113	0,196	0,439
HL	0,145	-0,014	0,172	0,658	0,345
HK	0,168	0,097	0,229	0,603	0,454
FK	0,098	-0,073	0,070	0,509	0,166



Obrázek 23: Korelace mezi HK a Ca (n = 233; F = 14,5; P < 0,001)

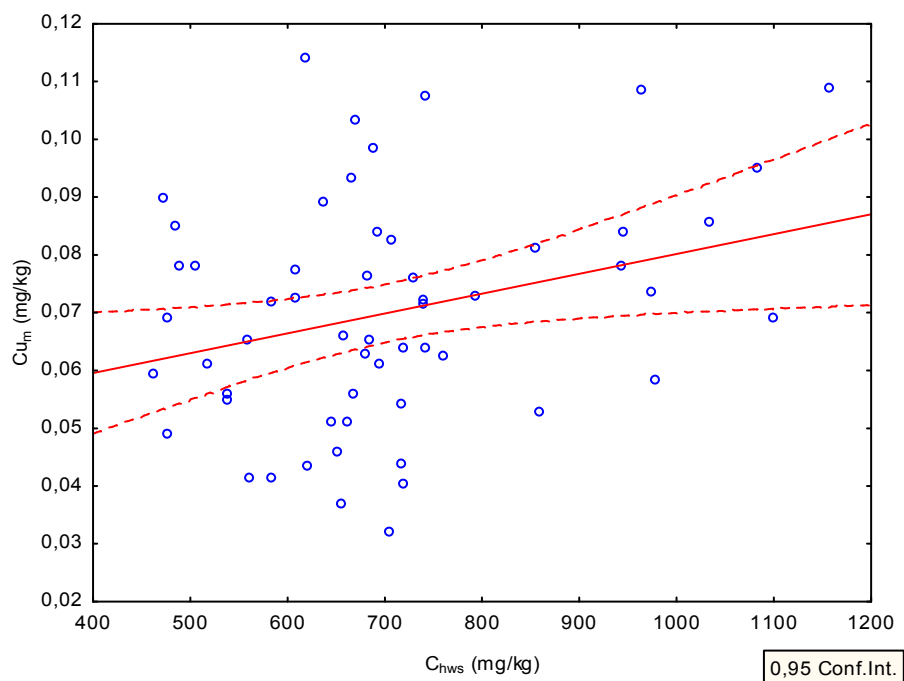


Obrázek 24: Korelace mezi C_{ox} a Zn_c ($n = 240$, $F = 26,2$; $P < 0,001$)



Obrázek 25: Korelace mezi FK a Cd_m ($n = 233$; $F = 20,2$; $P < 0,001$)

U labilní frakce půdní organické hmoty (C_{hws}), byly potvrzeny signifikantní vztahy s mikroprvky pouze u variant s organickým hnojením (Obrázek 26). U všech ostatních parametrů (živiny, pH) nebyly zjištěny průkazné korelační vztahy s labilní organickou hmotou.



Obrázek 26: Korelace mezi C_{hws} a Cu_m u organického hnojení ($n = 95$; $F = 6,7$; $P = 0,011$)

6. Diskuse

6.1 Půdní organická hmota

Průměrný obsah C_{ox} v rozmezí 1,2–1,7 % značí střední obsah (Sánka a Materna, 2004) vyšší hodnoty C_{ox} , tzn. nad 1,7 %, představují dobré vlastnosti půdy z pohledu obsahu organického uhlíku. Naměřené hodnoty C_{ox} na pokusných plochách jsou typické pro půdy kambizemí (Hladký a Pospíšilová, 2010). Výsledky pokusů ukazují, že zvolené varianty organického hnojení ovlivnily část půdní organické hmoty. To se týká především ploch hnojených kompostem, kde se právě objevily hodnoty přesahující hranici 1,7 % C_{ox} .

Aplikací kompostu na imobilitu půdního uhlíku v podmínkách horských kambizemí se zabývali Pollák a Rogožníková (2013). Aplikace kompostu měla vliv na dynamiku C_{ox} , v odstupňovaných hnojených variantách došlo k rozkolísání tohoto parametru, přičemž se stoupající dávkou hnojiva byla amplituda změn v obsahu C_{ox} výraznější. Varianta s nejvyšší dávkou dusíku 120 kg/ha měla nejpomalejší nástup účinku vázat uhlík v porovnání s ostatními variantami. Jako dominantní se projevil až druhý rok aplikace, kdy tato dávka měla za následek nejprve aktivaci půdních mikroorganismů, které spotřebovaly nejprve dostupné živiny a způsobily pokles C_{ox} a až následně se projevil efekt stimulace půdní aktivity ve formě nejintenzivnějšího vázání uhlíku v půdě. Kompost se tak ukázal jako vhodný prostředek pro podpoření navázání uhlíku a s tím spojených živin v půdě travních porostů.

U variant hnojených kejdou byl zaznamenán mírný pokles C_{ox} . Duffková et al. (2015) uvádí, že odstupňované dávky kejdy skotu neměly vliv na obsah C_{ox} , přičemž kejda byla aplikována ve srovnatelných podmínkách (travní porost svazu *Arrhenatherion*), avšak v mnohem vyšších dávkách, tj. s maximální dávkou 240 kg N/ha.

Minerální hnojení ve formě NPK samo o sobě nemůže zabezpečit dodávky a hlavně udržet vyšší hladinu půdního C (Nyiraneza et al., 2009). Z tohoto důvodu je vždy výhodné kombinovat NPK hnojivo s organickým. Výsledky z variant hnojených NPK hnojivy nepotvrdily pokles, ale ani nárůst C_{ox} pod uvedeným zatížením.

Jak uvádí Weigel et al. (2011), pro hlinito-písčité půdy ve středoevropském mírném klimatu platí limit 400 mg C_{hws} /kg jako dostatečné množství labilního uhlíku v půdě. Hodnota pod 200 mg C_{hws} /kg je typická pro deficitní půdu. Vyšší obsah C_{hws} vyjadřuje podíl labilních forem uhlíku, které jsou lehce přístupným zdrojem živin a energie pro mikroorganismy. Z hlediska hodnocení labilní složky organického uhlíku můžeme

experimentální plochy všech námi sledovaných variant označit jako dostatečně zásobené C_{hws} . Obdobné hodnoty labilní formy organického uhlíku byly zaznamenány u všech variant hnojených kejdou s pouze minimálním zvýšení daného parametru vůči kontrole. Váchalová et al. (2013) zaznamenala mírné snížení množství C_{hws} na travních porostech s vyšší intenzitou využívání v podobě sečení. Počet sečí tak může způsobit pokles stability organických látek jako výsledek snižování profilu kořenové zóny.

Aplikace organických hnojiv na travní porosty vede většinou k obohacení svrchního horizontu o živiny, především o N a P. Poměrně časté jsou studie, ve kterých se udává, že aplikace kejdy nezvýšila obsah organické hmoty (Carter a Campbell, 2006). Ačkoliv kejda představuje rezervoár snadno rozložitelného C, neznámá to, že musí nezbytně dojít po její aplikaci k navýšení obsahu organické hmoty v půdě. Navíc vysoký obsah labilního C a přístupných živin N a P může zrychlit dekompozici rostlinných zbytků a původního C (Plaza et al., 2005). To je jedno z možných vysvětlení lehkého poklesu jak C_{ox} , tak i C_{hws} na plochách s aplikací kejdy.

V dlouhodobém pokusu delším než 20 let popsal Šimon (2008) ovlivnění/nárůst C_{ox} u ploch hnojených NPK hnojiv, nicméně tento nárůst nebyl zaznamenán pro C_{hws} . Stejně tak zaznamenali Šimon a Czako (2014) nárůst C_{hws} u ploch hnojených kompostem a kejdou, tento nárůst však nebyl průkazný.

Ghani et al. (2003) zjistili, že dlouhodobá aplikace P pozitivně ovlivňuje C_{hws} ve smyslu zvýšení množství v půdě, avšak dávka, kterou aplikovali, byla v rozmezí 30–100 kg P/ha. V kontrastu je negativní efekt hnojení N, které vedlo k průkaznému snížení množství C_{hws} v půdě. Důležité je však zmínit, že dávky byly v rozmezí 200–400 kg N/ha. To je jedno z možných vysvětlení, proč v našem případě nedošlo k výraznému ovlivnění labilního uhlíku vlivem minerálního hnojiva. Dávky NPK byly ve všech variantách v menším množství se zhruba polovičními hodnotami.

Dynamika humusových látek nebyla ovlivněna zvoleným managementem, nicméně dlouhodobé studie s aplikací organických hnojiv jistou variabilitu potvrzují. Změnu ve prospěch HK na úkor FK při dlouhodobé aplikaci organického hnojení zjistili Nyiraneza et al. (2009). NPK hnojiva dle jejich studie neměla, byť v rámci dlouhodobé aplikace, žádný vliv na dynamiku humusových látek.

Kvalitativní parametry půdního humusu se u všech variant udržovaly v rozmezí charakteristických pro kambizemě. Poměr HK/FK i $Q_{4/6}$ vykazují určitou variabilitu, nicméně jejich amplitudy nevykazovaly žádný trend, který by nasvědčoval výkyvům ke snížení či nárůstu kvality humusu. Poměr HK/FK v půdách kambizemí bývá v rozpětí 0,8–1,2 (Pokorný

a Šarapatka, 2003), v půdách travních porostů s managementem ekologického zemědělství bývá tato hodnota zpravidla nižší, a to v hodnotách 0,3–0,4 (Pokorný et al., 2007). Poměr HK/FK byl na všech variantách menší než 1 a indikoval převahu FK, resp. mladých, nově se tvořících HK ve frakčním složení humusu. Hodnoty barevného kvocientu byly vyšší než 4 a potvrzují předchozí výsledky, tzn. kvalitu humusu z pohledu poměru HK/FK.

Nejvýrazněji se změny v POH pod vlivem různého managementu projeví po aplikaci kompostu, kde v této variantě byla zjištěna nejvyšší kvalita humusu. Stejně významné rozdíly po aplikaci kompostu potvrdili i Adani et al. (2007). Jejich studie se zabývala vlivem vyzrálého kompostu na stav humusových látek v půdě. Podstata zmíněného výzkumu spočívala ve srovnání humusových látek analyzovaných v půdě a kompostu. Po 4 letech sledování bylo prokázáno, že humusové látky v půdě s aplikací hnojiva jsou podobné svým složením jako humusové látky izolované v kompostu. Z toho jasně vyplývá skutečnost, že složení humusových látek může být ovlivněno aplikací kompostu. I přes pozitivní vývoj kvality humusu z hlediska hodnot parametrů HK/FK a $Q_{4/6}$, zůstává nadále kvalita humusu nízká, typická pro kambizemě.

Úzkou vazbu mezi C_{ox} a C_{hws} zaznamenali Ghani et al. (2003), která byla průkazná i v našem výzkumu. Co se týká dalších vazeb mezi labilní složkou půdy a ostatními půdními parametry, tak pozitivní korelaci mezi C_{hws} a rizikovými prvky (těžkými kovy) a jejich mobilitou potvrzují McBride et al. (1997), C_{hws} a P (Fox a Comerford 1992) a v úzkém vztahu jsou i C_{hws} a N (Murphy et al. 2000). Na obrázku 24 je znázorněna korelace mezi C_{ox} a Zn_c , která je v souladu s tvrzením autorů Galušková et al. (2011). Ti ve své studii potvrdili velmi úzký vztah mezi C_{ox} a Zn a Cu. Pro Zn je typická jeho akumulace převážně v humusovém horizontu, což potvrzuje jeho vztah k C_{ox} . Clemente et al. (2006) popisují vysokou afinitu Cu ke stabilní části organické hmoty, přičemž při mineralizaci primární organické hmoty docházelo ke zvýšení přístupnosti Cu. Vliv fulvokyselin a lehce degradovatelné organické hmoty na zvýšenou mobilitu prvků potvrzují Almas et al. (1999), Shuman (1999). To je v souladu i s naším zjištěním, tj. korelací mezi FK a Cd_m . Ve výsledcích jsou uvedeny pozitivní korelační vztahy mezi půdní organickou hmotou a živinami. Příkladem, který potvrzuje jeden z našich výsledků, je studie Szombathové et al. (2008), kteří potvrzují, že HK ve vazbě s Ca představuje nejkvalitnější frakci humusu.

Z experimentálního sledování vlivu organického (kejda, kompost) a minerálního hnojení na parametry půdní organické hmoty byla zjištěna skutečnost, že se organické hnojení (především pak kompost) jeví, jako neoptimálnější typ hnojiva z hlediska zlepšení parametrů POH pro naše podmínky.

Výše uvedené výsledky jsou ve shodě pokračujícího výzkumu, který je dále rozepsán v Příloze II. V následujících dvou letech byl sledován vliv organického hnojení na parametry půdní organické hmoty a potvrdil výše uvedený trend. Půdní organická hmota vykazuje v průběhu let určitou dynamiku, dynamickou rovnováhu uhlíku (Chan et al., 2011; Ryals et al., 2014), která je založena na změně způsobu obhospodařování. Změnou managementu (v našem případě aplikací hnojiv a pravidelným odstraňováním nadzemní biomasy v podobě seči) byly nastartovány procesy vedoucí ke změně obsahu a potažmo i kvalitě půdní organické hmoty. Pokud zvolený management bude dostatečně dlouhý (řádově desítky let), nastane nová rovnováha, která je definována rovnocenným vstupem a mineralizací organické hmoty v daném půdním prostředí.

6.2 Makroelementy, pH

Průkazné navýšení N na parcelkách hnojených kompostem bylo v souladu s výsledky Polláka a Rogožníkové (2013).

Neměnný stav v koncentraci N byl zaznamenán u variant s minerálním hnojením, u variant s kejdou vykazovala koncentrace N mírný nárůst, ten však nebyl statisticky významný. Obdobně Duffková et al. (2015) nezaznamenali na travních plochách hnojených kejdou nárůst koncentrace N. Hrevušová et al. (2015) taktéž nepotvrdili zvýšení N v půdách travních porostů dlouhodobě hnojených, a to dokonce s aplikovanou dávkou 200 kg N/ha ve formě NPK hnojiva. Na druhou stranu prokázali mírné snížení poměru C:N na hodnotu 7,06 právě u varianty hnojené 200 kg N/ha. To indikuje, že dlouhodobá aplikace NPK hnojiva může ovlivnit mineralizaci organické hmoty. Nyiraneza et al. (2009) uvádí snížení množství N u ploch pouze s aplikací NPK hnojiv, které je dáno vlastností N hnojiv podporovat mineralizaci organické hmoty. Zdůrazňují, že samotná aplikace NPK hnojiv nemůže udržet množství N na původní úrovni. Pokud je poměr C:N < 8, můžeme dané území definovat jako produktivní ekosystém s výnosem nad 6 t/ha travní biomasy. V případě poměru C:N > 10 je pro dané území charakteristická nižší úrodnost. Pokusné plochy z tohoto hlediska lze hodnotit spíše jako středně produktivní systém.

Celkově můžeme označit bilanci N na pokusných parcelkách jako uspokojivou. V Příloze I je detailně rozpracováno vyplavování N na těchto pokusných parcelkách. Použití organických hnojiv, především statkových, v tekuté formě představuje vždy riziko úniku živin do okolního prostředí. V této práci bylo zaznamenáno vyplavování N na nízké úrovni,

příčemž výsledky ukazují na to, že zatížení v intenzitě 2 DJ/ha nemělo negativní efekt na zvýšené vyplavování N z půdního prostředí. Publikace ukazuje na uspokojivé výsledky z hlediska zadržení a následného využití N vegetací travního porostu.

Významné jsou výsledky z pohledu dynamiky pH. Studie Murphyho et al. (2005) poukazují na mírný nárůst pH po 32-ti letech aplikace kejdy skotu. Taktéž Duffková et al. (2015) zaznamenali nárůst pH v posledním roce aplikace kejdy, nicméně toto zvýšení bylo spojené s maximální dávkou 240 kg N/ha. Plochy hnojené kompostem vykazovaly vyšší hodnoty pH, avšak jednalo se o běžné rozpětí pH udávané pro travní porosty kambizemí. U ploch s minerálním hnojením byl zaznamenán mírný pokles pH, který je v souladu s tvrzením Jančoviče et al. (2012). Autoři potvrdili pokles pH u půd kambizemí travních porostů během 20-ti let monitoringu, kdy se střídal management s aplikací minerálních hnojiv a bez hnojení. Hodnota pH ovlivňuje řadu vztahů v půdním prostředí a z toho důvodu je zřejmá korelace mezi pH a dalšími půdními parametry (You et al., 1999). Tyto vztahy byly potvrzeny v naší studii zejména u makroprvků.

Zajímavé výsledky byly zjištěny u variant hnojených minerálními hnojivy z pohledu P. Na plochách hnojených PK byly naměřeny vyšší hodnoty P v porovnání s aplikací NPK, přičemž dávka P byla u všech minerálních variant na stejné úrovni. Stejně zjištění zaznamenali i Hrevušová et al. (2009); Pavlů et al. (2012); Nyiraneza et al., (2009). Autoři tento efekt vysvětlují tím, že dlouhodobá aplikace PK hnojiv (bez dodání N) ovlivňuje frakcionaci P v půdě jiným směrem než při aplikaci NPK. Vyšší koncentrace přístupného P může být způsobena nižší fixační schopností půdy s aplikací PK hnojiva. Obdobný trend byl zaznamenán i u koncentrace K. Varianty s PK hnojivy vykazovaly vyšší koncentraci K v porovnání s NPK hnojenými variantami. Rozdíl je v tomto případě dán tím, že NPK hnojení stimuluje vyšší výnosy a tím dochází k odebrání přístupného K rostlinami. Zásobenost P a K na našich pokusných plochách byla v kategorii průměrná až dobrá.

I přesto, že byl zjištěn průkazný vliv managementu na koncentraci přístupných živin Ca a Mg, stále byly změny v koncentracích nevýznamné z hlediska kritérií hodnocení, tzn. všechny varianty můžeme hodnotit jako dobře zásobené. Makroelementy Ca a Mg vykazovaly podobné změny a reagovaly obdobně na aplikaci hnojiv. Maxima obou prvků byla zjištěna u ploch hnojených kompostem, což má návaznost i na průběh pH, se kterým jsou oba prvky v úzké vazbě. Nebyl potvrzen pokles koncentrací Ca i Mg po aplikaci NPK hnojiv, což popsali Hlisenkovský a Kunzová (2014). Opět je tu souvislost s pH, u kterého nebyl zaznamenán pokles vlivem NPK hnojiv. Hejduk et al. (2011) sledovali vliv minerálního hnojení na agrochemické vlastnosti půd travních porostů a v porovnání s kontrolou nezjistili

průkazný vliv na obsah Ca a Mg. Oba tyto makroprvky vykazovaly mírný nárůst množství vlivem minerálního hnojení, ale zvýšení nebylo statisticky průkazné. Nyiraneza et al. (2009) zaznamenali u půd s aplikací minerálních hnojiv pokles Ca a nárůst Mg u variant NPK i PK. Spojitost s dávkou N a snížení množství živin v půdě byl popsán i dalšími autory, např. Ketterings et al. (2006).

Management bez dodání hnojiv představuje další způsob ovlivnění koncentrací prvků v půdě. Tento management spočívá v údržbě travních porostů z hlediska vegetace, tj. pastvy, sečení a ponechání ladem (Mládková et al., 2015). Přístupný K je dle jejich studie negativně ovlivněn sečením, kdy dochází i k deficitním stavům v půdě.

Režim živin a celkové využívání půd má úzkou vazbu na kvalitu a kvantitu biomasy rostoucí na travních porostech. Otázka zní, jak zvolený management hnojení ovlivňuje vegetaci a co se stane s vegetačním krytem po skončení aplikace minerálních či organických hnojiv. V Příloze III je řešena problematika změny využívání travního porostu a následný vliv na rostlinné společenstvo travních porostů. V LFA oblastech jsou společenstva travních porostů z pohledu diverzity ohroženy intenzivním hospodařením, ale také ponecháním ladem (Bonanomi et al., 2013). Jako alternativní způsob využívání travních porostů k pastvě je uváděno sečení. Je tedy důležité znát veškeré aspekty obhospodařování, které uchovají a sladí produkční potenciál travních porostů spolu se zachováním druhové rozmanitosti. V tomto ohledu se třísečné využívání jeví jako adekvátní nástroj pro uchování diverzity a přiměřeného výnosu píče.

6.3 Mikroelementy

S použitím minerálních i organických hnojiv vstupují do půd živiny, ale také potenciálně rizikové prvky. Dle vyhlášky MŽP – Maximálně přípustná množství rizikových prvků v zemědělských půdách, nebyly překročeny limitní hodnoty pro žádný ze sledovaných prvků. Dokonce i mobilní formy Zn_m a Cu_m dosáhly pouze nízkých koncentrací v půdě. Sánka a Materna (2004) uvádí kritéria hodnocení mobilních mikroelementů a dle jejich hodnocení nedosáhly Zn ani Cu zvýšených koncentrací (pro Zn > 1 mg/kg; pro Cu > 0,80 mg/kg). Na druhé straně je třeba zmínit i to, že ani vstupy rizikových prvků v hnojivech nepřesáhly limitní hodnoty, které jsou definovány vyhláškou MZe č. 474/2000 Sb. (Tabulka 2).

Různí autoři (Prochnow et al., 2001; Németh et al., 2002; Chen et al., 2007) uvádí nezbytnost sledování Cd v agroekosystému z důvodu vstupu tohoto prvku společně

s minerálními hnojivy a následnou akumulaci v půdě, případně biomase. Námi zjištěné výsledky uvádějí relativně nízké hodnoty jak pro varianty hnojené organickými hnojivy, tak pro varianty hnojené minerálními hnojivy. U posledně zmíněných byly průměrné hodnoty celkových obsahů Cd_c v porovnání s organickými hnojivy vyšší, nicméně nebyly překročeny a ani dosaženy limitní hodnoty Cd dané vyhláškou MŽP. Mobilní forma Cd_m byla u všech variant na stejné úrovni, ať se jednalo o minerální či organické hnojení.

Pokles mobility rizikových prvků Cd a Zn v půdách hnojených vápenatými hnojivy a následný snížený příjem těchto prvků vegetací byl potvrzen v mnoha studiích (Gavi et al. 1997; Lee et al. 2004; Castaldi et al., 2005). Z těchto studií vyplývá zřetelný trend, že pH má větší efekt na mobilitu Cd než samotné použití minerálních hnojiv.

