

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



**Vliv vápnění a způsobu sklizně travních porostů
na fyzikální a hydrofyzikální vlastnosti pseudogleje**

Bakalářská práce

Vedoucí práce:
Ing. Jiří Jandák, CSc.

Vypracoval:
Štěpán Mikulenčák

Brno 2017



ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Zpracovatel : **Štěpán Mikulencák**
Studijní program: Agrobiologie
Obor: Všeobecné zemědělství
Název tématu: **Vliv vápnění a způsobu sklizně travních porostů na fyzikální a hydrofyzikální vlastnosti pseudogleje**
Rozsah práce: 30 – 40 stran

Zásady pro vypracování:

1. V literárním přehledu posluchač uvede současné poznatky o vlivu vápnění, sečení a mulčování na fyzikální a hydrofyzikální vlastnosti půdy, přičemž hlavní pozornost soustředí na změny těchto vlastností u pseudogleje.
2. V dubnu, červenci a v říjnu 2016 budou odebírány neporušené i sypké vzorky půdy z hloubky 5 – 10 cm. Následně bude proveden základní rozbor neporušených půdních vzorků a stanovení frakcí vodostálých agregátů interní metodou.
3. Statistickými nástroji (SW EXCEL nebo STATISTICA) bude stanovena průkaznost rozdílů mezi stanovenými průměrnými hodnotami. Získané výsledky budou konfrontovány s dosavadními poznatky.



Seznam odborné literatury:

1. ČSN EN 13535 – Hnojiva a materiály k vápnění půd – Specifikace (2001)
2. ČSN P CEN/TS 15084 – Materiály k vápnění půd – Pokyn pro stanovení potřeby vápnění (2013)
3. Javůrek, M., Vach, M. (2008) Negativní vlivy zhutnění půd a soustava opatření k jejich odstranění. METODIKA PRO PRAXI. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i. 24 s. ISBN 978-80-87011 Dostupné na: <http://www.vurv.cz/sites/File/Publications/ISBN978-80-87011-57-7.pdf>
4. Kay, B.D., Angers, D.A. Soil structure. A-229 – A-276. Camberato, J.J. Bioavailability of Calcium, Magnesium, and Sulfur. In: Malcolm E. Sumner, (1999): Handbook of Soil Science. CRC Press, 2148 s. ISBN 0-8493-3136-6
5. Sářka, M., Materna, J. (2004) Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR. edice PLANETA 2004 Odborný časopis pro životní prostředí, MŽP Praha, Ročník XII, číslo 11/2004 ISSN 1213-3393 Dostupné na: [http://www.mzp.cz/osv/edice.nsf/CEFFC9BDDD360E2EC1256FAF0040EEF6/\\$file/indikatory_el.pdf](http://www.mzp.cz/osv/edice.nsf/CEFFC9BDDD360E2EC1256FAF0040EEF6/$file/indikatory_el.pdf)
6. Upjohn, B., Fenton, G., Conyers, M. (2005) Soil acidity and liming. NSW Department of Primary Industries. Agfact AC.19, 3rd edition, 24 s. Dostupné na: http://www.dpi.nsw.gov.au/_data/assets/pdf_file/0007/167209/soil-acidity-liming.pdf

Datum zadání bakalářské práce: listopad 2015

Termín odevzdání bakalářské práce: duben 2017


Štěpán Mikulenciák
Autor práce




Ing. Jiří Jandák, CSc.
Vedoucí práce


doc. Ing. Petr Škarpa, Ph.D.
Vedoucí ústavu


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

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem práci:

Vliv vápnění a způsobu sklizně travních porostů na fyzikální a hydrofyzikální vlastnosti pseudogleje vypracoval samostatně a veškeré použité prameny a informace uvádím v seznamu použité literatury. Souhlasím, aby moje práce byla zveřejněna v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů (zákon o vysokých školách), ve znění pozdějších předpisů, a v souladu s platnou Směrnicí o zveřejňování vysokoškolských závěrečných prací.

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

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

V Brně dne:.....

.....

podpis

Poděkování

Děkuji vedoucímu mé práce Ing. Jiřímu Jandákovi, CSc., za odborné vedení, rady a obětavou pomoc při vypracování bakalářské práce a práci v terénu.

Dále bych chtěl poděkovat techničkám z Ústavu agrochemie, půdoznalství, mikrobiologie a výživy rostlin, paní Bundálkové a paní Kratochvilové, které provedly většinu analýz a pomáhaly mi při odběrech vzorků a některých analýzách, které jsem prováděl sám.

V neposlední řadě patří poděkování mým rodičům, kteří mi umožnili studovat na univerzitě, celé rodině, která mě ve studiu podporuje, a všem přátelům, kteří mi zajistili literaturu, pomohli s překladem a kontrolou této práce.

Abstrakt

Práce se zabývá posouzením účinků vápnění, mulčování a sečení travního porostu na fyzikální a hydrofyzikální vlastnosti půdy, v tomto případě pseudogleje, který se nacházel na pokusném stanovišti. Analýzy byly prováděny na vzorcích, odebíraných ze stanoviště vždy v říjnu v letech 2013, 2015 a 2016 v hloubce 5–10 cm. U porušených vzorků se laboratorně stanovoval obsah organického uhlíku, aktivní a výměnné pH. Objemová hmotnost redukováná, celková pórovitost, objem nekapilárních pórů, retenční vodní kapacita, vlhkost a minimální vzdušná kapacita byla stanovena u vzorků neporušených.