Vliv pH na mobilitu Cd byl popsán v řadě studií (např. Tlustoš et al. 2016), ve kterých se udává snižování dostupnosti a mobility Cd s rostoucím pH. Tlustoš et al. (2006) potvrdili signifikantní pokles mobility mikroelementů Cd a Zn s rostoucím pH. S přidáním vápenatého hnojiva vrostlo pH z 5,7 u kontrolní varianty na 7,3 u hnojené varianty. S tímto vzrůstem byl deklarován průkazný pokles mobilních a biodostupných forem Cd a Zn. V případě našeho výzkumu se mobilní forma Cd_m nijak nelišila mezi danými variantami. I když byl předpoklad, že u ploch hnojených kompostem, kde byl průkazný nárůst pH, by mohlo dojít ke snížení hodnot Cd_m . Tento efekt nenastal a možné vysvětlení je to, že nárůst pH byl v řádech desetin a nelišil se v jednotkách, tak jak popisují výše zmínění autoři.

Mench (1998) uvádí, že celkový obsah Cd v půdě nelze dávat do souvislosti ať už s mobilní formou (Cd extrahované v $CaCl_2$) či snadno mobilizovatelnou formou (Cd extrahované EDTA). Podobný výsledek uvádí i Hejzman et al. (2009), kteří nepotvrdili kauzalitu mezi koncentracemi Cd extrahovaného různými činidly, tzn. různým stupněm mobility tohoto prvku.

Koncentrace celkového obsahu Co_c byla vyrovnaná v průběhu sledovaného období a nebyl zaznamenán vliv hnojiva ani dávky na tento prvek. Stejně tak mobilní formy zůstávaly v nízkých koncentracích. Dle vyhlášky MŽP definující maximální přípustné hodnoty potenciálně rizikových prvků, nebyl překročen limit 50 mg Co/kg. Vyrovnané a malé množství Co v půdě vysvětluje Facchinelli et al. (2001), kteří uvádí, že Co patří ke kovům pocházejícím z geogenní zátěže, která je dána uvolňováním kovu z matečné horniny. Interakce Co s ostatními parametry nebyly průkazné, byla potvrzena především silná korelace s pH, kterou uvádí i Walker et al. (2004).

Pro celkový obsah Cu platí dle MŽP maximální přípustná hodnota 100 mg Cu/kg. Koncentrace Cu_c se na pokusných plochách pohybovala hluboko pod tímto limitem. Mobilní

forma Cu_m vykazovala nižší průměrné hodnoty u variant hnojených kompostem v porovnání s kontrolou. Jednou z příčin je zvýšený obsah půdní organické hmoty, která má schopnost vázat Cu do komplexů a tím snižovat mobilitu a biodostupnost Cu. Clemente et al. (2006) srovnávali organické hnojení v podobě vyzrálého kompostu a čerstvého kravského hnoje a jejich vliv na frakcionaci rizikových prvků. Vyzdvihli vlastnost Cu, která se velmi silně váže na HK a vytváří tak stabilní komplexy, celkově větší afinitu Cu k HK než FK. Vazba na humusové látky, resp. HK by dané snížení Cu_m na plochách s aplikací kompostu potvrzovala. Tato teorie je navíc opřena o výsledek, který průkazně ukazuje na kvalitnější humus z pohledu poměru HK/FK. U ploch hnojených kejdou naopak došlo k lehkému nárůstu Cu_m , což by mělo mít souvislost s vyšším zastoupením FK, které podporují mobilitu a biodostupnost Cu. Navíc kejda obsahuje spíše lehce rozložitelnou organickou hmotu, která opět podporuje mobilitu prvků. Zvýšení mobility a biodostupnosti Cu po aplikaci hnoje potvrdila Sadovnikova et al. (1996), ale zdůraznila, že se nejednalo o dramatické zvýšení koncentrace.

Samotné koncentrace rizikových prvků udávají prvotní informaci o možné kontaminaci půdy a antropogenním ovlivnění. Ve většině půd sleduje obsah vybraných rizikových prvků následující sestupnou řadu: Zn, Cu, Co, Cd (Kabata-Pendias a Pendias, 1992). Vzhledem k tomu, že zjištěné výsledky obsahů prvků se významně neposouvají ve prospěch jednoho z prvků, zvýšené antropogenní vstupy nepředstavují podstatný zdroj prvků v půdě. Dalším důležitým ukazatelem jsou koncentrace jak celkových, tak mobilních forem. V obou případech nebyly naměřeny zvýšené koncentrace mikroprvků. Zvolený management neměl negativní vliv na koncentraci potenciálně rizikových prvků v půdě. Pokračující výzkum vlivu organického hnojení potvrdil výše uvedené výsledky (Příloha II).

7. Závěr

Trvalé travní porosty představují ve všech evropských zemích významný krajinnotvorný prvek. Z hlediska zachování tohoto přírodního a kulturního dědictví, udržování krajiny, ochrany životního prostředí a zachování osídlení krajiny se význam travních porostů zvýšil.

Koncepce agrární politiky zdůrazňuje význam využívání travních porostů v méně příznivých oblastech ve vazbě na agroenvironmentální opatření, které si kladou za cíl skloubit ochranu travního ekosystému se zemědělskými aktivitami.

V průběhu sledovaného období došlo k dílčím statisticky významným změnám ve vybraných půdních parametrech. Z experimentálního sledování vlivu organického hnojení (kejda, kompost) a minerálního hnojení na vybrané půdní parametry, byly zjištěny následující trendy:

- Největší množství půdního organického uhlíku bylo naměřeno na plochách hnojených kompostem.
- Množství labilního půdního uhlíku bylo průkazně ovlivněno aplikací kompostu.
- Plochy s aplikací kompostu vykazovaly vyšší obsahy přístupných živin (Ca, K, Mg, N) a vyšší hodnotu pH
- Po aplikaci minerálního a organického hnojení nedošlo k výraznému nárůstu obsahu potenciálně rizikových prvků.
- Byl prokázán vliv odlišných forem půdního uhlíku na mobilitu rizikových prvků.
- Dlouhodobá studie ukazuje, že zatížení do 2,0 DJ/ha nemá za následek zvýšené koncentrace potenciálně rizikových prvků ani zvýšené množství vyplaveného N, které představují hrozbu pro životní prostředí.

Různě nastavený management ovlivňuje půdní parametry, které jsou ve složitém půdním systému navzájem propojené. Námi prezentované výsledky nezjistily negativní dopad zvoleného managementu na travní ekosystém z pohledu půdních parametrů. Z tohoto důvodu lze management organických a minerálních hnojiv v dávkách do 120 kg N/ha doporučit v podmínkách travních porostů kambizemí situovaných v LFA oblastech.

Z pohledu celkového hodnocení travního ekosystému je nesmírně důležité znát veškeré aspekty obhospodařování, které uchovají a sladí produkční potenciál spolu se zachováním druhové rozmanitosti. V tomto ohledu se třísečné využívání travních porostů jeví jako adekvátní nástroj pro uchování diverzity a přiměřeného výnosu píce.

Tato zjištění jsou v souladu s vlastnostmi travních porostů jako ekosystému, který je velmi stabilní a odolný k nežádoucím negativním dopadům na životní prostředí. Travní ekosystém plní produkční a ekologické funkce, které jsou dány úzkou vazbou mezi půdou a vegetací. Z tohoto hlediska i samotné půdy travních porostů představují relativně stabilní systém, který je schopen odolávat vnějším přírodním i antropogenním efektům.

8. Literatura

- Adani F, Genevini P, Ricca G, Tambone F, Montoneri E. 2007. Modification of soil humic matter after 4 years of compost application. *Waste Manage.* 27:319-324.
- Alloway BJ. 1995. Heavy metals in soils Blackie Academic and Professional. London, UK. 2nd edition.
- Almas A, Singh BR, Salbu B. 1999. Mobility of cadmium-109 and zinc-65 in soil influenced by equilibration time, temperature, and organic matter. *J Environ Qual.* 28:1742-1750.
- Angers DA, Chantigny MH, MacDonald JD, Rochette P, Cote D. 2010. Differential retention of carbon, nitrogen and phosphorus in grassland soil profiles with long-term manure application. *Nutr Cycl Agroecosys.* 86:225-229.
- Badalíková B, Bartlová J. 2014. Effect of Various Compost Doses on the Soil Infiltration Capacity. *Acta Univer Agric Silvic Mendel Brun.* 62:849-858.
- Benke MB, Indraratne SP, Hao X, Chang C, Goh TB. 2008. Trace element changes in soil after long-term cattle manure applications. *J Environ Qual.* 37:798-807.
- Berenguer P, Cela S, Santiveri F, Boixadera J, Lloveras J. 2008. Copper and zinc soil accumulation and plant concentration in irrigated maize fertilized with liquid swine manure. *Agron J.* 100:1056-1061.
- Blagodatsky S, Smith P. 2012. Soil physics meets soil biology: towards better mechanistic prediction of greenhouse gas emissions from soil. *Soil Biol Biochem.* 47:78-92.
- Blake L, Johnston AE, Goulding KWT. 1994. Mobilization of aluminium in soil by acid deposition and its uptake by grass cut for hay a Chemical Time Bomb. *Soil Use Manage.* 10:51-55.
- Bolan N, Adriano D, Mahimairaja S. 2004. Distribution and bioavailability of trace elements in livestock and poultry manure by-products. *Crit Rev Env Sci Tec.* 34: 291-338.
- Bonanomi G, Incerti G, Allegrezza M. 2013. Assessing the impact of land abandonment, nitrogen enrichment and fairy-ring fungi on plant diversity of Mediterranean grasslands. *Biodivers Conserv.* 22:2285-2304.
- Borin M, Morari F, Camarotto C, Bisol T, Salvan F. 2003. Nitrate leaching losses following cattle slurry and mineral fertiliser applications. In: Proc. 10th Gumpensteiner lysimeter day, Gumpenstein, A (Proceedings of symposium, HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Austria, 29-30 April, 2003) HBLFA Raumberg-Gumpenstein. 45-48.
- Böhme L, Langer U, Böhme F. 2005. Microbial biomass, enzyme activities and microbial community structure in two European long-term field experiments. *Agr Ecosyst Environ.* 109:141-152.
- Cambardella CA, Elliott ET. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci Soc Am J.* 56:777-783.
- Campbell CA, Biederbeck VO, McConkey BG, Curtin D, Zentner RP. 1998. Soil quality-effect of tillage and fallow frequency. Soil organic matter quality as influenced by tillage and fallow frequency in a silt loam in southwestern Saskatchewan. *Soil Biol Biochem.* 31:1-7.
- Campbell CA, Lafond GP, Biederbeck VO, Wen G, Schoenau J, Hahn D. 1999. Seasonal trends in soil biochemical attributes: effects of crop management on a Black Chernozem. *Can J Soil Sci.* 79:85-97.
- Carter MR, Campbell AJ. 2006. Influence of tillage and liquid swine manure on productivity of a soybean-barley rotation and some properties of a fine sandy loam in Prince Edward Island. *Can J Soil Sci* 86:741-748.
- Casals P, Garcia-Pausas J, Romanya J, Camarero L, Sanz MJ, Sebastia MT. 2004. Effects of livestock management on carbon stocks and fluxes in grassland ecosystems in the Pyrenees. In Land use systems in grassland dominated regions, proceedings of the 20th general meeting of the European grassland federation, 21-24 June, 2004, Luzern Switzerland, p. 136-138.
- Castaldi P, Santona L, Melis P. 2005. Heavy metal immobilization by chemical amendments in a polluted soil and influence on white lupin growth. *Chemosphere.* 60:365-371.
- Clemente R, Escolar Á, Bernal MP. 2006. Heavy metals fractionation and organic matter mineralisation in contaminated calcareous soil amended with organic materials. *Bioresource Technol.* 97:1894-1901.
- Cooper RJ, Liu C, Fisher DS. 1998. Influence of humic substances on rooting and nutrient content of creeping bentgrass. *Crop Sci.* 38:1639-1644.
- ČSÚ 2015a. Vývoj stavů hospodářských zvířat v letech 1986 až 2015 – ČR. Online. Cit. 7. 6. 2016. Aktualizováno 13. 5. 2016 Dostupné z: <https://www.czso.cz/csu/czso/soupis-hospodarskych-zvirat-k-142015>.
- ČSÚ 2015b. Sklizeň zemědělských plodin a spotřeba hnojiv v Pardubickém kraji v roce 2014. Online. Cit. 22.06.2016. Dostupné z: <https://www.czso.cz/csu/x/sklizen-zemedelskych-plodin-a-spotreba-hnojiv-v-pardubickem-kraji-v-roce-2014>.
- ČÚZK 2016. Souhrnné přehledy o půdním fondu z údajů katastru nemovitostí České republiky. Český úřad zeměměřičský a katastrální, Praha.
- Davidson EA, Janssens IA. 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature.* 440:165-173.

- Dale AJ, Laidlaw AS, Bailey JS, Mayne CS. 2015. Effect of dairy slurry application rate and forage type on production, soil nutrient status and nitrogen-use efficiency. *Grass Forage Sci.* 70:44-58.
- Dodd ME, Silvertown J, McConway K, Potts J, Crawley M. 1994. Application of the British National Vegetation Classification to the communities of the Park Grass Experiment through time. *Folia Geobot.* 29:321-334.
- Donath TW, Schmiede R, Otte A. 2015. Alluvial grasslands along the northern upper Rhine–nature conservation value vs. agricultural value under non-intensive management. *Agr Ecosyst Environ.* 200:102-109.
- Duffková R, Hejman M, Libichová H. 2015. Effect of cattle slurry on soil and herbage chemical properties, yield, nutrient balance and plant species composition of moderately dry Arrhenatherion grassland. *Agr Ecosyst Environ.* 213:281-289.
- Duffková R, Kvítek T, Voldřichová J. 2005. Soil organic carbon and nitrogen characteristics in differently used grasslands at sites with rainage and without drainage. *Plant Soil Environ.* 51:165-172.
- Duffková R, Libichová H. 2013. Effects of cattle slurry application on plant species composition of moderately moist Arrhenatherion grassland. *Plant Soil Environ.* 59:485-491.
- Edwards L, Burney JR, Richter G, MacRae AH. 2000. Evaluation of compost and straw mulching on soil loss characteristics in erosion plots of potatoes in Prince Edward Island, Canada. *Agr Ecosyst Environ.* 81:217-222.
- Eghball B, Barbarick KA. 2006. Manure, Compost, and Biosolids. In *Encyclopedia of soil science – volume 2*. New York, 2006, Taylor & Francis Group, LLC, p. 1049-1052.
- Facchinelli A, Sacchi E, Mallen L. 2001. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils. *Environ Pollut.* 114:313-324.
- Faucette LB, Risse LM, Nearing MA, Gaskin JW, West LT. 2004. Runoff, erosion, and nutrient losses from compost and mulch blankets under simulated rainfall. *J Soil Water Conserv.* 59:154-160.
- Fecenko J, Lozek O, Mazur B, Mazur K. 1997. Resorption of macronutrients and cadmium in dependence on application of sodium humate. *Rost Výroba.* 43:37-42.
- Fiala J, Kohoutek A, Klír J. 2007. *Výživa a hnojení travních a jetelovínotravních porostů*. VÚRV, Praha, 36 s.
- Fiala K, Krhovjáková J. 2009. Metodické postupy a zásady vyhodnocování chemických parametrů půd pod trvalými travními porosty. *Agrovýzkum Rapotín s.r.o., Rapotín*, 56 s.
- Fliessbach A, Oberholzer HR, Gust L, Mäder P. 2007. Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agr Ecosyst Environ.* 118:273-284.
- Fox TR, Comerford NB. 1992. Rhizosphere phosphatase activity and phosphatase hydrolyzable organic phosphorus in two forested spodosols. *Soil Biol Biochem.* 24:579-583.
- Galka A, Zarzycki J, Kopec M. 2005. Effect of different fertilisation regimes on species composition and habitat in a long-term grassland experiment. *Grassland Sci Eur.* 10:132-5.
- Galušková I, Borůvka L, Drábek O. 2011. Urban soil contamination by potentially risk elements. *Soil Water Res.* 6:55-60.
- Gavi F, Basta NT, Raun WR. 1997. Wheat grain cadmium as affected by long-term fertilization and soil acidity. *J Environ Qual.* 26:265-272.
- Ghani A, Dexter M, Perrott KW. 2003. Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. *Soil Biol Biochem.* 35:1231-1243.
- Gray CW, Dunham SJ, Dennis PG, Zhao FJ, McGrath SP. 2006. Field evaluation of in situ remediation of a heavy metal contaminated soil using lime and red-mud. *Environ Pollut.* 142:530-539.
- Gregorich EG, Carter MR, Angers DA, Montreal CM, Ellert BH. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Can J Soil Sci.* 74:367–385.
- Gregorich EG, Liang BC, Drury CF, Mackenzie AF, McGill WB. 2000. Elucidation of the source and turnover of water soluble and microbial biomass carbon in agricultural soils. *Soil Biol Biochem.* 32:581-587.
- Haghighi F, Gorji M, Shorafa M. 2010. A study of the effects of land use changes on soil physical properties and organic matter. *Land Degrad Dev.* 21:496-502.
- Hartmann M, Niklaus PA, Zimmermann S, Schmutz S, Kremer J, Abarenkov K, Frey B. 2014. Resistance and resilience of the forest soil microbiome to logging-associated compaction. *ISME J.* 8:226-244.
- Hauptman I, Kukul Z, Pošmourný K. 2009. *Půda v České republice*. Consult, Praha, 256 s.
- Haynes RJ. 2000. Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand. *Soil Biol Biochem.* 32:211-219.
- Haynes RJ. 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview. *Adv Agron.* 85:221-268.
- Haynes RJ, Naidu R. 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutr Cycl Agroecosys.* 51:123-137.
- Hejátková K. 2007. Ošetření travních porostů v ekologickém zemědělství. In: *Údržba travních porostů v marginálních podmínkách*. Sborník přednášek z mezinárodní konference, Lednice 22. 5. 2007, VÚZT, v.v.i., s. 27-29.

- Hejcman M, Berková M, Kunzová E. 2013. Effect of long-term fertilizer application on yield and concentrations of elements (N, P, K, Ca, Mg, As, Cd, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) in grain of spring barley. *Plant Soil Environ.* 59:329-334.
- Hejcman M, KlauDISOVÁ M, Štursa J, Pavlů V, Schellberg J, Hejcmanová P, Hakl J, Rauch O, Vacek S. 2007. Revisiting a 37 years abandoned fertilizer experiment on *Nardus* grassland in the Czech Republic. *Agr Ecosys Environ.* 118:231-236.
- Hejcman M, Sochorová L, Pavlů V, Štrobach J, Diepolder M, Schellberg J. 2014. The Steinach Grassland Experiment: Soil chemical properties, sward height and plant species composition in three cut alluvial meadow after decades-long fertilizer application. *Agr Ecosys Environ.* 184:76-87.
- Hejduk S. 2011. Changes of soil agrichemical characteristics in pastures influenced by mineral fertilizing. *Acta Univer Agric Silvic Mendel Brun.* 59:113-119.
- Henkin Z, Seligman NG, Noy-Meir I. 2010. Long-term productivity of Mediterranean herbaceous vegetation after a single phosphorus application. *J Veget Sci.* 21:979-991.
- Hladký J, Pospíšilová L. 2010. Půdy přírodní rezervace Přemyslovské sedlo. *Úroda.* 12:465-467.
- Hlisenikovsky L, Kunzová E. 2014. The Content of Topsoil Nutrients, Ph and Organic Carbon as Affected by Long-Term Application of Mineral and Organic Fertilisers. *Agriculture.* 60:142-148.
- Hofmockel M, Callahan MA, Powlson DS, Smith P. 2007. Long-term soil experiments: Keys to managing Earth's rapidly changing ecosystems. *Soil Sci Soc Am J.* 71:266-279.
- Honsová D, Hejcman M, KlauDISOVÁ M, Pavlů V, Kocourková D, Hakl J. 2007. Species composition of an alluvial meadow after 40 years of applying nitrogen, phosphorus and potassium fertilizer. *Preslia.* 79:245-258.
- Hornburg V, Brümmer G. 1993. Heavy metals in soils: 1. Experiments on heavy metal mobility. *J Plant Nutr Soil Sci.* 156:467-477.
- Hrevušová Z, Hejcman M, Pavlů VV, Hakl J, KlauDISOVÁ M, Mrkvička J. 2009. Long-term dynamics of biomass production, soil chemical properties and plant species composition of alluvial grassland after the cessation of fertilizer application in the Czech Republic. *Agr Ecosyst Environ.* 3:123-130.
- Hrevušová Z, Hejcman M, Hakl J, Mrkvička J. 2015. Soil chemical properties, plant species composition, herbage quality, production and nutrient uptake of an alluvial meadow after 45 years of N, P and K application. *Grass Forage Sci.* 70:205-218.
- Chan KY, Conyers MK, Li GD, Helyar KR, Poile G, Oates A, Barchia IM. 2011. Soil carbon dynamics under different cropping and pasture management in temperate Australia: Results of three long-term experiments. *Soil Res.* 49:320-328.
- Chantigny MH. 2003. Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the influence of land use and management practices. *Geoderma.* 113:357-380.
- Chantigny MH, Angers DA, Rochette P. 2002. Fate of carbon and nitrogen from animal manure and crop residues in wet and cold soils. *Soil Biol Biochem.* 34:509-517.
- Chantigny MH, Angers DA, Prévost D, Simard RR, Chalifour FP. 1999. Dynamics of soluble organic C and C mineralization in cultivated soils with varying N fertilization. *Soil Biol Biochem.* 31:543-550.
- Chen W, Chang AC, Wu L. 2007. Assessing long-term environmental risks of trace elements in phosphate fertilizers. *Ecotox Environ Safe.* 67:48-58.
- Chirinda N, Olesen JE, Porter JR, Schjøning P. 2010. Soil properties, crop production and greenhouse gas emissions from organic and inorganic fertilizer-based arable cropping systems. *Agric ecosystem environ.* 139:584-594.
- Chytrý M, Hejcman M, Hennekens SM, Schellberg J. 2009. Changes in vegetation types and Ellenberg indicator values after 65 years of fertilizer application in the Rengen Grassland Experiment, Germany. *Appl Vegetat Sci.* 12:167-176.
- Isselstein J, Jeangros B, Pavlu V. 2005. Agronomic aspects of biodiversity targeted management of temperate grasslands in Europe—a review. *Agron Res.* 3:139-151.
- Jacobson M, Charlson RJ, Rodhe H, Orians GH. 2000. *Earth System Science: from biogeochemical cycles to global changes (Vol. 72).* Academic Press, London, 527 p.
- Jančovič J, Vozár E, Bačová S, Kovár P. 2012. Changes of agrochemical properties of cambisol under grassland after abandonment. *Acta Univer Agric Silvic Mendel Brun.* 60:61-68.
- Jančovič J, Vozár E, Jančovičová E, Petříková S. 2004. Effect of fertilization renovation on the production capacity of permanent grassland. *Plant Soil Environ.* 50:129-133.
- Jančovič J, Vozár E, Slamka P. 2002. Vplyv dlhodobého hnojenia trávnych porastov a jeho absencie na zmeny niektorých agrochemických vlastností pôdy. *Agrochémia.* 42:15-19.
- Janssens F, Peeters A, Tallwin JRB, Bakker JP, Bekker RM, Fillat F, Oomes MJM. 1998. Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. *Plant Soil.* 202:69-78.
- Jalali M, Khanlari ZV. 2008. Effect of aging process on the fractionation of heavy metals in some calcareous soils of Iran. *Geoderma.* 143:26-40.

- Jiao W, Chen W, Chang AC, Page AL. 2012. Environmental risks of trace elements associated with long-term phosphate fertilizers applications: a review. *Environ Poll.* 168:44-53.
- Jokela WE, Grabber JH, Karlen DL, Balsler TC, Palmquist DE. 2009. Cover crop and liquid manure effects on soil quality indicators in a corn silage system. *Agron J.* 101:727-737.
- Kabata-Pendias A. 2004. Soil-plant transfer of trace elements-an environmental issue. *Geoderma.* 122:143-149.
- Kabata-Pendias A, Pendias H. 1992. Trace metals in soils and plants. CRC Press, Boca Raton, Fla, USA.
- Kalbitz K, Schmerwitz J, Schwesig D, Matzner E. 2003. Biodegradation of soil-derived dissolved organic matter as related to its properties. *Geoderma.* 113:273-291.
- Ketterings QM, Godwin G, Kilcer TF, Barney P, Hunter M, Cherney JH, Beer S. 2006. Nitrogen, phosphorus, potassium, magnesium and calcium removal by brown midrib sorghum sudangrass in the northeastern USA. *Agron Crop Sci.* 192:408-416.
- Klír J. 2006. Současná a připravovaná legislativa používání hnojiv. Eds. Růžek P, Pišánová J. In: *Nové trendy v používání dusíkatých hnojiv. Sborník příspěvků z konference, VÚRV, v.v.i., Praha, str. 44-47.*
- Klír J, Kunzová E, Čermák P. 2007. Rámcová metodika výživy rostlin a hnojení. VÚRV, v.v.i., Praha, 40 s.
- Klír J. 2015. Příprava změn v nitrátové směrnici od roku 2016. Online. Cit. 22.06.2016. Dostupné z: http://www.kis-olomoucky.cz/documents_art/2601.pdf
- Kohoutek A, Odstrčilová V, Nerušil P, Komárek P. 2007. Obnova trvalých travních porostů v LFA. VÚRV, v.v.i., Praha, 24 s.
- Kolář L. 1997. Úloha organické hmoty v půdě. Eds. Vaněk V. Sborník z konference: Úloha organických hnojiv v současném zemědělství, konané 29.1.1997, Praha, ČZU.
- Kolář L, Gergel J, Ledvina R, Kužel S, Šindelářová M. 2000. Agrochemical characteristics of soils in mountain and submontane areas of south-east Šumava. *Rost Výroba.* 46:533-542.
- Kolář L, Kužel S, Horáček J, Čechová V, Borová-Batt J, Peterka J. 2009. Labile fractions of soil organic matter, their quantity and quality. *Plant Soil Environ.* 55:245-251.
- Kollárová M, Altmann V, Jelínek A, Plíva P. 2008. Zásady pro zpracování zbytkové biomasy z údržby TTP. VÚZT, v.v.i., Praha, 35 s.
- Körschens M, Schulz E, Behm R. 1990. HeiBwasserlöslicher C und N im Boden als Kriterium für das N-Nachlieferungsvermögen. *Zbl Mikrobiol.* 145:305-311.
- Kuzyakov Y. 2002. Review: factors affecting rhizosphere priming effects. *J Plant Nutr Soil Sc.* 165:382-396.
- Kvapilík J. 2012. Současný stav a perspektivy využívání trvalých travních porostů v ČR. In: Kohoutek A, Pozdíšek J. (eds) *Trvale udržitelné systémy obhospodařování travních porostů v České republice a jejich perspektiva. Sborník z vědecké konference ve VÚCHS, Rapotín, 8. Listopad, 5-18.*
- Kvapilík J, Kohoutek A. 2009. Chov přežvýkavců a trvalé travní porosty. VÚŽV a VÚRV, Praha, 25 s.
- Kvapilík J, Růžička Z, Bucek P. 2015. Ročenka-Chov skotu v České republice. Hlavní výsledky a ukazatele za rok 2014. Cit. 7.6.2016 Online. Dostupné z: <http://www.cmsch.cz/store/rocenka-chovu-skotu-2014.pdf>
- Lal R. 1993. Tillage effects on soil degradation, soil resilience, soil quality, and sustainability. *Soil Tillage Res.* 27:1-8.
- Lal R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science.* 304:1623-1627.
- Lanta V, Doležal J, Lantová P, Kelišek J, Mudrák O. 2009. Effects of pasture management and fertilizer regimes on botanical changes in species-rich mountain calcareous grassland in Central Europe. *Grass Forage Sci.* 64:443-453.
- Lee TM, Lai HY, Chen ZS. 2004. Effect of chemical amendments on the concentration of cadmium and lead in long-term contaminated soils. *Chemosphere.* 57:1459-1471.
- Leinweber, P, Schulten HR, Körschens M. 1995. Hot water extracted organic matter: chemical composition and temporal variations in a long-term field experiment. *Biol Fertil Soils.* 20:17-23.
- Leroy BLM, Herath MMSK, De Neve S, Gabriels D, Bommele L, Reheul D, Moens M. 2008. Effect of vegetable, fruit and garden (VFG) compost on soil physical properties. *Com Sci Util.* 16:43-51.
- Li XG, Li FM, Zed R, Zhan ZY. 2007. Soil physical properties and their relations to organic carbon pools as affected by land use in an alpine pastureland. *Geoderma.* 139:98-105.
- Lynch DH, Voroney RP, Warman PR. 2005. Soil physical properties and organic matter fractions under forages receiving composts, manure or fertilizer. *Com Sci Util.* 13:252-261.
- Ma Y, Lombi E, Oliver IW, Nolan AL, McLaughlin MJ. 2006. Long-term aging of copper added to soils. *Environ Sci Tech.* 40:6310-6317.
- Mäder P, Fliessbach A, Dubois D, Gunst L, Fried P, Niggli U. 2002. Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science.* 296:1694-1697.
- Maiksteniene S, Kristaponyte I, Masilionyte L. 2008. Effect of long-term application of different fertilization on the fertility of gleyic cambisol. *Lat J Agron.* 11:244-249.
- Maillard É, Angers DA. 2014. Animal manure application and soil organic carbon stocks: A meta-analysis. *Global Chang Biol.* 20:666-679.

- Martin JAR, Arias ML, Corbi JMG. 2006. Heavy metals contents in agricultural topsoils in the Ebro basin (Spain). Application of the multivariate geostatistical methods to study spatial variations. *Environ Poll.* 144:1001-1012.
- Martin-Neto L, Rosell R, Sposito G. 1998. Correlation of spectroscopic indicators of humification with mean annual rainfall along a temperate grassland climosequence. *Geoderma.* 81:305-311.
- McBratney A, Field DJ, Koch A. 2014. The dimensions of soil security. *Geoderma.* 213:203-213.
- McBride MB, Richards BK, Steenhuis T, Russo JJ, Sauvé S. 1997. Mobility and solubility of toxic metals and nutrients in soil fifteen years after sludge application. *Soil Sci.* 162:487-500.
- McTiernan KB, Jarvis SC, Scholefield D, Hayes MHB. 2001. Dissolved organic carbon losses from grazed grasslands under different management regimes. *Water Res.* 35:2565-2569.
- Mellek JE, Dieckow J, Da Silva VL, Favaretto N, Pauletti V, Vezzani FM, De Souza JLM. 2010. Dairy liquid manure and no-tillage: Physical and hydraulic properties and carbon stocks in a Cambisol of Southern Brazil. *Soil Till Res.* 110:69-76.
- Mench MJ. 1998. Cadmium availability to plants in relation to major long-term changes in agronomy systems. *Agric Ecosyst Environ.* 67:175-187.
- Mitchell RJ, Auld MH, Le Duc MG, Robert MH. 2000. Ecosystem stability and resilience: a review of their relevance for the conservation management of lowland heaths. *Per Plant Ecol Evol Syst.* 3:142-160.
- Mládek J, Pavlů V, Hejčman M, Gaisler J. 2006. Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích. *VÚRV Praha*, 104 s.
- Mládková P, Mládek J, Hejduk S, Hejčman M, Cruz P, Jouany C, Pakeman RJ. 2015. High-nature-value grasslands have the capacity to cope with nutrient impoverishment induced by mowing and livestock grazing. *J Appl Ecol.* 52:1073-1081.
- Moudrý J, Friebe L, Konvalina P. 2012. Farming of grasslands and usage of agroenvironmental programs in organic farming in Czech Republic. *Acta Univ Bohem Merid.* 11:59-64.
- Murphy DV, Macdonald AJ, Stockdale EA, Goulding KWT, Fortune S, Gaunt JL, Wilmer WS. 2000. Soluble organic nitrogen in agricultural soils. *Biol Fertil Soils.* 30:374-387.
- Murphy PNC, Stevens RJ, Christie P. 2005. Long-term application of animal slurries to grassland alters soil cation balance. *Soil Use Manage.* 21:240-244.
- MZe 2016a. Metodika k provádění nařízení vlády č.72/2015 Sb., o podmínkách poskytování plateb pro oblasti s přírodními nebo jinými zvláštními omezeními, ve znění pozdějších předpisů pro rok 2016. *Mze Praha*, 20 s.
- MZe 2016b. Zpráva o stavu zemědělství ČR za rok 2014. Zelená zpráva. Cit. 17.6.2016. Online. <http://eagri.cz/public/web/mze/ministerstvo-zemedelstvi/vyrocní-a-hodnotící-zpravy/zpravy-o-stavu-zemedelstvi/zelena-zprava-2014.html>
- Narwal RP, Singh BR. 1998. Effect of organic materials on partitioning, extractability and plant uptake of metals in an alum shale soil. *Water Air Soil Pollut.* 103:405-421.
- Nelson DW, Sommers LE. 1982. Methods of soil analysis. Part 2. ASA, SSSA Publ., Madison Wisconsin.
- Nelson SD, Uckoo RM, Esquivel H, Enciso JM, Jones K. 2008. Compost Effects in "Rio Red" Grapefruit Production on a Heavy Textured Soil. *Dynamic Soil, Dynamic Plant.* 2:67-71.
- Németh T, Magyar M, Csathó P, Osztóics E, Baczó G, Holló S, Németh I. 2002. Long-term field evaluation of phosphate rock and superphosphate use strategies in acid soils of Hungary: Two comparative field trials. *Nutr Cycl Agroecosyst.* 63:81-89.
- Niinemets Ü, Kull K. 2005. Co-limitation of plant primary productivity by nitrogen and phosphorus in a species-rich wooded meadow on calcareous soils. *Acta Oecologica*, 28:345-356.
- Nziguheba G, Smolders E. 2008. Inputs of trace elements in agricultural soils via phosphate fertilizers in European countries. *Sci Total Environ.* 390:53-57.
- Nyiraneza J, Chantigny MH, N'Dayegamiye A, Laverdière MR. 2009. Dairy cattle manure improves soil productivity in low residue rotation systems. *Agron J.* 101:207-214.
- O'Rourke SM, Angers DA, Holden NM, McBratney AB. 2015. Soil organic carbon across scales. *Global Chang Biol.* 21:3561-3574.
- Pavlíková D, Balík J, Száková J, Tlustoš P. 1997. Využití huminových kyselin pro omezení příjmu kadmia a arsenu rostlinami. In: Úloha organických hnojiv v současném zemědělství. ČZU Praha, 96-101.
- Pan J, Plant JA, Voulvoulis N, Oates CJ, Ihlenfeld C. 2010. Cadmium levels in Europe: implications for human health. *Environ Geochem Health.* 32:1-12.
- Pavlů V, Gaisler J, Pavlů L, Hejčman M, Ludvíková V. 2012. Effect of fertiliser application and abandonment on plant species composition of *Festuca rubra* grassland. *Acta oecologica.* 45:42-49.
- Pätzold S, Hejčman M, Barej J, Schellberg J. 2013. Soil phosphorus fractions after seven decades of fertilizer application in the Rengen Grassland Experiment. *J Plant Nutrit Soil Sci.* 176:910-920.

- Pennings SC, Clark CM, Cleland EE, Collins SL, Gough L, Gross KL, Suding KN. 2005. Do individual plant species show predictable responses to nitrogen addition across multiple experiments?. *Oikos*. 110:547-555.
- Plaza C, Garcia Gil IC, Polo A. 2005. Effects of pig slurry application on soil chemical properties under semiarid conditions. *Agrochimica*. 49:87-92.
- Podlešáková E, Němeček J, Syrový V, Lhotský J, Macurová H, Ivánek O, Hudcová O, Voplakal K, Hálová G, Blahovec F. 1992. Rozbory půd vod a rostlin. VÚMOP, Praha, 259.
- Pokorný E, Šarapatka B. 2003. Půdoznalství pro ekozemědělce. Ministerstvo zemědělství ČR v Ústavu zemědělských a potravinářských informací.
- Pokorný E, Šarapatka B, Hejátková K. 2007. Hodnocení kvality půdy v ekologicky hospodařícím podniku. Metodická pomůcka. Zera, Náměšť nad Oslavou, 29 s.
- Pollák Š, Rogožníková A. 2013. Effect of specific compost application on immobility soil carbon in permanent grasslands. In *Ekológia Trávneho Porastu VIII*. Banská Bystrica, Slovakia, 19-20 March 2013. (pp. 90-96). Centrum Výskumu Rastlinnej Výroby Piešťany.
- Pospíšilová L, Petrášová V, Pokorný E, Škarpa P, Bjelková M, Fiala K. 2008. Charakteristika půdních podmínek a popisy půdních profilů na vybraných pozemcích. Mendelu, Agrovýzkum, Agritec. 21s.
- Pospíšilová L, Tesařová M. 2009. Organický uhlík obhospodařovaných půd. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Brno, 42 s.
- Pospíšilová L, Škarpa P, Konečná M. 2011. Different carbon fractions in soils and their relationship with trace elements content. *J Life Sci*. 5:316-321.
- Powlson DS, Bhogal A, Chambers BJ, Coleman K, Macdonald AJ, Goulding KWT, Whitmore AP. 2012. The potential to increase soil carbon stocks through reduced tillage or organic material additions in England and Wales: a case study. *Agr Ecosyst Environ*. 146:23-33.
- Pozdíšek J, Mikyska F, Loučka R, Bjelka M. 2008. Metodická příručka pro chovatele k výrobě konzervovaných krmiv (siláží) z víceletých pícnin a trvalých travních porostů. VÚCHS, s.r.o., Rapotín, 38 s.
- Prochnow LI, Plese LM, Abreu MF. 2001. Bioavailability of cadmium contained in single superphosphates produced from different Brazilian raw materials. *Commun Soil Sci Plant Anal*. 32:283-294.
- Puget P, Angers DA, Chenu C. 1999. Nature of carbohydrates associated with water-stable aggregates of two cultivated soils. *Soil Biol Biochem*. 31:55-63.
- Qiu L, Zhu J, Zhu Y, Hong Y, Wang K, Deng J. 2013. Land use changes induced soil organic carbon variations in agricultural soils of Fuyang County, China. *J Soils Sediments*. 13:981-988.
- Quitt E. 1975. Klimatické oblasti ČSR, Mapa 1: 500 000. Geografický ústav ČSAV Brno.
- Rawls WJ, Pachepsky YA, Ritchie JC, Sobecki TM, Bloodworth H. 2003. Effect of soil organic carbon on soil water retention. *Geoderma*. 116:61-76.
- Renčo M, Sasanelli N, D'Addabbo T, Papajova I. 2010. Soil nematode community changes associated with compost amendments. *Nematology*. 12:681-692.
- Richter R, Hlušek J. 2003. Půdní úrodnost. Ústav zemědělských a potravinářských informací.
- Rochette P, Gregorich EG. 1998. Dynamics of soil microbial biomass C, soluble organic C and CO₂ evolution after three years of manure application. *Can J Soil Sci*. 78:283-290.
- Ross SM. 1994. Toxic metals in soil-plant systems. John Wiley and Sons, Chichester, 453 s.
- Roy A, Souček J, Plíva P, Hanč A. 2014. Energetické využití kompostů. *AgritechScience*. 8:1-4.
- Ryant P, Skládánka J. 2004. Výživa a hnojení trvalých travních porostů. Sborník přednášek z mezinárodní konference a setkání chovatelů Ovce – kozy Seč 2004, Seč 19.-20. 11. 2004, 16-22.
- Ryals R, Kaiser M, Torn MS, Berhe AA, Silver WL. 2014. Impacts of organic matter amendments on carbon and nitrogen dynamics in grassland soils. *Soil Biol Biochem*. 68:52-61.
- Sadovnikova L, Otabbong E, Iakimenko O, Nilsson I, Persson J, Orlov D. 1996. Dynamic transformation of sewage sludge and farmyard manure components. 2. Copper, lead and cadmium forms in incubated soils. *Agr Ecosyst Environ*. 58:127-132.
- Sainju UM, Senwo ZN, Nyakatawa EZ, Tazisong IA, Reddy KC. 2008. Soil carbon and nitrogen sequestration as affected by long-term tillage, cropping systems, and nitrogen fertilizer sources. *Agr Ecosyst Environ*. 127:234-240.
- Salazar F, Martínez-Lagos J, Alfaro M, Misselbrook T. 2012. Low nitrogen leaching losses following a high rate of dairy slurry and urea application to pasture on a volcanic soil in Southern Chile. *Agr Ecosyst Environ*. 160:23- 28.
- Sammul M, Kull K, Tamm A. 2003. Clonal growth in a species-rich grassland: results of a 20-year fertilization experiment. *Folia Geobot*. 38:1-20.
- Sáňka M, Materna J. 2004. Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR. MŽP.
- Scott JT, Lambie SM, Stevenson BA, Schipper LA, Parfitt RL, McGill AC. 2015. Carbon and nitrogen leaching under high and low phosphate fertility pasture with increasing nitrogen inputs. *Agr Ecosyst Environ*. 202:139-147.

- Scotton M, Piccinin L, Dainese M, Sancin F. 2009. Seed production of an *Arrhenatherion elatioris* hay-meadow in the eastern Italian Alps. *Grass Forage Sci.* 64:208-218.
- Siebielec G, Stuczynski T, Korzeniowska-Puculele R. 2006. Metal bioavailability in long-term contaminated Tarnowskie Gory soils. *Pol J Environ Stud.* 15:121-129.
- Singh S, Mishra R, Singh A, Ghoshal N, Singh KP. 2009. Soil physicochemical properties in a grassland and agroecosystem receiving varying organic inputs. *Soil Sci Soc Am J.* 73:1530-1538.
- Shand CA, Williams BL, Smith S, Young ME. 2000. Temporal changes in C, P and N concentrations in soil solution following application of synthetic sheep urine to a soil under grass. *Plant Soil*, 222:1-13.
- Schellberg J, Moseler BM, Kuhbauch W, Rademacher IF. 1999. Long-term effects of fertilizer on soil nutrient concentration, yield, forage quality and floristic composition of a hay meadow in the Eifel mountains, Germany. *Grass Forage Sci.* 54:195-207.
- Schröder W, Pesch R, Englert C, Harmens H, Suchara I, Zechmeister HG, Thöni L, Maňkiovská B, Jeran Z, Grodzinka K, Alber R. 2008. Metal accumulation in mosses across national boundaries: uncovering and ranking causes of spatial variation. *Environ Pollut.* 151:377-388.
- Shuman LM. 1999. Organic waste amendments effect on zinc fractions of two soils. *J Environ Qual.* 28:1442-1447.
- Slejška A, Honzík R, Ust'ak S, Hodek T. 2009. Vlastnosti a složení zahradních kompostů v České republice. *Biom.cz* [online]. 2009-10-07 [cit. 2016-07-01]. Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/vlastnosti-a-slozeni-zahradnich-kompostu-v-ceske-republice>>.
- Smith KA, Jackson DR, Withers PJA. 2001. Nutrient losses by surface run-off following the application of organic manures to arable land. 2. Phosphorus. *Environ Pollut.* 112:53-60.
- Smith KA, Beckwith CP, Chalmers AG, Jackson DR. 2002. Nitrate leaching following autumn and winter application of animal manures to grassland. *Soil Use Manage.* 18:428-434.
- Smith RS, Shiel RS, Bardgett RD, Millward D, Corkhill P, Evans P, Quirk H, Hobbs PJ, Kometa ST. 2008. Long-term change in vegetation and soil microbial communities during the phased restoration of traditional meadow grassland. *J Appl Ecol.* 45:670-679.
- Spiegelberger T, Hegg O, Matthies D, Hedlund K, Schaffner U. 2006. Long-term effects of short-term perturbation in a subalpine grassland. *Ecology.* 87:1939-1944.
- Sotáková S. 1982. Organická hmota a úrodnost' půdy. 1. vyd. Bratislava, Příroda, 234 s.
- Söderström BO, Svensson B, Vessby K, Glimskär A. 2001. Plants, insects and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors. *Biodivers Conserv.* 10:1839-1863.
- Soussana JF, Loiseau P, Vuichard N, Ceschia E, Balesdent J, Chevallier T, Arrouays D. 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use Manage.* 20:219-230.
- StatSoft Inc. 2011. STATISTICA (data analysis software system), verze 10, Tulsa, USA. www.statsoft.com.
- Strosser E. 2010. Methods for determination of labile soil organic matter: an overview. *J Agrobiol.* 27:49-60.
- Suchara I, Sucharová J, Holá M. 2015. Spatiotemporal Changes in Atmospheric Deposition Rates Across The Czech Republic Estimated in The Selected Biomonitoring Campaigns. Examples of Results Available For Landscape Ecology and Land Use Planning. *J Lands Ecol.* 8:10-28.
- Szombathová N, Macák M., Candráková, E. (2008). Soil organic matter characteristics in nature reserve Žitavský WETLAND-NATURA 2000 Site. *J Central Europ Agric.* 9:419-424.
- Šarapatka B. 2010. Agroekologie: východiska pro udržitelné zemědělské hospodaření. Bioinstitut, o.p.s., Olomouc, 440 s.
- Šarapatka B. 2014. Pedologie a ochrana půdy. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc, 232 s.
- Šarapatka B, Dlapa P, Bedrna Z. 2002. Kvalita a degradace půdy. Univerzita Palackého v Olomouci, s. 246.
- Šarapatka B, Hejduk S, Čížková S. 2005. Trvalé travní porosty v ekologickém zemědělství. PRO-BIO, Šumperk, 24 s.
- Šarapatka B, Urban J. 2006. Ekologické zemědělství v praxi, PRO-BIO Šumperk, 502 p.
- Šichorová K, Tlustoš P, Száková J, Kořínek K, Balík J. 2004. Horizontal and vertical variability of heavy metals in the soil of a polluted area. *Plant Soil Environ.* 50:523-534.
- Šimon T. 2008. The influence of long-term organic and mineral fertilization on soil organic matter. *Soil Water Res.* 3:41-51.
- Šimon T, Czako A. 2014. Influence of long-term application of organic and inorganic fertilizers on soil properties. *Plant Soil Environ.* 7:14-319.
- 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. *Ecol Chem Eng.* 18:1347-1354.
- Štolbová M, Kučera J. 2013. Co může znamenat pro českou republiku nová definice méně příznivých oblastí. *Bulletin ÚZEI, Ústav zemědělské ekonomiky a informací*, 2, 21 s.
- Takáč P, Szabová T, Kozáková L, Benková M. 2009. Heavy metals and their bioavailability from soils in the long-term polluted Central Spíš region of SR. *Plant Soil Environ.* 55:167-172.