Ze statistického vyhodnocení výsledků analýz nebyl zjištěn prokazatelný účinek použité dávky vápenatých hmot ($1,8 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1} \text{ CaO}$) na většinu sledovaných vlastností. Naopak mulčování mělo na většinu vlastností velmi pozitivní vliv a hlavní nevýhodou, ve srovnání se sečením, bylo pouze snižování pH.

Klíčová slova: Trvalý travní porost, vápnění, sečení, mulčování, pH, fyzikální vlastnosti půdy

Abstract

This thesis evaluates impacts of liming, mulching and mowing grassland on soil physical and hydrophysical properties, in my case from pseudogley, which was at the site of experiment. There were used a soil samples for the analysis which were got from experiment site in years 2013, 2015 and 2016 everytime in October in depth 5-10 cm. There were analyzed the broken soil samples and these attributes were determined: organic carbon, active acidity and exchange acidity. From compact soil samples were determined different attributes, such as dry bulk density, total porosity, volume non-capillary porosity, water holding capacity, moisture and minimal air capacity.

The results of the analyses were statistical evaluated and evaluation did not determine conclusive effect of liming treatment ($1,8 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1} \text{ CaO}$) on most of the observed soil properties. Otherwise, mulching influenced most of the attributes in the positive way. Compare to mowing, the biggest inconvenience caused only the pH decreasing.

Key words: grassland, liming, mulching, mowing, pH, soil physical properties

OBSAH

1	Úvod.....	- 11 -
2	Cíle práce	- 12 -
3	Literární přehled.....	- 13 -
3.1	Půda	- 13 -
3.1.1	Význam a funkce půdy.....	- 13 -
3.1.2	Tuhá fáze půdy.....	- 14 -
3.1.3	Zrnitost půdy	- 14 -
3.1.4	Pórovitost	- 15 -
3.1.5	Struktura půdy.....	- 15 -
3.1.6	Objemová hmotnost	- 16 -
3.1.7	Vlhkost půdy	- 17 -
3.1.8	Vybrané půdní hydrolimity	- 17 -
3.1.9	Půdní reakce - pH.....	- 18 -
3.1.10	Organická hmota v půdě (POH).....	- 19 -
3.2	Pseudoglej - PG	- 21 -
3.3	Vápnění.....	- 22 -
3.3.1	Potřeba vápnění.....	- 22 -
3.3.2	Vápenaté materiály (hnojiva).....	- 23 -
3.3.3	Určení potřeby vápnění	- 24 -
3.3.4	Vápnění a půdní vlastnosti	- 27 -
3.3.5	Vliv vápnění na půdní strukturu a pórovitost.....	- 27 -
3.3.6	Vliv vápnění na obsah organické hmoty.....	- 28 -
3.3.7	Vliv vápnění na půdní reakci	- 29 -
3.4	Mulčování a sečení travních porostů	- 31 -
3.4.1	Trvalé travní porosty	- 31 -
3.4.2	Mulčování	- 31 -

3.4.3	Vliv mulče na fyzikální a hydrofyzikální vlastnosti	- 32 -
3.4.4	Sečení travních porostů s odvozem hmoty.....	- 33 -
3.4.5	Vliv sečení na fyzikální a hydrofyzikální vlastnosti	- 34 -
4	Materiál a metodika.....	- 35 -
4.1	Popis pokusu	- 35 -
4.2	Popis stanoviště pokusu	- 35 -
4.2.1	Lokalizace a klima	- 35 -
4.2.2	Půda.....	- 35 -
4.2.3	Popis půdní sondy:	- 36 -
4.3	Odběr půdních vzorků	- 37 -
4.4	Rozbor porušeného půdního vzorku	- 37 -
4.4.1	Stanovení výměnné půdní reakce (pH/KCl)	- 37 -
4.4.2	Stanovení aktivní půdní reakce (pH/H ₂ O)	- 37 -
4.4.3	Oxidimetrické stanovení organického uhlíku C _{org} (C _{ox})	- 37 -
4.5	Rozbor neporušeného půdního vzorku	- 38 -
4.5.1	Výpočet půdních hydrolimitů	- 38 -
4.5.2	Měrná hmotnost půdy	- 39 -
4.5.3	Zrnitostní složení půdy – pipetovací metoda	- 39 -
5	Výsledky a diskuse.....	- 40 -
5.1	Rozbor porušeného půdního vzorku	- 40 -
5.1.1	Zrnitostní složení a půdní druh	- 40 -
5.1.2	Vliv vápnění na obsah oxidovatelného uhlíku (Obr. 3)	- 41 -
5.1.3	Vliv způsobu sklizně na obsah oxidovatelného uhlíku (Obr. 4)	- 42 -
5.1.4	Vliv vápnění na aktivní půdní reakci – pH/H ₂ O (Obr. 5)	- 43 -
5.1.5	Vliv způsobu sklizně na aktivní půdní reakci (Obr. 6)	- 44 -
5.1.6	Vliv vápnění na výměnnou půdní reakci – pH/KCl (Obr. 7 a 8)	- 45 -
5.1.7	Vliv způsobu sklizně travního porostu na pH/KCl (Obr. 9)	- 47 -