- Tejada M, Gonzalez JL. 2008. Influence of two organic amendments on the soil physical properties, soil losses, sediments and runoff water quality. *Geoderma*, 145:325-334.
- Tilman D, Reich PB, Knops JM. 2006. Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment. *Nature*. 441:629-632.
- Throop HL, Archer SR, Monger HC, Waltman S. 2012. When bulk density methods matter: Implications for estimating soil organic carbon pools in rocky soils. *J Arid Environ*. 77:66-71.
- Tlustoš P, Hejčman M, Hůlka M, Patáková M, Kunzová E, Száková J. 2016. Mobility and plant availability of risk elements in soil after long-term application of farmyard manure. *Env Sci Pollut Res*. 23:561-572.
- Tlustoš P, Száková J, Kořínek K, Pavlíková D, Hanč A, Balík J. (2006). The effect of liming on cadmium, lead, and zinc uptake reduction by spring wheat grown in contaminated soil. *Plant Soil Environ*, 52:16.
- Tomaškin J, Tomaškinová J, Kmeťová J, Drimal M. 2013. The concentration of heavy metals in grassland ecosystems of the Central Slovakia national parks. *Carpath J Earth Envi Sci*. 8:35-40.
- Tremlová J, Száková J, Tlustoš P. 2010. An assessment of possible effect of risk elements contained in soil on human organism. *Chem Listy*. 104:349-352.
- Tripolskaja L, Verbyliene I. 2014. The effect of different forms of nitrogen fertilizers on nitrogen leaching. *Zemdirbyste-Agric*. 101:243–248
- Troeh FR, Thompson LM. 2005. *Soils and soil fertility*. Ames: Blackwell.
- Uprety D, Hejčman M, Száková J, Kunzová E, Tlustoš P. 2009. Concentration of trace elements in arable soil after long-term application of organic and inorganic fertilizers. *Nutr Cycl Agroecosys*. 85:241-252.
- Váchalová R, Kolář L, Kobes M, Váchal J. 2013. The effect of grassland management practices on differentiation of soil organic matter fraction. *Advan Crop Sci*. 3:2322-4282.
- Vaněk V, Kolář L, Pavlíková D. 2009. Úloha organické hmoty v půdě. Eds. Vaněk V. In: *Racionální použití hnojiv zaměřené na půdní úrodnost, organickou hmotu v půdě a použití statkových a minerálních hnojiv*. Sborník z XV. mezinárodní konference, Praha, 26.11.2009, 151 s.
- Váňa J. 2002. Kompostování biodegradabilních odpadů v České republice. *Biom.cz* [online]. 2002-02-13 [cit. 2016-06-22]. Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/kompostovani-biodegradabilnich-odpadu-v-ceske-republice>>.
- Verlinden G, Coussens T, De Vliegheer A, Baert G, Haesaert G. 2010. Effect of humic substances on nutrient uptake by herbage and on production and nutritive value of herbage from sown grass pastures. *Grass Forage Scie*. 65:133-144.
- Vrba V, Huleš L. 2007. Humus - půda - rostlina (15) Minerální hnojiva. *Biom.cz* [online]. 2007-04-06 [cit. 2016-06-22]. Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/humus-puda-rostlina-15-mineralni-hnojiva>>.
- Walker DJ, Clemente R, Bernal MP. 2004. Contrasting effects of manure and compost on soil pH, heavy metal availability and growth of *Chenopodium album* L. in a soil contaminated by pyritic mine waste. *Chemosphere*, 57: 215-224.
- Wang HY, Zhou JM, Chen XQ, Li ST, Du CW, Dong CX. 2003. Interaction of NPK fertilizers during their transformation in soils: Dynamic changes of soil pH. *Pedosphere*. 13: 257-262.
- Weigel A, Eustice T, Van Antwerpen R, Naidoo G, Schulz E. 2011. Soil organic carbon (SOC) changes indicated by hot water extractable carbon (HWEC). *Proc South Afr Sugarcane Technol Assoc*. 84:210-222.
- Yaalon DH, Arnold RW. 2000. Attitudes toward soils and their societal relevance: then and now. *Soil Sci*. 165:5-12.
- You SJ, Yin Y, Allen HE. 1999. Partitioning of organic matter in soils: effects of pH and water/soil ratio. *Sci Total Environ*. 227:155-160.
- Zhengchao Z, Zhuoting G, Zhouping S, Fuping Z. 2013. Effects of long-term repeated mineral and organic fertilizer applications on soil organic carbon and total nitrogen in a semi-arid cropland. *Eur J Agron*. 45:20-26.
- Zsolnay A, Görlitz H. 1994. Water extractable organic matter in arable soils: effects of drought and long-term fertilization. *Soil Biol Biochem*. 26:1257-1261.
- Zbírál J. 2002. *Analýza půd I: Jednotné pracovní postupy*. ÚKZÚZ, 2. Vyd. Brno, 197 s.
- Zbírál J. 2003. *Analýza půd II, jednotné pracovní postupy*. 2. vyd. Brno: ÚKZÚZ, 224 s.
- Zbírál J, Honsa I, Malý S, Čížmár D. 2004. *Jednotné pracovní postupy – Analýza půd III*. ÚKZÚZ Brno. 199 s.

9. Přílohy I, II, III

Příloha I

Bilošová H, Šarapatka B, Štýbnarová M, Mičová P, Svozilová M. 2017. Nitrogen leaching from grassland ecosystems managed with organic fertilizers at different stocking rates. Archives of Agronomy and Soil Science, DOI 10.1080/03650340.2017.1289373.

Příloha II

Karabcová H, Pospíšilová L, Fiala K, Škarpa P, Bjelková M. 2015. Effect of organic fertilizers on soil organic carbon and risk trace elements content in soil under permanent Grassland. Soil and Water Research. 10:228-235.

Příloha III

Štýbnarová M, Hakl J, **Bilošová H**, Mičová P, Látal O, Pozdíšek J. 2016. Effect of cutting frequency on species richness and dry matter yield of permanent grassland after grazing cessation. Archives of Agronomy and Soil Science. 62:1182-1193.

Nitrogen leaching from grassland ecosystems managed with organic fertilizers at different stocking rates

Hana Bilošová^a, Bořivoj Šarapatka^b, Marie Štýbnarová^a, Pavlína Mičová^a and Marie Svozilová^a

^aAgrovýzkum Rapotín Ltd., Víkřovice, Czech Republic; ^bDepartment of Ecology and Environmental Sciences, Palacký University Olomouc, Olomouc, Czech Republic

ABSTRACT

This study shows the effect of organic fertilizers at different stocking rates, on nitrogen (N) leaching, measured using zero-tension lysimeters under undisturbed grassland soil. The experiment included two organic fertilizer types – cow dung with dung water (D) and slurry (S), both at a range of stocking rates: 0.9 LU (livestock unit) ha⁻¹, 1.4 LU ha⁻¹, 2.0 LU ha⁻¹ (corresponding to 54, 84 and 120 kg N ha⁻¹, respectively) and a control (C) treatment. In percolated water, the contents of ammonia nitrogen (NH₄⁺-N) and nitrate nitrogen (NO₃⁻-N) were studied. The average concentration of NH₄⁺-N ranged from 0.91 to 1.44 mg l⁻¹ on fertilized plots compared to 0.55 mg l⁻¹ on the control plot. The average concentration of NO₃⁻-N ranged from 5.2 to 9.5 mg l⁻¹ on fertilized plots compared to 3.2 mg l⁻¹ on the control plot. The results of this study showed that the use of organic fertilizers at chosen stocking rates influenced N leaching, but the concentration of N did not exceed the limits for drinking water permitted by Czech legislation. Stocking rates at 2.0 LU ha⁻¹ and below do not result in elevated N concentrations in percolated water that pose environmental threat.

ARTICLE HISTORY

Received 18 May 2016
Accepted 26 January 2017

KEYWORDS

Grassland; percolated water; nitrogen leaching; organic fertilizers

Introduction

Permanent grassland is a very important and precious feature of the landscape in European countries. Permanent grassland in the Czech Republic occupies 950,000 ha and represents 23% of total agricultural land. Grassland is most suitable for agricultural production in less favourable areas (LFA) with the worst conditions for agriculture.

A typical characteristic of fertilizers is that they affect (directly and indirectly) the growth and development of plants, yield and crop quality (Nyiraneza et al. 2009). Animal manure is particularly important in LFA which have a low proportion of arable land and a high proportion of grassland. Therefore, in these areas, animal manure is essential for the nutrient cycle. Inappropriate management of grazing and fertilizer application can increase N leaching loss to water, soil and air (Salazar et al. 2012; Liu et al. 2014). In a number of EU member states, legislation has already been introduced to limit the amount of nitrate concentration leached into the water in response to Nitrates Directive 91/676/ECC.

A permanent supply of organic manure can influence the conversion and content of N in the rhizosphere and subsequent leaching of NO₃⁻-N (Haynes Naidu 1998). Smith et al. (2002) claimed that it is important to examine how NO₃⁻-N loss from grassland areas, especially from animal manures, one of the major potential sources of NO₃⁻-N, can be minimized. Agricultural production

has been identified as the main source of NO_3^- -N pollution of ground and surface waters (Feaga et al. 2010; Parfitt et al. 2013). Fiala (2007) and Van Der Lann et al. (2014) described the impact of farming practices on N concentration in the topsoil of grassland.

Numerous studies on the effects of grazing pastures on N leaching have been carried out (Scholefield et al. 1993; Jarvis Ledgard 2002; McGovern et al. 2014; Scott et al. 2015). Núñez et al. (2010) found that N loss was 10% greater in frequent grazing (lower herbage availability) treatments in comparison with infrequent grazing (greater herbage availability) treatments. The impact of agricultural practices (Randall & Mulla 2001) and different types of animal fertilizer (Di & Cameron 2002; Smith et al. 2002) on NO_3^- -N leaching has previously been reported. An increase in NH_4^+ -N with an increasing rate of animal manure was observed by Piovesan et al. (2009). Similar findings were confirmed by Kayser et al. (2015) who demonstrated that the amount of N input relates to a significant effect on nitrate leaching. In temperate grassland, N leaching may be influenced by management practices and plant diversity (Jones et al. 2005). Besides having a direct effect on plant N uptake, plant diversity may also affect N leaching indirectly through microbial immobilization (Hoefl et al. 2014).

Controlling N leaching can be a challenge for farmers because it requires simultaneous management of two essentials of plant growth: N and water. Appropriate nutrient management can greatly reduce the risk of N leaching loss. This includes consideration of source and rate of fertilizers, vegetation, climatic and soil conditions. The primary goal of our lysimetric measurements on the basis of analysis of percolated water was to monitor nutrient movement, especially N in the soil. The objectives of this study were (1) to evaluate and characterize leaching of N forms as affected by organic fertilizer (slurry, cow dung with dung water) application that represent different stocking rates and (2) to specify the environmental risks involved with this type of management.

Materials and methods

Site description

Monitoring of N leaching in soil water was carried out on plots at the Institute for Cattle Breeding in Rapotín (50°00'32" N and 17°00'83" E) in 2005–2010. The site is located in the northwest part of Moravia in the Czech Republic. The average annual air temperature is 7.7°C and the average annual rainfall is 693 mm (Table 1). The area is situated at 400 m above sea level and is part of the geomorphological division of Hrubý Jeseník. The soil is sandy-loam Cambisol with horizons Am-Bv-Bv/Cc-Cc. Table 2 shows the agrochemical parameters of soil horizons. The locality is characterized by semi-natural permanent grassland with the following predominant species: *Dactylis glomerata*, *Poa pratensis*, *Lolium perenne*, *Taraxacum* sect. *Ruderalia* and *Trifolium repens*.

Table 1. Total monthly rainfall (mm) during observation period.

Year	Month												Total
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	
2005	90	45	28	24	76	50	78	69	19	56	120	75	730
2006	36	64	63	62	85	90	41	125	23	31	74	33	727
2007	86	47	40	4	66	62	87	68	68	36	67	40	670
2008	69	14	91	34	71	93	96	78	19	31	44	20	661
2009	37	56	70	16	67	89	121	35	11	78	41	68	689
2010	63	45	28	26	177	69	135	129	93	6	74	55	898

Source: Data provided by the Czech Hydrometeorological Institute.

Table 2. Agrochemical soil properties of the experimental area (sandy-loam Cambisol with horizons Am-Bv/Bv/Cc-Cc; means from three samples).

Horizon	pH _{KCl}	C _{org}		N (g kg ⁻¹)	P (mg kg ⁻¹)	K (mg kg ⁻¹)	Ca (mg kg ⁻¹)	Mg (mg kg ⁻¹)	Bulk density (g m ⁻³)	Porosity (%)	Water retention capacity (%)
		(%)	C:N								
Am	4.6 (0.57)	1.3 (0.11)	10.0 (1.17)	1.3 (0.23)	53 (10)	109 (26)	1799 (169)	124 (26)	1375 (65)	49 (13)	32 (13)
Bv	4.6 (0.6)	0.7 (0.12)	9.5 (1.06)	0.8 (0.12)	78 (13)	62 (12)	1442 (125)	97 (31)	1462 (59)	46 (11)	29 (12)
Bv/Cc	4.6 (0.49)	0.3 (0.10)	8.4 (0.93)	0.4 (0.05)	27 (6)	53 (13)	1753 (203)	131 (38)	1501 (68)	43 (8)	27 (6)
Cc	4.4 (0.56)	0.2 (0.05)	10.5 (1.23)	0.2 (0.03)	29 (11)	45 (9)	1875 (245)	166 (47)	–	–	–

Numbers in brackets denote standard deviations ($n = 3$).

pH_{KCl} = pH provided in KCl solution; C_{org} = organic carbon; macronutrients (P, K, Ca, Mg) provided in Mehlich III solution; N = total nitrogen in soil provided by Kjeldahl method.

Experimental design

In spring 2005, experimental plots with cow slurry (S) (partially fermented mixture of solid and liquid livestock excrement and feed residues with water) and a combination of cow dung (D) (solid dung) and dung water (liquid dung – fermented urine of livestock) were established in a completely randomized block design with four replicates and seven treatments. The treatments represented two types of animal fertilizer application with different stocking rates and a control (C) treatment without any fertilization. The stocking rates were 0.9 LU (livestock unit), 1.4 LU and 2.0 LU per hectare and the plots were cut periodically depending on stocking rates. Particular treatments (C, S0.9, S1.4, S2.0, D0.9, D1.4, D2.0) are shown in Table 3. The methodology of the experiment reflects the fact that this form of grassland management and use is the most suitable in relation to ruminants. Ryant and Skládanka (2004) summarize the recommended dosage and distribution of N application for grassland. This is consistent with the management of our experimental plots.

Fertilizer application was done manually and fertilizer was equally spread on the soil's surface in the experimental plots. Fertilizers were applied annually as follows: cow dung was applied in autumn, dung water after the first cut; half of the slurry was applied in early spring and the second half after the first cut (Hrabě & Buchgraber 2004; Ryant & Skládanka 2004). The combination of cow dung and dung water was applied in a ratio 3:1. Slurry was diluted with water in a ratio 1:3. Before every application, the fertilizers were analysed, and then, on the basis of the N content, a fertilizer rate was calculated and applied (Table 3). Fertilizer application was done manually and fertilizer was equally spread on the soil's surface in the experimental plots.

Leachate collection and analysis

We used buried zero-tension lysimeters under undisturbed soil to investigate N leaching (Figure 1). The lysimeters were installed at a depth of 0.4 m under the surface (this reflects natural conditions of Cambisol) for interception of gravitational water. The collection area of lysimeter was 0.25 m² for catchment of representative sample percolated water. Given the capacity of the collection container was only 1 l, it was therefore necessary to collect percolated water from lysimeters immediately after rainfall. The total number of analysed samples was 662 over six years of the study. Samples were taken from each treatment and replication and then were analysed for N forms. The volume of percolated water collected in lysimeters was measured. The solution was immediately analysed using the method proposed by the Central Institute for Supervising and Testing in Agriculture (Zbírál 2002). The concentration of ammonia nitrogen (NH₄⁺-N) was determined by the manual spectrometric method and the concentration of nitrate nitrogen (NO₃⁻-N) was determined by the spectrometric method using sulphosalicylic acid. The concentration of NH₄⁺-N and NO₃⁻-N was analysed and calculated according to volume of percolated water and collection area of lysimeters. Based on lysimetric water volume

Table 3. Experimental treatments with organic fertilizers (cow dung + dung water and slurry) at different stocking rates (combination of graded amount of fertilizer and removing herbage at different frequency).

Treatment	Fertilization	Livestock unit (LU ha ⁻¹)	Amount of applied N (kg ha ⁻¹)	Number of cuts (per year)
C	Without	0	0	2
D 0.9	Cow dung + dung water	0.9	54	2
D 1.4	Cow dung + dung water	1.4	84	3
D 2.0	Cow dung + dung water	2.0	120	4
S 0.9	Slurry	0.9	54	2
S 1.4	Slurry	1.4	84	3
S 2.0	Slurry	2.0	120	4

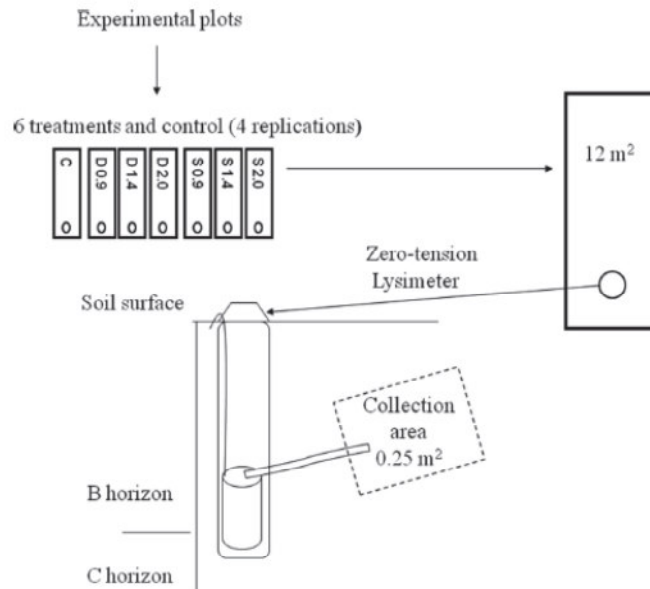


Figure 1. Schematic picture of experimental zero-tension lysimeters under undisturbed grassland soil.

and concentration of particular forms of mineral nitrogen (N_{min}), annual leaching of this nutrient from one hectare was calculated. Nitrogen forms NH_4^+-N and NO_3^--N are summated in N_{min} .

Vegetation cover

The proportion of three functional groups (grasses, legumes, forbs) of grassland was visually estimated as a percentage on each plot in May (before the first cut) of each year of the study from 2005 till 2010. The reduced projective dominance method (Velich 2002) was used, where the total cover of all species is 100%. Cover estimates ranged from 0.5% to 100%.

Dry matter (DM) yield from all cuts was also measured. In each plot, the sward was mown by machine leaving a stubble height of approximately 5 cm. The harvested biomass was immediately weighed and the percentage of DM determined in the laboratory after 48 h of drying at 65°C. It was then expressed as DM yield in $t\ ha^{-1}$. Nitrogen concentration by Kjeldahl method was determined in harvested biomass. The annual amount of N removed in harvested biomass was calculated from biomass production data and concentration of this element in the biomass.

Data analysis

Statistical data analysis was undertaken using the statistical program SPSS 13.0 for Windows. Assessed data meet the requirements for use of analysis of variance (one-way ANOVA) – Tukey's test (normality assumption and homogeneity of variances). We tested homogeneity of variances by Cochran's C test. Multiple comparisons of the means were done by Tukey's HSD test ($P < 0.05$).

Correlation analysis (Pearson's correlation coefficient) was also used to evaluate the relationship between the amount of rainfall and leached N_{\min} .

Results

NH_4^+ -N content in percolated water

The values of NH_4^+ -N were variable (Table 4) and significant differences ($P < 0.05$) between various treatments were found. The application of slurry and cow dung increased NH_4^+ -N concentration in leachate samples compared to the control treatment. We did not find any significant differences between types of fertilizer at the same stocking rate, but there was an increase in NH_4^+ -N concentration between stocking rates with the same type of fertilizer. Maximum concentrations were observed on the plots with D2.0 and S2.0 stocking rates. Only 20% (for each treatment: D0.9 17%, D1.4 17%, D2.0 32%, S0.9 15%, S1.4 8%, S2.0 34%) of absolute values of NH_4^+ -N concentration in percolated water were greater than 2 mg l^{-1} during the whole period. The average annual NH_4^+ -N leaching loss from all plots was below $0.34 \text{ kg ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$.

NO_3^- -N content in percolated water

The application of organic fertilizers increased NO_3^- -N concentration in leachate samples. There was a twofold increase in treatment with organic fertilizers (means for all years: D0.9 5.2 mg l^{-1} , D1.4 6.8 mg l^{-1} , D2.0 8.4 mg l^{-1} , S0.9 6.1 mg l^{-1} , S1.4 7.9 mg l^{-1} , S2.0 9.5 mg l^{-1}) in comparison to the control treatment (3.2 mg l^{-1}) (Table 4). This growth was significant ($P < 0.001$). A distinct trend in increasing concentration of NO_3^- -N between stocking rates with the same type of fertilizer was found. The value of NO_3^- -N concentration was greater under slurry fertilizer (not significant) and the maximum was reached on plots with treatment S2.0.

The level of rainfall had an influence on the amount of NO_3^- -N in the lysimetric water, and the correlation coefficient (R^2) was 0.75 ($P < 0.05$). The greatest amount of NO_3^- -N leaching was observed in 2010, with the lowest levels recorded in 2008. This difference was mainly due to the amount of precipitation.

Table 4. Mean ammonium nitrogen (NH-N) and nitrate nitrogen (NO-N) concentrations in leachate during the season as affected by different treatments.

Treatment	NH_4^+ -N (mg l^{-1})						Mean
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	
C	0.69 a	0.28 a	0.59	0.28	0.81	0.69 a	0.55 a
D 0.9	1.00 a	0.75 ab	1.84	0.66	1.07	1.82 b	1.19 bc
D 1.4	1.04 a	1.17 b	1.10	0.68	1.33	1.79 b	1.19 bc
D 2.0	1.07 a	1.56 b	1.81	1.09	1.17	1.96 b	1.44 b
S 0.9	1.05 a	0.61 ab	1.38	0.47	0.79	1.31 ab	0.94 ac
S 1.4	0.93 a	0.76 ab	1.01	0.47	0.88	1.38 ab	0.91 ac
S 2.0	1.70 b	1.45 b	1.38	0.78	1.29	1.99 b	1.43 b
P-value	0.035	<0.001	0.126	0.845	0.729	0.003	<0.001
Treatment	NO_3^- -N (mg l^{-1})						Mean
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	
C	12 a	19 a	17 a	10	11 a	15 a	14 a
D 0.9	33 b	29 ab	19 a	9	18 ab	29 cde	23 b
D 1.4	36 b	37 b	21 a	13	29 ab	42 bc	30 c
D 2.0	45 c	42 b	31 ab	21	36 b	47 b	37 c
S 0.9	32 b	28 ab	30 ab	21	30 ab	23 ad	27 b
S 1.4	38 b	39 b	39 ab	18	33 ab	40 bce	35 c
S 2.0	47 c	41 b	42 b	28	47 b	48 b	42 c
P-value	<0.001	<0.001	<0.001	0.172	0.021	<0.001	<0.001

Values with the same letter are not significantly different within the column $P < 0.05$.

N_{min} content in percolated water

Significant differences were observed in N_{min} leaching between the fertilized treatments and the control treatment. The amount of N_{min} increased mainly with increasing stocking rate and this upward trend copied NH_4^+-N and $NO_3^- -N$ concentrations. The minimum N_{min} was on plots S0.9 and D0.9, and the highest concentrations measured in percolated water were on plots S2.0 and D2.0.

The average annual leaching loss of N_{min} was 3.7 (treatment D0.9), 4.8 (treatment D1.4), 6.5 (treatment D2.0), 3.4 (treatment S0.9), 4.1 (treatment S1.4) and 6.2 $kg\ ha^{-1}yr^{-1}$ (treatment S2.0), respectively. For comparison, annual leaching from non-fertilized plots was 0.55 $kg\ ha^{-1}yr^{-1}$. The greatest amount of N_{min} was in 2010 and the lowest was in 2008. The effect of precipitation on N_{min} leaching confirms a positive correlation (Figure 2).

Vegetation cover

Biomass N-uptake was significantly affected by treatment (Table 5). Values of N uptake by biomass rose with increasing stocking rates. DM yield was also significantly affected by treatment, increasing with increases in stocking rate. Yield was significantly affected in all investigated seasons and minimum yield was reached in the C treatment and maximum in S2.0 and D2.0 treatments during 2005–2010. We found that grassland management had an effect on botanical composition and some of the differences were significant ($P < 0.05$). The mean proportion of grasses was positively influenced by cattle slurry (53.4%), compared to fertilization with cow manure + dung water (48.8%), and the control treatment (42.9%). This percentage increased significantly with a reduction in stocking rates. The main change in grassland vegetation was a reduction in the cover of grassland with increasing stocking rates. The cover of forbs and legumes was not significantly affected by treatment (Table 6).

Discussion

Nitrogen leaching

The application of slurry and cow dung increased NH_4^+-N concentration compared to the control treatment, but this growth was not environmentally hazardous. This observation is consistent with the results of Sørensen and Rubæk (2012). These authors found that NH_4^+-N concentration from plots with slurry and manure application, with N application rates ranging from 76 to 118 $kg\ N\ ha^{-1}$, was below 0.3 $kg\ ha^{-1}yr^{-1}$. The concentration of NH_4^+-N in drainage water was low and analysis of percolated water showed environmentally favourable content of NH_4^+-N during the

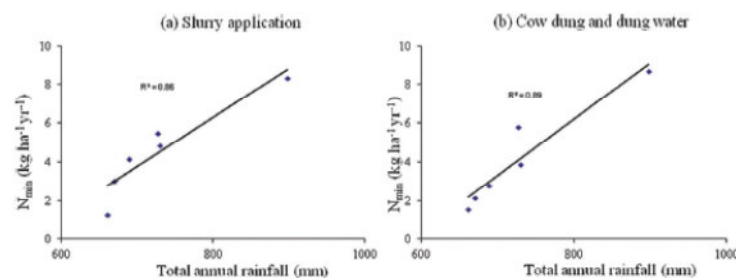


Figure 2. Correlation between rainfall and leached N_{min} : (a) plots with slurry application ($n = 6$, $r = 0.93$, $P < 0.01$) and (b) plots with cow dung and dung water application ($n = 6$, $r = 0.95$, $P < 0.01$).

Table 5. Nitrogen (N) uptake by harvested biomass and dry matter yield – all cuts together.

Treatment	N (kg ha ⁻¹)						Mean
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	
C	68 a	79 a	70 a	53 a	33 a	91 a	66 a
D 0.9	116 ab	161 ab	120 ab	93 ab	96 ab	171 ab	126 ab
D 1.4	156 bc	196 bc	143 ab	100 b	158 b	215 b	161 cb
D 2.0	215 c	220 c	183 b	147 b	245 c	270 c	213 c
S 0.9	150 ab	137 ab	171 b	98 ab	83 ab	122 ab	127 ab
S 1.4	180 bc	185 bc	215 c	139 b	126 b	177 b	170 bc
S 2.0	220 c	243 c	272 c	241 c	160 b	195 b	222 c
P-value	<0.001	0.012	<0.001	<0.001	0.021	<0.001	<0.001
Treatment	Dry matter (t ha ⁻¹)						Mean
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	
C	3.0 a	3.4 a	3.5 a	2.0 a	1.5 a	3.9 a	3.1 a
D 0.9	4.2 b	5.0 b	4.9 b	3.9 b	3.5 b	5.5 b	4.4 b
D 1.4	4.5 b	6.7 c	5.5 b	4.2 b	3.9 b	6.3 c	5.2 b
D 2.0	5.7 c	6.9 c	7.1 c	5.6 c	5.4 c	7.2 c	6.3 c
S 0.9	4.6 b	4.8 b	4.1 ab	4.0 b	3.6 b	5.9 b	4.6 b
S 1.4	4.9 bc	5.5 b	5.7 b	4.7 b	4.2 b	6.7 c	5.3 bc
S 2.0	5.8 c	6.8 c	6.3 c	4.9 bc	5.2 bc	7.8 c	6.1 c
P-value	<0.01	0.04	<0.01	0.03	0.015	0.011	<0.01

Values with the same letter are not significantly different within the column $P < 0.05$.

Table 6. Botanical composition (%) of grassland over treatments and years.

Treatment	Functional group		
	Grasses	Legumes	Forbs
C	42.3 a	4.5	53.3
D 0.9	59.6 b	4.1	36.2
D 1.4	45.3 cd	8.2	44.5
D 2.0	41.8 ad	7.3	47.5
S 0.9	63.6 b	1.7	34.5
S 1.4	53.2 e	3.9	42.6
S 2.0	43.5 ad	4.7	50.1
P-value	0.011	0.073	0.076
<i>Annual average</i>			
2005	51.1 a	14.7 a	34.1 ab
2006	52.1 ab	11.7 b	35.7 a
2007	68.8 c	0.8 c	29.8 b
2008	56.2 b	0.5 c	43.3 c
2009	32.8 d	0.6 c	66.4 d
2010	37.0 e	1.5 c	60.8 e
2011	40.6 e	5.6 d	53.6 f
P-value	<0.001	<0.001	<0.001

Values with the same letter are not significantly different within the column $P < 0.05$.

observation period. Generally, NO_3^- -N leaching increased following fertilizer application. The treatments showed that NO_3^- -N leaching was higher (not significant) from plots where slurry was applied compared to cow dung. Nitrogen leaching loss from farmyard manure is consistently lower than from slurries applied at the same time and at similar rates of manure N (Beckwith et al. 1998). On the other hand, it can be clearly seen that the amount of NO_3^- -N rose with increasing stocking rate. Slurry contains a greater proportion of soluble N than farmyard manure, indicating that slurry N is more readily available for plant uptake than N supplied by farmyard manure. However, for the same reason, slurry N is more susceptible to leaching following application (Smith et al. 2002). The difference between slurry and cow dung + dung water was not sufficiently conclusive because of appropriately chosen stocking rates.

The results showed that 69% of samples did not exceed the limit of $11.3 \text{ mg NO}_3^- \text{ N l}^{-1}$. If this limit is exceeded, water is considered to be polluted and this value represents the maximum NO_3^- -

N concentration acceptable for Nitrates Directive. We observed that a relatively low number of samples exceeded this maximum value, specifically D0.9 16%, D1.4 28%, D2.0 27%, S0.9 9%, S1.4 32%, S2.0 35%.

The concentration of NO_3^- -N in leachate varied with treatments throughout the study. Wessolek et al. (1994) described NO_3^- -N leaching in sandy soils under different management practices. The authors showed different NO_3^- -N concentrations in the root zone: in gardening soils 45–79 mg l^{-1} , in arable land 27–54 mg l^{-1} and in grassland without fertilization <9 mg l^{-1} . In our study, the average value of this parameter was from 5.2 mg l^{-1} to 9.5 mg l^{-1} on fertilized plots and 3.2 mg l^{-1} on a control plot. In comparison, our results showed lower leaching under fertilized grass. Seidel et al. (2007) found that, for renewal, mown grassland with a rate of organic fertilizer from 160 kg N ha^{-1} to 320 kg N ha^{-1} does not pose any particular leaching risk. Duffková et al. (2015) recommended 120 kg N ha^{-1} as the maximum limit for the application of cattle slurry on *Arrhenatherion* grassland. We confirmed the conclusions of Malisauskas et al. (2005), who claimed that N_{min} loss from extensive land use, as described in this study, is typically an order of magnitude lower than from intensive land use. A possible explanation for the favourable effect of organic fertilizers at different stocking rates on *Arrhenatherion* grassland could be its ability to reduce nitrate leaching (Stypinsky et al. 2009).

Vegetation cover

Nitrogen uptake and DM yield significantly increased with stocking rates compared to control. Main compounds of slurry and dung water are plant-available N forms and that is why N uptake and DM responded for stocking rate. Obviously, a large amount of N was taken up by herbage and this trend could explain why N_{min} leaching was at low levels.

Nitrogen uptake by biomass is affected by fertilizer application rate (Duffková et al. 2015) but also important role represents botanical composition of grassland Bessler et al. 2012. In comparison with other studies, Čunderlík et al. (2012) showed the effects of organic fertilizers on the botanical composition of permanent grassland and they found that the sward proportion of grasses rose with increasing stocking rates. With manure application, the proportion of grasses was dominant in the first year and then diminished. The forb proportions increased, which corresponds to our results.

Duffková and Libichová (2013) and Duffková et al. (2015) concluded that annual slurry application up to 120 kg N ha^{-1} does not negatively affect plant species composition of *Arrhenatherion* grassland, and most importantly, they pointed out that this limit is an acceptable compromise between the requirements of environmental protection for balanced application of nutrients preventing soil and water pollution and the requirements for grassland productivity.

Conclusions

Application of organic manure to permanent grassland, especially in the form of slurry and cow dung with a defined composition, may cause NH_4^+ -N and NO_3^- -N loss and therefore it is important to follow the principles of good agricultural practice. The concentration of NH_4^+ -N and NO_3^- -N in percolated water was mainly affected by the stocking rate. We recorded annual leaching of NH_4^+ -N and NO_3^- -N at a low level, which is favourable from an environmental point of view. Our long-term study shows that stocking rates at 2.0 LU ha^{-1} and below do not result in elevated N concentrations in percolated water that pose environmental threat. For this reason, chosen management can be recommended in conditions of Cambisol grassland. The question remains whether and how higher stocking rates affect N leaching and subsequently environment.

Disclosure statement

No potential conflict of interest was reported by the authors.

Funding

This work was supported by the Ministry of Agriculture of the Czech Republic under institutional support RO1215.

References

- Beckwith CP, Cooper J, Smith KA, Shepherd MA. 1998. Nitrate leaching loss following application of organic manures to sandy soils in arable cropping. I. Effects of application time, manure type, overwinter crop cover and nitrification inhibition. *Soil Use Manage.* 14:123–130.
- Bessler H, Oelmann Y, Roscher C, Buchmann N, Scherer-Lorenzen M, Schulze ED, Temperton VM, Wicke W, Engels C. 2012. Nitrogen uptake by grassland communities: contribution of N₂ fixation, facilitation, complementarity, and species dominance. *Plant Soil.* 358:301–322.
- Čunderlík J, Kizeková M. 2012. The application of mineral and organic fertilizers and its impact on the quality and production of herbage at semi-natural grassland. In: Kováčiková, Z, Vargová, V, Jendříšáková, S, editors. *Ecosystems and their functions*. Banská Bystrica: Plant Production Research Centre Piešťany.
- Di HJ, Cameron KC. 2002. Nitrate leaching and pasture production from different nitrogen sources on a shallow stoney soil under flood-irrigated dairy pasture. *Soil Res.* 40:317–334.
- Duffková R, Hejzman M, Libichová H. 2015. Effect of cattle slurry on soil and herbage chemical properties, yield, nutrient balance and plant species composition of moderately dry *Arrhenatherion* grassland. *Agri Ecosyst Environ.* 213:281–289.
- Duffková R, Libichová H. 2013. Effects of cattle slurry application on plant species composition of moderately moist *Arrhenatherion* grassland. *Plant Soil Environ.* 59:485–491.
- Feaga JB, Selker JS, Dick RP, Hemphill DD. 2010. Long-term nitrate leaching under vegetable production with cover crops in the Pacific Northwest. *Soil Sci Soc Am J.* 74:186–195.
- Fiala J. 2007. The development of above-ground biomass in unmanaged grasslands and its influence on the leakage of water and the amount of elements found. *Plant Soil Environ.* 53:42–50.
- Haynes RJ, Naidu R. 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutr Cyc Agroecosys.* 51:123–137.
- Hoefl I, Keuter A, Quinones CM, Schmidt-Walter P, Veldkamp E, Corre MD. 2014. Nitrogen retention efficiency and nitrogen losses of a managed and phytodiverse temperate grassland. *Basic Appl Ecol.* 15:207–218.
- Hrabě F, Buchgraber K. 2004. *Forage, Grassland*. Brno: Mendel University of Agriculture and Forestry.
- Jarvis SC, Ledgard S. 2002. Ammonia emissions from intensive dairying: A comparison of contrasting systems in the UK and New Zealand. *Agri Ecosyst Environ.* 92:83–92.
- Jones SK, Rees RM, Skiba UM, Ball BC. 2005. Greenhouse gas emissions from a managed grassland. *Glob Planet Change.* 47:201–211.
- Kayser M, Breitsameter L, Benke M, Isselstein J. 2015. Nitrate leaching is not controlled by the slurry application technique in productive grassland on organic-sandy soil. *Agron Sustain Dev.* 35:213–223.
- Liu X, Zou J, Xu L, Zhang X, Yang F, Dai X, Wang Z, Sun X. 2014. Effects of different fertilizers species on carbon and nitrogen leaching in a reddish paddy soil. *Environ Sci.* 35:3083–3090.
- Malisauskas A, Haneklaus S, Šileika AS. 2005. Nitrogen leaching from grassland in Lithuania. *Landbauforsch Völk.* 2:71–78.
- McGovern ST, Evans CD, Dennis P, Walmsley CA, Turner A, McDonald MA. 2014. Increased inorganic nitrogen leaching from a mountain grassland ecosystem following grazing removal: a hangover of past intensive land-use? *Biogeochemistry.* 119:125–138.
- Núñez PA, Demanet R, Misselbrook TH, Alfaro M, Mora MD. 2010. Nitrogen losses under different cattle grazing frequencies and intensities in a volcanic soil of southern Chile. *Chil J Agric Res.* 70:237–250.
- Nyiraneza J, Chantigny MH, N'Dayegamiye A, Laverdière MR. 2009. Dairy cattle manure improves soil productivity in low residues rotation systems. *Agron J.* 1207–214.
- Parfitt RL, Frelat M, Dymond JR, Clark M, Roygard J. 2013. Sources of phosphorus in two catchments of the Manawatu River, and discussion of mitigation measures to reduce the phosphorus load. *New Zeal J Agri Res.* 56:187–202.
- Piovesan RP, Favaretto N, Pauletti V, Motta ACV, Reissmann CB. 2009. Nutrient losses via leaching from soil columns submitted to mineral and organic fertilization. *Rev Bras Cienc Solo.* 33:757–766.
- Randall GW, Mulla DJ. 2001. Nitrate nitrogen in surface waters as influenced by climatic conditions and agricultural practices. *J Environ Qual.* 30:337–344.

- Ryant P, Skládanka J 2004. Nutrition and fertilization of grassland. Proceedings of the international conference and meeting breeders Sheep - Goats SEČ 2004, Seč 19.-20.11.2004.
- Salazar F, Martínez-Lagos J, Alfaro M, Misselbrook T. 2012. Low nitrogen leaching losses following a high rate of dairy slurry and urea application to pasture on a volcanic soil in Southern Chile. *Agric Ecosyst Environ.* 160:23–28.
- Scholefield D, Tyson KC, Garwood EA, Armstrong AC, Hawkins J, Stone AC. 1993. Nitrate leaching from grazed grassland lysimeters: effects of fertilizer input, field drainage, age of sward and patterns of weather. *Eur J Soil Sci.* 44:601–613.
- Scott JT, Lambie SM, Stevenson BA, Schipper LA, Parfitt RL, McGill AC. 2015. Carbon and nitrogen leaching under high and low phosphate fertility pasture with increasing nitrogen inputs. *Agric Ecosyst Environ.* 202:139–147.
- Seidel K, Miller J, Kayser M, Isselstein J. 2007. The effect of fertilizer type and level of N fertilization before and after grassland renewal on N leaching losses. *J Agron Crop Sci.* 193:30–36.
- Smith KA, Beckwith CP, Chalmers AG, Jackson DR. 2002. Nitrate leaching following autumn and winter application of animal manures to grassland. *Soil Use Manage.* 18:428–434.
- Sørensen P, Rubæk GH. 2012. Leaching of nitrate and phosphorus after autumn and spring application of separated solid animal manures to winter wheat. *Soil Use Manage.* 28:1–11.
- Stypinsky P, Hejduk S, Svobodová M, Hák J, Rataj D. 2009. Development, current state and changes in grassland in the past year. In: Nedělník, J, Macháček, R, Cagaš, B, editors. Proceedings 15th European Grassland Federation Symposium Brno. Brno: RIFC, GRS (Czech Republic); [cited 2009 Sep 7-9].
- Van Der Lann M, Annandale JG, Bristow KL, Stirzaker RJ, Du Preez CC, Thorburn PJ. 2014. Modelling nitrogen leaching: are we getting the right answer for the right reason? *Agr Water Manage.* 133:74–80.
- Velich J. 2002. Chapter XI. Analysis and evaluation of grasslands. pp. 134–154. In: Veselá, M, Mrkvička, J, Šantrůček, J, Štráfelda, J, Velich, J, Vrzal, J, editors. Instructions for fodder crops management practice. Prague: Czech University of Life Science. p.203.
- Wessolek G, Reents H, Möller W, Müller P. 1994. Interpretation of vertical nitrate depth profiles of sandy soils with different utilization. *Z Kulturte Landen.* 35:10–20.
- Zbiral J. 2002. Soil analyses. Brno: UKZUZ.

Effect of Organic Fertilizers on Soil Organic Carbon and Risk Trace Elements Content in Soil under Permanent Grassland

HANA KARABCOVÁ¹, LUBICA POSPÍŠILOVÁ², KAREL FIALA¹,
PETR ŠKARPA² and MARIE BJELKOVÁ³

¹*Agrovýzkum Rapotín Ltd., Víkyně, Czech Republic;* ²*Department of Agrochemistry, Soil Science, Microbiology and Plant Nutrition, Faculty of Agronomy, Mendel University in Brno, Brno, Czech Republic;* ³*Agritec Plant Research Ltd., Šumperk, Czech Republic*

Abstract

Karabcová H., Pospíšilová L., Fiala K., Škarpa P., Bjelková M. (2015): Effect of organic fertilizers on soil organic carbon and risk trace elements content in soil under permanent grassland. *Soil & Water Res.*, 10: 228–235.

The effect of different kinds of organic matter inputs on elemental composition, content, and quality of humic substances was studied on permanent grassland during 2008–2013. The experiment included two organic fertilizer types – compost and slurry, both with the range of stocking rates 0.9, 1.4, and 2.0 livestock units (LU)/ha (corresponding to 54, 84, and 120 kg N/ha, respectively), and control without any fertilizer. The soil was sandy-loam, of Cambisol type, with semi natural permanent grassland. Labile forms and total contents of selected trace elements (Co, Cu, Zn, Cd) and macroelements (Ca, Mg, K, P, and N) were measured. Soil organic matter parameters such as total organic carbon (C_{ox}), humic substances (HS), humic acid (HA), fulvic acid (FA), and labile carbon forms (hot-water extractable carbon (C_{hws}), cold water extractable carbon (C_{cws})) were determined. Results showed that the greatest content of P, Ca, Mg, and N in the soil was detected by the CO 2.0 treatment. Furthermore, the positive effect of compost on C_{ox} , C_{hws} , HA, FA, HS, N and macronutrients was observed. The elemental analysis of humic acids showed lower carbon content and higher oxygen content in HA molecule, which indicated young humic acids, with a lower condensation degree. The content and quality of humic substances strongly influenced the total and labile trace elements content in the soil. Additionally, hot water soluble carbon significantly correlated with plant available forms of Zn, Cu, and Cd.

Keywords: compost; labile organic carbon; slurry; trace elements

Soil organic carbon is one of the most important soil components due to its ability to affect plant growth, being both an energy source and a trigger for nutrient availability through mineralization (EDWARDS *et al.* 1999). Stability or lability of any organic carbon fraction could be due to either chemical composition or protection within the soil aggregates. Stable organic carbon forms are characterized by redox properties and can act as electron acceptors or donors in natural environment. They can influence the oxidation state of metal ions and thus their speciation and mobility (PALMER *et al.* 2006; AESCHBACHER *et al.* 2010). Chemical forms, metal ion complexation by humic substances

and their influence on the content of mobile and potential mobile heavy metals in soil was also studied by SENESI and LOFFREDO (2005); GONDAR *et al.* (2006), and DERCOVA *et al.* (2007). Metals of anthropogenic origin were considered as more available in soils than those from parent rock. Most of metals in plants are taken up by roots from soil. Some heavy metals are accumulated in roots, leaves, stems, and fruits, while others are well mobile in plants. KABATA-PENDIAS (2004), HANČ *et al.* (2008), BIDAR *et al.* (2009), KOO *et al.* (2010), PADMAVATHIAMMA and LI (2010) studied phytoavailability of macro, micro and trace elements. HEJCMAN *et al.* (2010) described the relationship be-

doi: 10.17221/5/2015-SWR

tween soil and biomass chemical properties, amount of elements applied, and their uptake on grassland. They claimed that there is no simple positive relationship between the applied elements and their concentrations in the plant biomass on grassland.

Labile dissolved organic carbon (DOC) is represented by a complex mixture of organic molecules of varied origin that occurs in soil solution. LEINWEBER *et al.* (1995) supposed that water-extractable organic carbon is the main component of labile organic carbon, and whether or not a particular organic molecule is dissolved in water depends on the water content, nature of the surfaces and other solutes. DOC is very active in carbon pool and its chemical composition and mobility (smaller and more polar organic molecule) directly affect biological soil properties because of providing energy and nutrients. ZSOLNAY (2003) defined dissolved organic matter (DOM) (with the possible exception of the colloids) in the hydrosphere by size limit (= through filtration). The size limit, which is used to differentiate DOM from particulate organic matter, is arbitrary, nevertheless there is an almost universal consensus that it is around 0.45 μm . Another potential problem of DOM definition is possible structural artefacts in DOM caused by abnormally high concentrations and drastic pH changes. Associations between DOC, heavy metals, and other hydrophobic pollutants were studied by ROOK (1974) and HAYES and CLAPP (2001). It was proved that fulvic acids, as the precursor of carcinogenic pollutants, are harmful to human health. GHANI *et al.* (2003) and UCHIDA *et al.* (2012) quoted that labile organic carbon is responding to changes in rhizosphere caused by management practices and is considered as an important indicator of soil quality/health. Many studies have reported about DOC changes and their dynamic, which is influenced by grazing, fertilization, mowing, and mulching (HAYNES 2000; VÁCHALOVÁ *et al.* 2013). MONTEITH *et al.* (2007) supposed that the content of DOC could increase in soil solution with a warmer climate,

changes in the amount of precipitation or decline in atmospheric deposition. DEBOSZ *et al.* (2002) found a significantly lower content of DOC in unfertilized soils compared to fertilized arable soils. For labile carbon estimation, the use of microbial biomass carbon was recommended by DEGENS and SPARLING (1996), while JANZEN *et al.* (1992) suggested using light-fraction organic carbon. Although there are no standard methods to isolate soil nanoparticles or nano size structures, the nano-scale dimension gains a considerable interest and appears to be useful for studying organic matter properties (THENG & YUAN 2008; MONREAL *et al.* 2010). ŠESTAUBEROVÁ and NOVÁK (2011) determined extractable soil carbon and DOC in peaty soils. They observed that not all dissolved carbon could be extracted from soil. The extraction is influenced mainly by the extraction agents, isolation procedure, and by pH. Therefore instead of complicated measuring DOC, the water extractable carbon is more frequently determined.

The objectives of the present study were: (1) to evaluate the impact of organic fertilizers on the content and quality of soil organic matter, (2) to determine the elements content in soil and in the humic acids molecule, (3) to elucidate the relationship between the humic substances and the elements content.

MATERIAL AND METHODS

Site description. The experimental plots were set up on permanent grassland in 2004. Plots were located in the northwest part of Moravia close to Rapotín (400 m a.s.l.). Annual average air temperature is 7.7°C and annual rainfall average is 693 mm. The experimental locality is characterized by semi-natural permanent grassland. Soil type was classified as Haplic Cambisol according to NĚMEČEK *et al.* (2001). The soil was sandy-loam textured and its basic characteristics are given in Table 1.

Experimental design. The treatments consisted in two systems of organic fertilizer application, slurry (SI.)

Table 1. Basic soil characteristics of Haplic Cambisol

Horizon (cm)	pH/KCl	Conductivity (mS/cm)	C _{ox} (%)	HA/FA	Q4/6	Clay	Silt (%)	Sand
Ad (0–8)	5.7	0.04	0.9	0.6	6	9.4	32.8	57.9
Ao (8–30)	5.7	0.04	0.8	0.6	7	–	–	–
Bv (30–50)	5.7	0.01	0.5	–	–	–	–	–
BC (> 50)	–	–	–	–	–	–	–	–

HA – humic acid; FA – fulvic acid; C_{ox} – total organic carbon

Table 2. Experimental design of plots

Treatment	Fertilisation	Livestock unit (LU/ha)	Amount of applied N (kg/ha)	Amount of cuts (cuts/year)
C	without (control)	0	0	2
SL 0.9	slurry	0.9	54	2
SL 1.4	slurry	1.4	84	3
SL 2.0	slurry	2.0	120	4
CO 0.9	compost	0.9	54	2
CO 1.4	compost	1.4	84	3
CO 2.0	compost	2.0	120	4

and compost (CO), with different stocking rates, and control (C) without any fertilization. Slurry and compost were applied on experimental plots with the stocking rates of 0.9, 1.4, and 2.0 livestock units (LU)/ha. Plots were cut depending on stocking rates. Particular treatments are shown in Table 2. Arrangement of plots was done in a completely randomized block design in four replicates. The plot size was 12.5 m². Fertilizers were applied annually as follows: compost in the early spring, half of slurry was applied in the early spring and the second half after the first cut. Slurry was diluted with water in the ratio of 1:3. Before the application, total nitrogen content was determined both in compost and slurry on the basis of which the rate of fertilizers was calculated. Table 3 shows the chemical composition of the organic fertilizers.

Measurements. Sampling was done twice a year, in March (before fertilizers application and cutting) and October (after fertilizers application and cutting) during 2008 and 2013. The samples were taken from a depth of 0.05–0.30 m. Total number of samples was 56 per year (28 in spring and 28 in autumn). Total organic carbon (C_{ox}) was determined by oxidimetric titration (NELSON & SOMMERS 1982), hot-water extractable carbon (C_{hws}) according to KÖRSCHENS *et al.* (1990), and cold water extractable carbon (C_{cws}) according to VÁCHALOVÁ *et al.* (2013). Fractional composition of humic substances (HS), humic acid (HA) and fluvic acid (FA) (ΣHS, ΣHA, and ΣFA) was determined by the short fractionation method (PODLEŠÁKOVÁ *et al.* 1992). Selected trace

elements (Cd, Co, Zn, and Cu) were determined. Contents of total (T) elements were determined after microwave extraction in *aqua regia* (Ethos 1 microwave system, Milestone, Sorisole, Italy). Contents of labile elements were determined in 0.01M CaCl₂ solution (labile form – plant available (PA)) using an AAS spectrometer ContrAA 700 (Analytic Jena, Jena, Germany). Macroelements (Ca, Mg, K, P) were detected using Mehlich III method. Total nitrogen was determined according to Kjeldahl method. For HA isolation, the standard IHSS extraction method was applied (HAYES 1985). Humic acids were purified, dialyzed, and lyophilized at –50°C. The elemental analysis was performed using a CHN analyzer PE 2400 CHNS/O (PerkinElmer, Waltham, USA). Energy-dispersive X-ray spectra were detected by an energy-dispersive X-ray spectrofluorimeter XEPOS (Shimadzu, Kyoto, Japan).

Data analyses. The SPSS 13.0 statistical package for MS Windows (StatSoft 1997) was used for the statistical data analysis and the analysis of variance (ANOVA). Mean statistical differences (95% significance level) were calculated by Tukey's HSD test ($P < 0.05$). Homogeneity of variances was tested by Cochran's C test. For redundancy analysis (RDA), Canoco version 4.5 was applied (TERBRAAK & ŠMILAUER 2002) to elucidate the relationship between the soil chemical properties and the management treatments. Correlation analysis was used to determine the relationship between the organic carbon forms and the elements.

Table 3. Average concentrations of elements in organic fertilizers

Fertilizer	P	K	Ca	Mg	Cd	Zn	Co	Cu	C* (%)
Slurry	6 447	27 595	25 948	10 637	0.11	295	2.35	36.3	35
Compost	2 535	4 120	21 387	3 687	0.24	195	1.19	20.4	52

*C – total content of carbon determined by loss on ignition method

Table 5. Average values of studied carbon forms in the slurry (SL) and compost (CO) treatments

Treatment	C _{ox} (%)	C _{cws}		HS	HA	FA	HA/FA	C/N
		C _{hws} (mg/kg)						
C	1.46 ^a	255	617 ^{ab}	0.72 ^{ac}	0.263 ^a	0.458 ^{ac}	0.57 ^a	8.1
SL 0.9	1.59 ^{ab}	259	686 ^a	0.66 ^{ad}	0.300 ^{ab}	0.360 ^b	0.83 ^b	8.5
SL 1.4	1.44 ^a	216	531 ^b	0.62 ^d	0.263 ^a	0.353 ^b	0.75 ^{ab}	8.5
SL 2.0	1.41 ^a	233	576 ^{ab}	0.72 ^{ac}	0.275 ^a	0.445 ^c	0.62 ^{ac}	8.2
CO 0.9	1.58 ^{ab}	241	641 ^{ab}	0.78 ^{cb}	0.335 ^b	0.448 ^c	0.74 ^{ab}	8.1
CO 1.4	1.61 ^{ab}	254	683 ^{ab}	0.76 ^{cb}	0.335 ^b	0.425 ^{abc}	0.80 ^{bc}	8.2
CO 2.0	1.74 ^b	246	692 ^a	0.84 ^b	0.338 ^b	0.500 ^{ac}	0.68 ^{ab}	8.1
P	0.001	0.075	0.041	0.000	0.000	0.000	0.003	0.522

^{a,b,c,d} values with the same letter are not statistically different within the column $P < 0.05$; C – control; HS – humic substances; FA – fluvic acid; HA – humic acid; C_{ox} – total organic carbon; C_{cws} – cold water extractable carbon; C_{hws} – hot water extractable carbon

of fertilizer than by the stocking rate. There were found statistically significant differences in ZnPA and CoPA concentrations between the treatments, while no statistically significant differences were detected in CuPA and CdPA concentrations. It was also evident that CuPA values had similar trend as CoPA values. Generally higher concentrations of elements in the slurry treatments compared to the compost ones were monitored. The mobility of elements was also affected by the soil pH. According to Tlustoš *et al.* (2007), the highest mobility of Cd is at pH 4.4–5.5. In this study, pH values ranged from 4.7 to 5.2, which was not significant for the differences in the trace elements mobility.

The effect of fertilizers on soil organic matter. The studied carbon forms showed differences between the treatments (Table 5). Differences in C_{ox}, C_{hws}, HS, HA, FA were significant. Higher values of all the studied parameters were found by the compost treatments. However, no statistical differences in C_{cws}

between treatments were monitored. KÖRSCHENS (1998) showed that hot water extractable carbon was more sensitive to different management than total carbon. In our experiment, both C_{ox} and C_{hws} were influenced significantly by compost – the organic fertilizer. According to the RDA (Figure 1), the values of C_{cws} were similar to SL 0.9. Average values of C_{hws} were typical for this soil type. Also KOLÁŘ *et al.* (2003) reported similar data and showed that optimum content ranged from 300 to 600 mg/kg. A statistically significant correlation between C_{ox} and C_{hws}, HA, pH, and macronutrients was found. The same trend was monitored for C_{hws} (see Figure 1). Values of C_{cws} did not correspond to other carbon characteristics. KOLÁŘ *et al.* (2009) and DVOŘÁK (2013) studied the labile fractions of soil organic matter and found out that reproducibility of C_{cws} is often chaotic and without any relationship to other components.

Relationship between the organic matter and the elements. Correlation between different labile

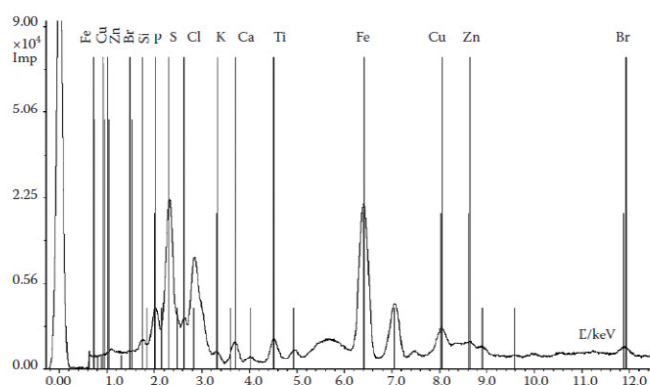


Figure 2. Energy-dispersive X-ray spectra of humic acids isolated from Haplic Cambisol

doi: 10.17221/5/2015-SWR

Table 6. Correlation between organic carbon forms and concentrations of elements ($n = 28$, $\alpha = 0.05$)

	pH	P	Ca	Mg	K	N	ZnT	ZnPA	CoT	CoPA	CuT	CuPA	CdT	CdPA
C_{ox}	0.5088	0.7088	0.3808	0.6110	0.2855	0.7856	0.4863	0.3865	-0.2929	-0.1981	-0.3997	-0.3153	0.2863	0.4527
C_{cws}	0.1914	-0.1615	0.1401	0.0036	-0.0673	0.2820	0.1223	0.5449	-0.1027	0.2679	0.1708	-0.0990	0.1790	-0.1570
C_{hws}	0.3902	0.5646	0.2024	0.3005	0.3619	0.7371	0.4211	0.3892	-0.2575	-0.2123	-0.4903	-0.4727	0.0669	0.3877
HS	0.6395	0.5567	0.4366	0.5788	0.2753	0.7499	0.7396	0.3645	-0.3951	-0.1121	-0.3363	-0.2548	0.0450	0.3155
FA	0.3989	0.4939	0.4559	0.3987	0.1445	0.4678	0.6467	0.1863	-0.4094	-0.1384	-0.1565	-0.0910	0.0535	0.1438
HA	0.7152	0.7053	0.5136	0.6664	0.3502	0.8386	0.5394	0.4714	-0.1889	-0.0190	-0.4587	-0.3904	0.0108	0.4350

C_{ox} – total organic carbon; C_{cws} – cold water extractable carbon; C_{hws} – hot-water extractable carbon; HS – humic substances; FA – fluvic acid; HA – humic acid; T – total content of trace element; PA – plant available content of trace element; significant results are in bold

carbon forms (C_{ox} , C_{hws} , HS, HA) and elements was ascertained (Table 6). Furthermore, a very strong correlation between pH and organic carbon was detected. As mentioned before, no statistical relationship between C_{cws} and elements was found. It can be concluded that C_{ox} and C_{hws} had a significant effect on the total contents of Zn and Cu and on the plant available forms of Zn, Co, Cu. POSPÍŠILOVÁ *et al.* (2011) described a significant effect of the labile organic matter on trace elements, especially the content of plant available Zn and Cd. The elemental analysis of humic acids showed a lower carbon content and a higher oxygen content in the HA molecule, which indicated young humic acids, with a lower condensation degree. Energy-dispersive X-ray spectroscopy detected the following elements in the HA molecule *in situ*: Fe, Cu, Zn, Ti, Ca, K, S, P, Si, and Br. A high affinity of the humic acids to Fe^{3+} , S^{2+} , and Cu^{2+} was found (Figure 2).

CONCLUSION

Organic fertilizers with graded stocking rates influenced the concentrations of the determined carbon fractions, macronutrients, and trace elements. Treatments with compost showed a greater amount of organic carbon fractions, except the cold water soluble carbon. In the case of macronutrients, the same trend (greater concentrations by the compost treatments) was monitored. We may conclude that the content and quality of the humic substances strongly influenced the total and labile trace elements content in the soil. Furthermore, hot water soluble carbon significantly correlated with plant available forms of Zn, Cu, and Cd.

Acknowledgements. This study was supported by the Ministry of Education, Youth and Sports of the Czech Republic, Projects No. LG13019 and No. 2B08039 and by the Ministry of Agriculture of the Czech Republic, Project No. QJ1210263.

References

- Aeschbacher M.S., Schwarzenbach R.P. (2010): Novel electrochemical approach to assess the redox properties of humic acids. *Environmental Science & Technology*, 47: 87–93.
- Bidar G, Pruvot C, Garçon G, Verdin A, Shirali P, Douay F. (2009): Seasonal and annual variations of metal uptake, bioaccumulation, and toxicity in *Trifolium repens* and *Lolium perenne* growing in a heavy metal-contaminated

- field. *Environmental Science and Pollution Research*, 16: 42–53.
- Debosz K., Vogensen L., Labouriau R. (2002): Carbohydrates in hot water extracts of soil and soil aggregates as influenced by long term management and organic amendments. *Communication in Soil Science and Plant Analysis*, 33: 623–634.
- Degens B., Sparling G. (1996): Changes in aggregation do not correspond with changes in labile organic C fractions in soil amended with ^{14}C -glucose. *Soil Biology and Biochemistry*, 28: 453–462.
- Dercová K., Sejáková Z., Skokanová M., Barančíková G., Makovníková J. (2007): Bioremediation of soil contaminated with pentachlorophenol (PCP) using humic acids bound on zeolite. *Chemosphere*, 66: 783–790.
- Dvořák M. (2013): Why we identify term “humus” with “soil organic matter” in pedology, if it directs us to wrong deductions? [Diploma Thesis.] České Budějovice, University of South Bohemia in České Budějovice, Faculty of Agriculture. (in Czech)
- Edwards J.H., Wood C.W., Thurlow D.L., Ruf M.E. (1999): Tillage and crop rotation effects on fertility status of a Hapludalf soil. *Soil Science Society of America Journal*, 56: 1577–1582.
- Fiala K., Krhovjáčková J. (2009): Methodology and Principles of Assessment of Chemical Parameters of Soils under Permanent Grassland. *Agrovýzkum Rapotín*. (in Czech)
- Ghani A., Dexter M., Perrot K.W. (2003): Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. *Soil Biology and Biochemistry*, 3: 1231–1243.
- Gondard D., Iglesias A., López R., Fiol S., Antelo J.M. and Arce F. (2006): Copper binding by peat fulvic and humic acids extracted from two horizons of an ombrotrophic peat bog. *Chemosphere*, 63: 82–88.
- Hanč A., Tlustoš P., Szaková J., Balík J. (2008): The influence of organic fertilizers application on phosphorus and potassium bioavailability. *Plant, Soil and Environment*, 54: 247–254.
- Hayes M.H.B. (1985): Extraction of humic substances from soil. In: Aiken G.R., Wershaw R.L., McKnight D.M., McCarthy P. (eds): *Humic substances in soil, sediments and water*. New York, John Wiley: 329–362.
- Hayes M.H.B., Clapp C.E. (2001): Humic Substances: Consideration of compositions, aspects of structure, and environmental influences. *Soil Science*, 166: 723–737.
- Haynes R.J. (2000): Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand. *Soil Biology and Biochemistry*, 32: 211–219.
- Hejcman M., Szaková J., Schellberg J., Tlustoš P. (2010): The Rengen Grassland Experiment: relationship between soil and biomass chemical properties, amount of elements applied, and their uptake. *Plant and Soil*, 333:163–179.
- Janzen H.H., Campbell C.A., Brandt S.A., Lafond G. P., Town-Ley-Smith L. (1992): Light-fraction organic matter in soils from long-term crop rotations. *Soil Science Society of America Journal*, 56: 1799–1806.
- Kabata-Pendias A. (2004): Soil–plant transfer of trace elements—an environmental issue. *Geoderma*, 122: 143–149.
- Kolář L., Klimeš F., Ledvina R., Kužel S. (2003): A method to determine mineralization kinetics of a decomposable part of soil organic matter in the soil. *Plant, Soil and Environment*, 49: 8–11.
- Kolář L., Kužel S., Horáček J., Čechová V., Borová-Batt J., Peterka J. (2009): Labile fractions of soil organic matter, their quantity and quality. *Plant, Soil and Environment*, 55: 245–251.
- Koo B.J., Chen W., Chang A.C., Page A.L., Granato T.C., Dowdy R.H. (2010): A root exudates based approach to assess the long-term phytoavailability of metals in biosolids-amended soils. *Environmental Pollution*, 158: 2582–2588.
- Körschens M. (1998): Soil organic matter and sustainable land use. *Advances in Geoecology*, 31: 423–430.
- Körschens M., Schultz E., Behm R. (1990): Hot water extractable carbon and nitrogen of soils as criteria of their ability for N-release. *Zentralblatt für Mikrobiologie*, 145: 30–311.
- 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: 17–23.
- Monreal C. M., Sultan Y., Schnitzer M. (2010): Soil organic matter in nano-scale structures of a cultivated Black Chernozem. *Geoderma*, 159: 237–242.
- Monteith D.T., Stoddard J.L., Evans C.D., de Wit H.A., Forstner M., Högåsen T., Wilander A., Skjelkvåle B.S., Jeffries D.S., Vuorenmaa J., Keller B., Kopáček J., Vesely J. (2007): Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature*, 450: 537–541.
- Nelson D.W., Sommers L.E. (1982): *Methods of Soil Analysis*. Part 2. Madison, ASA, SSSA Publications: 539–579.
- Němeček J. *et al.* (2001): *Taxonomic Classification System of Soils of the Czech Republic*. ČZU Praha. (in Czech)
- Padmavathiamma P.K., Li L.Y. (2010): Phytoavailability and fractionation of lead and manganese in a contaminated soil after application of three amendments. *Bioresource Technology*, 101: 5667–5676.
- Palmer N.E., Freudenthal J.H., von Wandruszka R. (2006): Reduction of arsenates by humic materials. *Environmental Chemistry*, 3: 131–136.
- Podlešáková E., Němeček J., Sirový V., Lhotský J., Macurová H., Ivánek O., Bumerl M., Hudcová O., Voplakal K.,

doi: 10.17221/5/2015-SWR

- Hálová, G., Blahovec F. (1992): Analyzes of Soil, Water and Plants. VÚMOP, Praha.
- Pospíšilová L., Škarpa P., Konečná M. (2011): Different carbon fractions in soils and their relationship with trace elements content. *Journal of Life Science*, 5: 316–321.
- Rook J.J. (1974): Formation of haloforms during chlorination of natural waters. *Water Treatment and Examination*, 23: 234–243
- Senesi N., Loffredo E. (2005): Metal ion complexation by soilhumic substances. In: Tabatabai M.A., Sparks D.L. (eds): *Chemical Processes in Soils*. Madison, SSA: 563–617.
- Šestauberová M., Novák F. (2011): Comparison of extractable soil carbon and dissolved organic carbon by their molecular characteristics. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendeliane Brunensis*, 6: 337–342.
- StatSoft (1997): *Statistica for Windows*. Tulsa, StatSoft.
- TerBraak C.J.F., Šmilauer P. (2002): *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (Version 4.5)*. Ithaca, Microcomputer Power.
- Theng B.K., Yuan C. (2008): Nanoparticles in the soil environment. *Elements*, 6: 395–399.
- Tlustoš P., Száková J., Šichorová K., Pavlíková D., Balík J. (2007): Risk of the metals in soils in agroecosystems in the Czech Republic. Prague, VÚRV. Available at http://www.phyosanitary.org/projekty/2007/VVF_08_2007.pdf (accessed June 2014). (in Czech)
- Uchida Y., Nishimura S., Akiyama H. (2012): The relationship of water-soluble carbon and hot-water soluble carbon with soil respiration in agricultural fields. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 156: 116–122.
- Váchalová R., Kolář L., Kobes M., Váchal J. (2013): The effect of grassland management practises on differentiation of soil organic matter fractions. *Advanced Crop Science*, 3: 472–478.
- Zsolnay A. (2003): Dissolved organic matter: artefacts, definitions, and funtions. *Geoderma*, 113: 187–209.

Received for publication January 13, 2015
Accepted after corrections May 7, 2015

Corresponding author:

Mgr. HANA KARABCOVÁ, Agrovýzkum Rapotín, s.r.o., Výzkumníků 267, 788 13 Vikýřovice, Česká republika;
e-mail: hana.karabcova@vuchs.cz

Effect of cutting frequency on species richness and dry matter yield of permanent grassland after grazing cessation

Marie Stybnarova^a, Josef Hakl^b, Hana Bilosova^a, Pavlína Micova^a, Oldrich Latal^a and Jan Pozdisek^a

^aAgrovyzkum Rapotin Ltd., Vikyrovice, Czech Republic; ^bDepartment of Forage Crops and Grassland Management, Faculty of Agrobiolology, Food and Natural Resources, Czech University of Life Sciences, Prague, Czech Republic

ABSTRACT

The effect of grazing cessation management has only rarely been investigated. In this study, the influence of cutting regime in the absence of fertilization was examined during 2005–2011 on a semi-natural grassland in Rapotin (Czech Republic) which had been grazed for more than 30 years before the start of the trial. This was conducted as a randomized plot design with five levels of treatment: 4 C – intensive (four cuts per year); 3 C – medium intensive (three cuts per year); 2 C – low intensive (two cuts per year); 1 C – extensive (one cut per year); 0 C – abandoned (control; without any management). Species richness was significantly lower in treatments 1 C and 0 C than in other treatments. Management and year had similar and significant influence on species composition and explained 23% of its variability. Dry matter (DM) yields were found to be lower in three-cut than in two-cut treatments (5.56 t ha⁻¹ and 6.22 t ha⁻¹, respectively). In the case of grazing cessation, a suitable compromise of three cuts per year can be recommended to guarantee maintenance of species richness, botanical composition, and appropriate grass forage yield under similar site conditions.

ARTICLE HISTORY

Received 15 May 2015
Accepted 10 December 2015

KEYWORDS

Conservation management;
ecological succession;
abandonment; small-plot trial

Introduction

The area of species-rich grassland in northwestern Europe declined dramatically during the twentieth century (Walker et al. 2004). Rapid decline in semi-natural grasslands has taken place in Britain (Gibson et al. 1987), the Netherlands (Berendse et al. 1992), Switzerland (Stampfli & Zeiter 1999), and in other European countries. Wallis de Vries et al. (2002) reported that recent estimates of the remaining extent of species-rich semi-natural grassland across the EU was about 10%, and successional decrease is still in progress (Krauss et al. 2010). Semi-natural grasslands are threatened both by intensive farming and by the abandonment of farmland in marginal areas, although they are of great conservation interest because of their high species richness (Soussana & Duru 2007; Bonanomi et al. 2013; Dicks et al. 2013). This situation was exacerbated by the political changes after 1989, which led to a decrease in livestock number in many countries of Eastern and Central Europe, with a negative effect on the management and utilization of grasslands in all production areas (e.g. Hochberg & Zopf 2011; Warda & Kozłowski 2012). Hence, alternative management practices to grazing are necessary to avoid grassland degradation and loss of diversity.

Decrease in livestock number and the necessity for diversity maintenance are two main reasons for changing the management of grazing into cutting. Grassland experiments have been

conducted across many sites in Europe with the aim of exploring the plant diversity of grasslands in relation to various factors (e.g. Hellström et al. 2003; Berg et al. 2012; Valkó et al. 2012). *Vis a vis* botanical composition, research was mainly connected with the effect of fertilization (e.g. Hrevašová et al. 2009), rarely with changes in the way grassland was utilized (e.g. Plantureux et al. 1993). In many cases (except e.g. *Mesobromion* with *Juniper communis*) cutting can be an alternative to grazing. In view of the frequent cessation of management of formerly grazed grassland, the question arises whether cutting is equally suitable for maintaining the typical species richness and vegetation composition of grassland.

Our study broadens current knowledge on the impact of grazing cessation in relation to intensity of cutting management. This effect was evaluated for floristic composition, species diversity (richness), and dry matter (DM) yield. The following questions were asked: (i) How are plant species richness and composition affected by different cutting intensities after grazing management cessation? (ii) Which intensity of cutting is suitable for unfertilized grassland from the viewpoint of floristic diversity maintenance and for adequate forage production under the site conditions of our study?

Material and methods

Study site

The experimental site was situated in the Czech Republic at 390 m above sea level on an east decline (with 5.1–6.2° slope angle) in a moderately warm region without temperature extremes (Quitt 1971). Average annual temperature is 7.7°C and annual precipitation 693 mm. Further meteorological data are given in Table 1. The soil was sandy-loam, *Haplic Cambisol* with horizons Am–Bv–Bv/Cc–Cc (classification system according to IUSS Working Group WRB 2006). Table 2 shows agrochemical parameters of soil horizons determined in spring 2005. The nutrient availability on the site for P and Mg was good, and it was sufficient for K. The vegetation of the experimental pasture belonged to the class: *Molinio-Arrhenatheretea* (Tüxen 1937), the alliance: *Cynosurion cristati* (Tüxen 1947); the association: *Lolio perennis-Cynosuretum cristati* (Tüxen 1937) (Moravec 1995).

Experimental design

In 2005, the experiment was initiated on grassland which had been used for cattle grazing (continuous stocking by the extensive grazing management, Allen et al. 2011) for over 30 years without any application of artificial fertilizers. A long-term small plot experiment was investigated during 2005–2011 in the locality of Rapotín (50°00'32"N; 17°00'83"E). The design consisted of four treatments with different cutting intensities in four replicates: 4 C – intensive (four cuts per year; first cut on 15th May, next cuts after 45 days); 3 C – medium intensive (three cuts per year; first cut on 30th May, next cuts after 60 days); 2 C – low intensive (two cuts per year; first cut on 15th June, next cuts after 90 days); 1 C – extensive (one cut per year on 30th June). There was also a treatment without any management in four replicates as control: 0 C – abandoned. Per plot, phytosociological relevés of 30 m² size (4.0 m × 7.5 m) were used to investigate the vegetation composition. The treatment description is provided in more detail in Table 3. No manure was applied on the swards after the experiment was set up.

Data collection

The projective dominance (D) of all vascular plant species was visually estimated directly in percentages in each plot in May (before the first harvest) each year of the study. The reduced projective dominance method (Velich 2002) was used, where the total cover of all species is 100%. Plant species were determined based on the descriptions of the vascular plants in the national flora

Table 1. Meteorological data of the experimental site.

Year	Months												Average		Deviation ¹
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Annual	Vegetation period	
	Daily average temperature [°C]														
2005	-1.3	-4.5	-0.7	8.9	12.7	15.6	18.3	15.7	13.4	4.9	3.1	-1.7	7.03	14.10	-0.17
2006	-8.4	-2.6	-1.8	9.3	11.2	15.8	19.3	14.2	12.6	7.8	4.9	1.6	6.99	13.73	-0.21
2007	2.4	1.8	3.3	6.9	12.9	16.8	17.0	15.8	9.5	6.3	1.0	-2.0	7.64	13.15	0.44
2008	0.3	0.5	1.4	6.5	11.7	16.1	16.7	15.0	10.5	7.0	4.7	0.5	7.58	12.75	0.38
2009	-5.3	-1.5	2.3	8.5	11.4	14.2	16.8	16.0	12.6	6.1	4.0	-1.4	6.98	13.25	-0.23
2010	-6.2	-2.6	0.9	6.2	11.4	16.3	18.9	16.0	10.1	4.4	5.4	-5.8	6.25	13.15	-0.95
2011	-2.9	-3.8	3.0	10.5	12.8	17.5	17.0	18.1	14.2	7.8	2.3	1.1	8.13	15.02	0.93
Year	Precipitation (mm)												Total		Deviation ¹
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Annual	Vegetation period	
2005	90.0	45.0	27.5	23.5	76.0	50.0	78.0	69.0	19.0	56.0	120.0	74.6	728.6	315.5	35.6
2006	36.1	63.7	62.7	62.2	84.7	89.2	41.3	125.3	22.9	31.3	73.7	32.5	725.6	425.6	32.6
2007	85.6	47.2	40.1	4.0	66.4	61.5	86.6	68.3	67.9	35.9	67.0	39.9	670.4	354.7	-22.6
2008	69.4	14.3	90.9	34.2	71.1	92.9	96.4	78.3	18.6	31.0	44.3	19.8	661.2	391.5	-31.8
2009	37.3	56.3	70.3	16.2	66.9	88.7	120.6	35.1	10.6	78.1	41.2	68.1	689.4	338.1	-3.6
2010	62.6	45.3	28.2	25.8	176.6	68.5	135.1	128.9	93.1	5.5	73.9	54.7	898.2	628.0	205.2
2011	39.8	7.7	25.0	29.5	52.0	94.0	154.0	98.1	36.1	37.2	2.0	84.0	659.4	463.7	-33.6

¹Deviation from long-term annual average (1961–1990). Data provided by the Czech Hydrometeorological Institute (CHMI).

Table 2. Agrochemical soil properties of the experimental area.

Horizon	pH _{KCl}	C _{ox} (%)	Ratio C:N	N _t (g kg ⁻¹)	P (mg kg ⁻¹)	K (mg kg ⁻¹)	Ca (mg kg ⁻¹)	Mg (mg kg ⁻¹)
Am	4.63	4.34	10.01	1.34	53	109	1 799	124
Bv	4.60	0.73	9.50	0.77	78	62	1 442	97
Bv/Cc	4.41	0.33	8.43	0.39	27	53	1 753	131
Cc	4.44	0.19	10.45	0.18	29	45	1 875	166

pH_{KCl} = pH provided in KCl solution; C_{ox} = oxidizable carbon; N_t = total nitrogen in soil (determined by Kjeldahl method); P, K, Ca, Mg ... macronutrients (provided in Mehlich III solution).

Table 3. Description of treatments with different grasslands exploitation intensity.

Treatment	Exploitation intensity	Number of cuts per year	First cut	Second cut	Third cut	Fourth cut
4 C	Intensive	Four	May 15	June 30	Aug. 15	Sept. 30
3 C	Medium intensive	Three	May 30	July 30	Sept. 30	–
2 C	Low intensive	Two	June 15	Sept. 15	–	–
1 C	Extensive	One	June 30	–	–	–
0 C	Abandoned (control)	None	–	–	–	–

(Kubát et al. 2002). Species diversity was measured as the total number of species (richness) recorded in each treatment. In the subsequent RDA, only dominant species were included.

DM annual yield of grasslands was also evaluated. In each plot, the sward was mown by machine on the dates of cutting (see Table 3) leaving a stubble height of approximately 5 cm. The harvested fresh biomass was immediately weighed and the percentage DM determined in the laboratory after 48 h of drying at 65°C and DM yield (t ha⁻¹) was calculated.

Data analysis

Two-way ANOVA (treatment as factor A and year as factor B) followed by post-hoc comparison using LSD test at the 0.05 level of significance was used to evaluate significant differences between treatments for the mean values of species richness and DM yield (software Statistica v. 10). We checked the validity of the assumptions for parametric ANOVA by the Cochran's test. Redundancy analysis (RDA) was used to investigate the relationships between species composition (dependent variables) and applied management (categorical explanatory variables) over investigated 7 year period where years were considered as categorical explanatory variables (see Figure 1). Centering and standardization by species was used in all analyses. Replicates of treatments were considered as covariate; therefore their effect was excluded from the partial analyses (see Table 4). The statistical significance of the canonical axes was determined by the Monte Carlo permutation test within each replicate (499 permutations). All ordination analyses were performed in the CANOCO program (ter Braak & Šmilauer 2002). An ordination diagram was created in CanoDraw for graphically visualizing the results.

Results

Dominance of relevant plant species

The RDA results for changes in dominance of relevant plant species are shown in Table 4. Both management and years significantly influenced species composition and explained 23% of the variability whereas interaction between them explained 43%. The contribution of year and management to the explained variability was around 11% (Table 4). The relationship among dominant species and both explanatory variables (treatment and year) are shown in Figure 1. The first canonical axis explained 6% of the variability.

The year effect was associated with a decreasing ($P < 0.05$) dominance of *Poa pratensis* (decrease by 27% cover) and *Dactylis glomerata* (decrease by 10% cover). Species with increasing ($P < 0.05$)

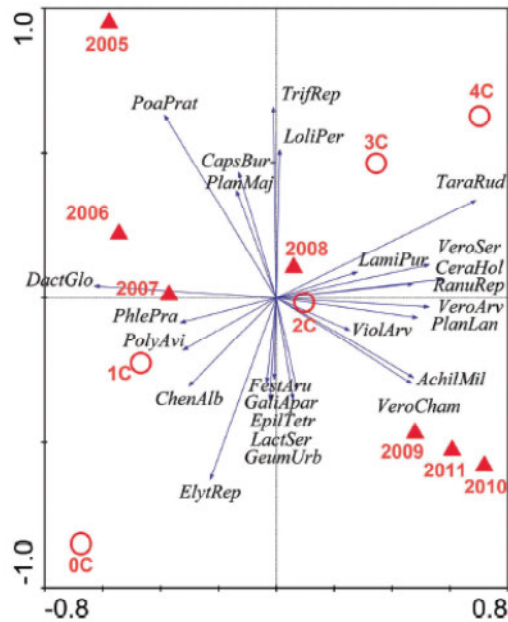


Figure 1. Redundancy analysis of relationships between species composition of treatments (dependent variables) under different cutting regimes (explanatory variables; circles; numbers 0, 1, 2, 3, 4 represent number of cut per year) over 7-year period (explanatory variables, triangles).

Note: AchilMil = *Achillea millefolium*; CapsBur = *Capsella bursa-pastoris*; ChenAlb = *Chenopodium album*; CeraHol = *Cerastium holosteoides*; DactGlo = *Dactylis glomerata*; ElytRep = *Elytrigia repens*; EpiTetr = *Epilobium tetragonum*; FestAru = *Festuca arundinacea*; GaliApar = *Galium aparine*; GeumUrb = *Geum urbanum*; LactSer = *Lactuca serriola*; LamiPur = *Lamium purpureum*; LoliPer = *Lolium perenne*; PhlePra = *Phleum pratense*; PlanLan = *Plantago lanceolata*; PlanMaj = *Plantago major*; PoaPrat = *Poa pratensis*; PolyAvi = *Polygonum aviculare*; RanuRep = *Ranunculus repens*; TaraRud = *Taraxacum* sect. *Ruderalia*; TrijRep = *Trifolium repens*; VeroArv = *Veronica arvensis*; VeroCham = *Veronica chamaedrys*; VeroSer = *Veronica serpyllifolia*; ViolArv = *Viola arvensis*.

Table 4. Results of redundancy analyses (RDA) that investigated the effect of categorical explanatory variables on variability of botanical composition after grazing management cessation.

Explanatory variables	Covariate	% ax. 1 % ax. 2 (all)	F 1 (all)	P 1 (all)
Year, management	Replicate	6.5	10.4	0.002
		5.9	(4.6)	(0.002)
Year × management	Replicate	(23.2)		
		7.8	10.5	0.002
		6.4	(2.8)	(0.002)
Year	Management, replicate	(42.8)		
		6.2	11.2	0.002
Management	Year, replicate	1.7	(3.9)	(0.002)
		(12.0)		
		5.9	10.8	0.002
		0.3	(5.5)	(0.002)
		(11.2)		

% ax. 1 (all) – variability of botanical composition explained by canonical axis 1 or by all axes in brackets; F 1 (all) – F statistics for the test of axis 1 or all axes in brackets; P 1 (all) – corresponding probability value obtained by the Monte Carlo permutation test (499 permutations) for the test of axis 1 or all axes in brackets.

abundance were *Achillea millefolium* (increase by 10% cover), *Veronica chamaedrys* (increase by 4% cover), *Plantago lanceolata* (increase by 3% cover), *Veronica arvensis* (increase by 3% cover). Regarding the effect of management, dominance of tall grasses (*Dactylis glomerata*, *Elytrigia repens*) was retained on the 0 C and 1 C treatments, while *Festuca arundinacea* increased in abundance (by 5% cover). However, there also some forb species were dominant in these treatments; for example *Chenopodium album* (7% in 2006). In contrast, 3 C and 4 C treatments retained higher dominance of *Trifolium repens*, *Lolium perenne*, or *Plantago major*, and over 7-year period increased ($P < 0.05$) species abundance, such as *Taraxacum* sect. *Ruderalia*, *Veronica serpyllifolia*, *Cerastium holosteoides*, or *Ranunculus repens*.

Species richness

Apropos the year effect, with the exception of the abandoned grassland we found an increase in the species richness under all treatments over 7 years after the cessation of the intensive grazing (Table 5). In the abandoned grassland, there was a slight, insignificant increase in species richness during the first 3 years after abandonment (from 17 species in 2005 to 24 species in 2008). However, the total number of species started to decrease after the year 2008 up to the lowest level (14 species) in 2011.

Management had a significant effect on species richness in our study (Tables 5 and 6). Abandonment and one cut per year led to significantly ($P < 0.05$) lower species richness (18 and 20 species, respectively) than more intensively utilized plots.

Dry matter yield

The third year of our monitoring was distinguished by low values of DM yield for each treatment compared to other years (Table 7). As apparent from Table 1, April 2007 was characterized by an exceptionally low sum precipitation (4.0 mm), which negatively affected the spring growth of the plants and resulted in significant decrease in mean total seasonal DM yield (3.27 t ha^{-1}).

In the means for years (Tables 7 and 8), we found that the DM yield was the highest ($P < 0.05$) in grasslands used twice a year with delayed initial cutting from May to June (6.22 t ha^{-1}). In contrast,

Table 5. Species richness upon different cutting frequency after grazing management cessation.

Treatment ¹	Year							Means of 2005–2011
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	
4 C – intensive	21 ^a	21 ^a	20 ^a	23 ^{ab}	21 ^a	27 ^a	23 ^a	22 ^a
3 C – medium intensive	20 ^a	23 ^a	21 ^a	24 ^{ab}	25 ^b	28 ^a	24 ^a	24 ^a
2 C – low intensive	20 ^a	22 ^a	21 ^a	25 ^a	24 ^b	27 ^a	23 ^a	23 ^a
1 C – extensive	17 ^b	17 ^b	18 ^b	20 ^b	22 ^a	24 ^a	19 ^b	20 ^b
0 C – abandoned (control)	17 ^b	17 ^b	16 ^b	24 ^{ab}	21 ^a	16 ^b	14 ^c	18 ^c
Mean	19	20	19	23	23	24	21	21
F ratio	2287.0	1559.8	2665.6	1832.0	2642.2	1212.1	748.2	11,250.8
P-value	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001

The mean values in the columns with different superscript letters are significantly different at $P < 0.05$ level (LSD test).

¹Treatments are inscribed in Table 3.

Table 6. Results of two-way ANOVA for the species richness.

	F ratio	P-value
Intercept	11,250.8	<0.001
Year	16.43	<0.001
Treatment	34.19	<0.001
Year × treatment	2.60	<0.001

Table 7. Dry matter (DM) yields (t ha^{-1}) upon different cutting frequency after grazing management cessation.

Treatment ¹	Year							Means of 2005–2011
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	
4 C – intensive	6.02 ^{ab}	4.54 ^a	2.96 ^a	6.98 ^a	5.55 ^a	7.17 ^a	6.09 ^a	5.62 ^a
3 C – medium intensive	6.78 ^a	5.51 ^b	3.04 ^a	6.34 ^a	4.55 ^{bc}	6.86 ^{ab}	5.87 ^a	5.56 ^a
2 C – low intensive	7.72 ^c	6.04 ^b	4.07 ^b	8.82 ^b	4.89 ^{ab}	6.45 ^{ab}	5.58 ^a	6.22 ^b
1 C – extensive	5.29 ^b	3.32 ^c	2.99 ^a	6.34 ^a	4.05 ^c	5.77 ^b	4.64 ^b	4.63 ^c
0 C – abandoned (control)	–	–	–	–	–	–	–	–
F ratio	2513.4	1515.6	1092.4	1810.1	1398.1	1021.7	2118.9	10,889.9
P-value	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001

The mean values in the columns with different superscript letters are significantly different at $P < 0.05$ level (LSD test).

¹Treatments are inscribed in Table 3.

Table 8. Results of two-way ANOVA for the dry matter yields.

	F ratio	P-value
Intercept	10,889.98	<0.001
Year	95.20	<0.001
Treatment	38.99	<0.001
Year × treatment	4.93	<0.001

grasslands with intensive cutting frequency and medium intensive cutting frequency (first harvest on 15th May and 30th May, respectively) had significantly lower yields (4 C: 5.62 t ha^{-1} and 3 C: 5.56 t ha^{-1}). For the one-cut regime (cutting date on 30th June), a significantly lower DM yield was found (4.63 t ha^{-1}) in the means for years. There was a considerable amount of remaining forage which was not harvested at the end of growing season in treatment 1 C.

Discussion

Floristic composition (dominance of relevant plant species)

Based on the RDA analyses, we found that year and cutting frequency significantly affected the vegetation composition after the cessation of grazing. Apart from weather conditions, the effect of year was also associated with the local oligotrophication (nutrient removal from the soil system through the harvests) as the swards were not fertilized after the experimental setup. For cutting management, our findings correspond to Ziliotto et al. (2002). These authors emphasized that with the reduction in cutting frequency, some tall and very competitive grasses, like *Festuca arundinacea* and *Dactylis glomerata* are favored. For legume species, our finding of increased cover of *Trifolium repens* with increasing intensity of utilization is in line with Hejzman et al. (2010), Zableckiene and Butkute (2005), and Pavlů et al. (2013). This can be explained by the intolerance of this species to shade (Grime et al. 1988; Annicchiarico & Proietti 2010).

If the harvest was totally abandoned, tall-growing, tussock-forming, and broad-leaved perennial species may gain dominance. Kryszak and Kryszak (2005) documented that longer periods of nonutilization, extending for over 10 years, result in the development of new syntaxons where new, more competitive, and expansive species emerge and the number of grassland species richness gradually declines.

Species richness

The influence of intensity of utilization on floristic diversity is not always clear and the results of different authors vary (Bassignana et al. 2002; Plantureux et al. 1993; Smith et al. 1996; Isselstein et al. 2005; Smits et al. 2008; Csörgő & Demeter 2012; Michaud et al. 2012; Britaňák et al. 2013; Dicks et al. 2013). Differences may be attributed to, for example different site conditions and research

methods. In our study, the total number of plant vascular species increased for treatments with more than one cut (especially for the treatments cutting two or three times), which is in agreement with Gaisler et al. (2011). Kohoutek et al. (2009) reported that changing utilization intensity from four-cut (intensive) to two-cut management (extensive) decreased the number of species in the vegetation in line with our results.

Abandonment had the most negative effect of all treatments on the plant species richness. Many other investigations have shown that almost independent of the vegetation type, cessation of grassland management leads to a successional change and to a loss of plant species diversity (Huhta 2001; Isselstein et al. 2005; references therein, Prévosto et al. 2011; Csergő & Demeter 2012). On a local scale, vegetation succession facilitates the invasion of shrubs, the dominance of tall growing species from later successional stages, and the competitive exclusion of species typical for managed grasslands (Krahulec et al. 2001; Moog et al. 2002; Pykälä 2003; Hejcman et al. 2004; Kryszak & Kryszak 2005; Pavlů et al. 2005; Zarzycki & Mistral 2010; Bohner & Starlinger 2011). Willems (1983) documented that under the canopy in the abandoned plots, light intensity and the Red/Far-red ratio are very low, which partly explains the decrease in species number as such conditions are not favorable to seedling emergence and survival.

So far, ecologists have not been able to establish one general, unifying theory for succession induced changes in species composition following abandonment. In reality, the course of succession appears to be unique for each site and year (Kahmen & Poschlod 2004). Tasser and Tappeiner (2002) found that succession started immediately after abandonment depending on altitude. Succession proceeded at different speeds and in various stages.

Dry matter yield

Kováčiková et al. (2012) reported that cutting frequency influenced the DM production, which was higher after two cuts than three or four cuts. Our results also correspond with Kramberger et al. (1997), Hrabě and Knot (2011), and Kohoutek et al. (2009). Gruber et al. (2000) documented that four cuts are unfavorable in terms of production. Parsons et al. (2011) discussed DM yield in relation to phenological development of the swards.

The fluctuation of DM yield over the 7 years of our study was also influenced by the climatic conditions that differed between years significantly. Our finding of an influence of the year on DM yield was further mentioned and described in relation to climatic conditions in the paper of Criste et al. (2013). Kramberger et al. (2014) found that the annual herbage DM yield correlated highly with the precipitation during the March–August period. This is fully in accord with our findings.

In the Czech Republic, semi-natural grasslands cover an area about 300 thousand ha. However in many cases, these grasslands are abandoned because farmers generally harvest more productive grasslands. Large areas have remained without any management and these meadows and pastures are often degraded. Tall dicotyledonous plants and invasive species spread, and shrubs and trees have begun to colonize unmanaged stands (Pavlů et al. 2008). This situation is exacerbated by the low livestock number bred in the Czech Republic. Cow numbers decreased from 1236 thousand in 1990 to 552 thousand in 2013, of which 367 thousand were dairy cows and 185 thousand were suckler cows (according to data from the Czech Statistical Office released in 2014). More than a 50% reduction in cattle numbers in the Czech Republic has made the management of permanent grasslands difficult (Frelich et al. 2006). Taking into account the low livestock number (especially dairy cows) bred in the Czech Republic, there is a need to decrease the forage yield from permanent grasslands because not all available forage is needed as forage for farm animals. This study showed that the three-cut meadows had no negative impact on species richness compared to the two cut regime. However, three-cut meadows produced significantly less biomass but presumably (not measured in this study) forage of higher nutrient content than two-cut meadows without leaving the rest of the forage on the field.

Conclusion

In 7 years of abandonment after grazing, we found a significant decrease in the species richness and a significant reduction in percentage cover of high-quality fodder species. Similar results were also found for the one-cut regime. A minimum of two cuts per year is therefore necessary for floristic diversity maintenance in the site conditions. The three-cut regime had no negative impact on species richness compared to the two cut regime. Three-cut meadows produced significantly less biomass than two-cut meadows. Taking into account the low livestock number (especially dairy cows) bred in the Czech Republic, less forage than available is actually needed as forage. The three-cut regime therefore can be recommended in the site conditions.

Disclosure statement

No potential conflict of interest was reported by the authors.

Funding

This work was supported by the Ministry of Agriculture of the Czech Republic under institutional support Decision No. RO1215 from 26 February 2015 for the long-term conceptual development of the research organization; and by the Ministry of Education, Youth and Sports of the Czech Republic under 'S' Grant and projects No. LG13019 and No. LG15025.

Notes on contributors

Marie Stybnarova is the research and development worker at Agrovyzkum Rapotín Ltd. She received her Ph.D. from the Czech University of Life Sciences in Prague. Her research interests and publications relate to the evaluation of grassland floristic composition, forage yield and quality (determination of organic matter digestibility by *in vitro* tests). She has participated in some projects based on the experiments with different grassland management. She actively attends international conferences and she publishes her results in various journals. She is the author of a few methodical handbooks for farmers. Her current research interest includes the study of the renewed cattle grazing in the Protected Landscape Area Jeseníky (the Czech Republic).

Josef Hák is Associate Professor of Forage Crops and Grassland Management at the Czech University of Life Sciences in Prague. His research interests include annual and perennial forage species regarding to their ecology, productivity, forage quality as well as their non-productive functions.

Hana Bilosova is the research and development worker at Agrovyzkum Rapotín Ltd. Her research covers the area of soil quality by different grassland management. She is the author and co-author of few papers in international journals. She is currently on her maternity leave.

Pavlna Micova is the research and development worker at Agrovyzkum Rapotín Ltd., specializing in grassland evaluation mainly from the viewpoint of its floristic composition. After she returned from her maternity leave, she was head of the department of the feed production, animal nutrition and agro-ecology at Agrovyzkum Rapotín Ltd.

Oldřich Látal is the research and development worker at Agrovyzkum Rapotín Ltd. He received his Ph.D. from Mendel University in Brno. His research is aimed at ruminant nutrition, rumen microbiology, ethology, cattle breeding, evaluation of nutrition value of grassland and feed for ruminants. He solves and participates on research projects and attends international conferences with active results presentations. He owns the licence of insemination technical for the cattle, sheep and goats. He is the author of a few methodical handbooks for farmers.

Jan Pozdíšek is the senior researcher at Agrovyzkum Rapotín Ltd. His main research activities are evaluation of the nutrition value of feed, nutrition of cattle, non-productive functions of grassland, participation on current normative recommendations for nutrition of ruminants. He attends conferences with active results presentation and he publishes his results in various journals. He is the accredited adviser for agriculture. He is the author of the utility model No. 6134 Reactor for feed testing. He solves projects mainly of the National Agency for Agricultural Research.

References

- Allen VG, Batello C, Berretta EJ, Hodgson J, Kothmann M, Li X, McIvor J, Milne J, Moris C, Peeters A, Sanderson M. 2011. An international terminology for grazing lands and grazing animals. *Grass Forage Sci.* 66:2–28.
- Annicchiarico P, Proietti S. 2010. White clover selected for enhanced competitive ability widens the compatibility with grasses and favours the optimization of legume content and forage yield in mown clover-grass mixtures. *Grass Forage Sci.* 65:318–324.
- Bassignana M, Bozzo F, Gusmeroli F, Kasal A, Ligabue M, Orlandi D, Parente G. 2002. Specific biodiversity in alpine meadows at different degree of utilisation intensity. *Grassl Sci Eur.* 7:1010–1011.
- Berendse F, Oomes MJM, Altena HJ, Elberse W. 1992. Experiments on the restoration of species-rich meadows in The Netherlands. *Biol Conserv.* 62:59–65.
- Berg M, Joyce C, Burnside N. 2012. Differential responses of abandoned wet grassland plant communities to reinstated cutting management. *Hydrobiologia.* 692:83–97.
- Bohner A, Starlinger F. 2011. Effects of abandonment of montane grasslands on plant species composition and species richness – a case study in Styria, Austria. *Grassl Sci Eur.* 16:604–606.
- Bonanomi G, Incerti G, Allegranza M. 2013. Assessing the impact of land abandonment, nitrogen enrichment and fairy-ring fungi on plant diversity of Mediterranean grasslands. *Biodivers Conserv.* 22:2285–2304.
- Britanák N, Rataj D, Ilavská I, Hanzes L. 2013. Production capacity of a mountain meadow in Slovakia. In: Michalk DL, Millar GD, Bardgery WB, Broadfoot KM, editors. *Proceedings of the 22nd International Grassland Congress – Revitalising Grassland to Sustain our Communities; 2013 Sept 15–19; Sydney.* New South Wales Department of Primary Industry, Orange New South Wales, Australia.
- Criste D, Mihai G, Sima N, Medrea I, Botis A, Sima R. 2013. Studies regarding the influence of organic and mineral fertilisation on the permanent grassland from Maramures depression – Petrova. *Bulletin UASVM Anim Sci Biotechnol.* 70:240–243.
- Csergő AM, Demeter L. 2012. Plant species diversity and traditional management in Eastern Carpathian grasslands [Internet]. c2012–2015. European Forum on Nature Conservation and Patoralism (EFNCP); [cited 2015 Feb 6]. Available from: http://www.efncp.org/download/pogany-havas_botany.pdf
- Dicks LV, Ashpole JE, Dänhardt J, James K, Jönsson A, Randall N, Showler DA, Smith RK, Turpie S, Williams D, Sutherland WJ. 2013. *Farmland conservation: Evidence for the effects of interventions in northern and western Europe.* Exeter: Pelagic Publishing.
- Frelich J, Pecharová E, Klimeš F, Šlachta M, Hakrová P, Zdražil V. 2006. Landscape management by means of cattle pasturage in the submountain areas of the Czech Republic. *Ekológia.* 25:116–124.
- Gaisler J, Pavlů V, Pavlů L. 2011. Effect of different extensive management treatments on the plant diversity of an upland meadow without forage utilisation. *Grassl Sci Eur.* 16:577–579.
- Gibson CWD, Watt TA, Brown VK. 1987. The use of sheep grazing to recreate species-rich grassland from abandoned arable land. *Biol Conserv.* 42:165–183.
- Grime JP, Hodgson JG, Hunt R. 1988. *Comparative plant ecology a functional approach to common British species.* London: Unwin Hyman.
- Gruber L, Steinwider A, Guggenberger T, Schauer A, Häusler J, Steinwider R, Steiner B. 2000. Einfluss der Grünlandbewirtschaftung auf Ertrag, Futterwert, Milcherzeugung und Nährstoffausscheidung. [Influence of grassland management on yield, nutritive value, milk production and nutrient secretion]. In: *Proceedings of the Conference 27th Cattle farming workshop on the subjects of the management of high-yielding cows, grassland management and milk production, and organic farming; 2000 June 6–8; BAL Gumpenstein, Austria.*
- Hejman M, Pavlů V, Gaisler J. 2004. Vegetation structure under unmanaged, grazed and cut grassland in the Giant Mountains, Czech Republic. *Grassl Sci Eur.* 9:213–215.
- Hejman M, Schellberg J, Pavlů V. 2010. Long-term effects of cutting frequency and liming on soil chemical properties, biomass production and plant species composition of *Lolium-Cynosuretum* grassland after the cessation of fertilizer application. *Appl Veg Sci.* 13:257–269.
- Helström K, Huhta AP, Rautio P, Tuomi J, Oksanen J, Laine K. 2003. Use of sheep grazing in the restoration of semi-natural meadows in northern Finland. *Appl Veg Sci.* 6:45–52.
- Hochberg H, Zopf D. 2011. Sustainable management of *Nardetum strictae* – without animals? *Grass Sci Eur.* 16:410–412.
- Hrabě F, Knot P. 2011. The effect of trophism level and exploitation intensity on the production characteristics of grassland community dominated by *Festuca arundinacea* Schreb. *Plant Soil Environ.* 57:160–165.
- Hrevašová Z, Hejman M, Pavlů V, Hak J, Klaudivová M, Mrkvicka J. 2009. Long-term dynamics of biomass production, soil chemical properties and plant species composition of alluvial grassland after the cessation of fertilizer application in the Czech Republic. *Agric Ecosyst Environ.* 130:123–130.
- Huhta AP. 2001. *Restorative mowing on semi-natural grasslands: community-level changes and species level responses.* Oulu: Oulu University Press.
- Isselstein J, Jeangros B, Pavlů V. 2005. Agronomic aspects of biodiversity targeted management of temperate grasslands in Europe – A review. *Agron Res.* 3:139–151.

- Kahmen S, Poschlod P. 2004. Plant functional trait responses to grassland succession over 25 years. *J Veg Sci.* 15:21–32.
- Kohoutek A, Kvapilík J, Čagaš B, Hrabě F, Pozdíšek J. 2009. Selected indicators of productive and extraproductual management of grasslands in the Czech Republic. *Grassl Sci Eur.* 14:11–24.
- Kováčková Z, Vargová V, Michalec M. 2012. Effects of non-fertilised grassland management intensity on herbage quality and quantity. *Agriculture (Polnohospodárstvo).* 58:41–49.
- Krahulec F, Skálová H, Herben T, Hadincová V, Wildová R, Pecháčková S. 2001. Vegetation changes following sheep grazing in abandoned mountain meadows. *Appl Veg Sci.* 4:97–102.
- Kramberger B, Gselman A, Kolpak M. 1997. The effects of cutting frequency on the yield and floristic diversity of grassland. In: Kolpak, M, editor. *Proceedings of the International Occasional Symposium of the European Grassland Federation - Management for grassland biodiversity; 1997 May 19–23; Warszawa-Lomza (Poland).*
- Kramberger B, Gselman A, Podvršník M, Lešník M, Škorjanc D. 2014. Effects of low precipitation periods on the herbage yield of mesic semi-natural grasslands under different cutting regimes. *Zemdirbyste-Agric.* 101:11–18.
- Krauss J, Bommarco R, Guardiola M, Heikkinen RH, Helm A, Kuussaari M, Lindborg R, Ockinger E, Pärtel M, Pino J, et al. 2010. Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecol Lett.* 13:597–605.
- Kryszak J, Kryszak A. 2005. Floristic changes in meadow swards after suspension of utilisation. *Grassl Sci Eur.* 10:272–275.
- Kubát K, Hrouda L, Chrtěk J, Kaplan Z, Kirschner J, Štěpánek J. 2002. *Klíč ke květeně České republiky.* [Key to the flora of the Czech Republic]. Prague: Academia.
- Michaud A, Plantureux S, Amiaud B, Carrère P, Cruz P, Duru M, Dury B, Farruggia A, Fiorelli JL, Kerneis E, Baumont R. 2012. Identification of the environmental factors which drive the botanical and functional composition of permanent grasslands. *J Agric Sci.* 150:219–236.
- Moog D, Poschlod P, Kahmen S, Schreiber KF. 2002. Comparison of species composition between different grassland management treatments after 25 years. *Appl Veg Sci.* 5:99–106.
- Moravec J. 1995. *Rostlinná společenstva České republiky a jejich ohrožení.* 2nd ed. Litoměřice: Czech Botanical Society.
- Parsons A, Rowarth J, Thornley J, Newton P, Lemaire G, Hodgson J, Chabbi A. 2011. Primary production of grasslands, herbage accumulation and use, and impacts of climate change. In: Lemaire, G, Hodgson, J, Chabbi, A, editors. *Grassland productivity and ecosystem services.* Wallingford (UK): CAB International; p. 3–18.
- Pavlu L, Pavlu V, Gaisler J, Hejzman M. 2008. Effect of cessation of grazing management on dynamics of grassland weedy species. *J Plant Dis Prot.* XXI:581–586.
- Pavlu L, Pavlu V, Hejzman M, Gaisler J. 2013. What is the effect of long-term cutting versus abandonment on the vegetation and chemical properties in the soil and the herbage of a mountain hay meadow (Polygon-Trisetion)? In: Michalk DL, Millar GD, Bardgery WB, Broadfoot KM, editors. *Proceedings of the 22nd International Grassland Congress – Revitalising Grassland to Sustain our Communities; 2013 Sept 15–19; Sydney.*
- Pavlu V, Hejzman M, Pavlu L, Gaisler J, Nežerková P, Guerovich Andaluz M. 2005. Vegetation changes after cessation of grazing management in the Jizerské Mountains (Czech Republic). *Ann Bot Fennici.* 42:343–349.
- Plantureux S, Bonischot R, Guckert A. 1993. Classification, vegetation dynamics and forage production of permanent pastures in Lorraine. *Eur J Agron.* 2:11–17.
- Prévosto B, Kuiters L, Bernhardt-Römermann M, Dölle M, Schmidt W, Hoffmann M, Van Uytvanck J, Bohner A, Kreiner D, Stadler J, et al. 2011. Impacts of land abandonment on vegetation: successional pathways in European habitats. *Folia Geobot.* 46:303–325.
- Pykälä J. 2003. Effects of restoration with cattle grazing on plant species composition and richness of semi-natural grasslands. *Biodivers Conserv.* 12:2211–2226.
- Quitt E. 1971. Climatic regions of Czechoslovakia. *Studia Geogr.* 16:1–74.
- Smith RS, Buckingham H, Bullard MJ, Shiel RS, Younger A. 1996. The conservation management of mesotrophic (meadow) grassland in northern England. 1. Effects of grazing, cutting date and fertilizer on the vegetation of a traditionally managed sward. *Grass Forage Sci.* 51:278–291.
- Smits NAC, Willems JH, Bobbink R. 2008. Long-term after-effects of fertilisation on the restoration of calcareous grasslands. *Appl Veg Sci.* 11:279–286.
- Soussana JF, Duru M. 2007. Grassland science in Europe facing new challenges: biodiversity and global environmental change. *CAB Reviews: Perspect Agriculture, Vet Science, Nutr Nat Resour.* 2:1–11.
- Stampfli A, Zeiter M. 1999. Plant species decline due to abandonment of meadows cannot easily be reversed by mowing. *J Veg Sci.* 10:151–164.
- Tasser E, Tappeiner U. 2002. Impact of land use changes on mountain vegetation. *Appl Veg Sci.* 5:173–184.
- ter Braak CJF, Šmilauer P. 2002. *CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5).* New York: Microcomputer Power.
- Tüxen R. 1937. *Die Pflanzengesellschaften Nordwestdeutschlands.* Mitt Florist-Sociol Arbeitsgem Niedersachsen. 3:1–170.
- Tüxen R. 1947. *Der Pflanzensoziologische Garten in Hannover und seine bisherige Entwicklung.* Jahresber Naturhist Ges Hannover. 94–98:113–287.

- Valkó O, Török P, Matus G, Tothmerez B. 2012. Is regular mowing the most appropriate and cost-effective management maintaining diversity and biomass of target forbs in mountain hay meadows? *Flora*. 207:303–309.
- Velich J. 2002. Chapter XI. Analysis and evaluation of grasslands. pp. 134–154. In: Veselá M, Mrkvička J, Šantrůček J, Štráfělda J, Velich J, Vrzal J. editors. Instructions for fodder crops management practice. Prague: Czech University of Life Sciences, pp. 203.
- Walker KJ, Stevens PA, Stevens DP, Mountford JO, Manchester SJ, Pywell RF. 2004. The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biol Conserv*. 119:1–18.
- Wallis de Vries MF, Poschlod P, Willems JH. 2002. Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. *Biol Conserv*. 104:265–273.
- Warda M, Kozłowski S. 2012. Grassland – a Polish resource. *Grassl Sci Eur*. 17:3–16.
- Willems JH. 1983. Species composition and above ground phytomass in chalk grassland with different management. *Vegetatio*. 52:171–180.
- Zableckiene D, Butkute B. 2005. Conservation effects on the botanical composition of grass swards in the hilly soils of West Lithuania. *Plant, Soil Environ*. 51:137–143.
- Zarzycki J, Mistral A. 2010. Abandonment of farming practices: impact on vegetation. *Grassl Sci Eur*. 15:133–135.
- Ziliotto U, Gianelle D, Scotton M. 2002. Effect of the extensification on permanent meadow in high productive environment: 1-botanical aspects. *Grassl Sci Eur*. 7:862–863.