5.2	Rorbor neporušeného půdního vzorku.....	- 49 -
5.2.1	Objemová hmotnost redukována (OHR)	- 49 -
5.2.2	Celková pórovitost	- 51 -
5.2.3	Nekapilární póry.....	- 54 -
5.2.4	Retenční vodní kapacita (RVK)	- 56 -
5.2.5	Vlhkost půdy	- 58 -
5.2.6	Minimální vzdušná kapacita (MVK)	- 60 -
6	Závěr	- 62 -
7	Literatura:	- 63 -
8	Seznam obrázků	- 70 -
9	Seznam tabulek	- 71 -

1 ÚVOD

Trvalé travní porosty (TTP) zaujímají významnou část zemědělsky využívané půdy v ČR, přičemž pokrývají i většinu obhospodařovaných pseudoglejů. Mají nejrůznější funkce, které zahrnují nejen výživu hospodářských zvířat, ale i stabilitu krajiny a celého ekosystému. Aby tyto funkce splňovaly co nejlépe, je nutné zajistit i jim dostatečnou péči, která spočívá především v managementu travní biomasy a případném hnojení.

Tradičním způsobem obhospodařování TTP je jejich sečení s následnou úpravou travní hmoty a odvozem z pozemku, přičemž se stále častěji využívají hůře přístupná místa k pastvě hospodářských zvířat. Naproti tomu stojí mulčování TTP, které představuje nejlevnější variantu managementu, kdy podrcenou travní hmotu necháváme na povrchu pozemku, aby se rozložila. Každý z těchto způsobů hospodaření určitým způsobem ovlivňuje vlastnosti půdy daného stanoviště jak fyzikální, tak i chemické. Tyto změny vychází například z rozdílné aerace půdního povrchu, různé úrovně vnášení organické hmoty nebo působení slunečního záření či srážek.

Dalším činitelem, který ovlivňuje významným způsobem vlastnosti půdy je její reakce. Ta přímo působí na přístupnost jednotlivých živin pro rostliny a nepřímo, v důsledku nedostatečného množství bazických, především dvojmocných, kationtů, působí rozpad půdní struktury či snížení pórovitosti. Proto je nutné, pokud chceme TTP využívat intenzivněji, udržovat či zlepšovat půdní reakci vápněním, a tak působit příznivě i na fyzikální vlastnosti půdy.

Kromě druhového složení v travních společenstvech ovlivňuje management a hnojení TTP především půdní vlastnosti, které souvisí s úrovní půdy v hospodaření s vodou. To považujeme v dnešní době hrozícího sucha, nedostatku podzemní vody nebo naopak vyšší vodní eroze za klíčovou vlastnost. Protože se mění distribuce srážek a bleskové extrémní úhrny jsou stále častější, je důležité obhospodařovat i travní porosty takovými způsoby, které zajistí nejvyšší míru infiltrace a vedení vody s dlouhodobou schopností vlhkost v půdě zadržet.

2 CÍLE PRÁCE

Cílem práce bylo v literární části podat přehled o aktuálních poznatcích, jak působí vápnění, mulčování a sečení na půdní vlastnosti. Cílem v praktické části bylo vyhodnotit výsledky těchto zásahů z konkrétní lokality, dále je posoudit a porovnat s podobnými experimenty.

3 LITERÁRNÍ PŘEHLED

3.1 Půda

Významný ruský geolog V. V. Dokučajev definoval půdu jako samostatný přírodně historický útvar, který vzniká a vyvíjí se z povrchových zvětralin zemské kůry a zbytků organismů zákonitým procesem, působením půdotvorných faktorů a je schopen zajišťovat životní podmínky organismům v něm žijícím (Šarapatka, 2014). Půda tedy není mrtvou hmotou, ale dynamickým systémem, který se mění v čase a reaguje na vlivy, které na něj působí jak z vnějšího prostředí, tak v důsledku přeměn v ní probíhajících. To je způsobeno především tím, že se nachází na pomezí jak litosféry, tak atmosféry a hydrosféry a je značně ovlivněn biosférou. Vzájemným působením všech těchto systémů vzniká dynamická hmota, která je vhodná pro růst rostlin i život mnoha organismů. Jak uvádí Jandák *et al.* (2010), je to způsobeno vlastností odlišující půdu od horniny případně zvětraliny, a to úrodností, která je pro lidstvo vlastně klíčovou.

3.1.1 Význam a funkce půdy

Nejen pro člověka má půda význam jako základní článek potravního řetězce, neboť tvoří substrát pro růst rostlin. Její nezastupitelnou vlastností je i schopnost zadržet velké množství vody, jejíž značná část představuje v této podobě zásobu pro rostliny a mikroorganismy. Zároveň půda slouží i jako základní filtr pro vodu, která jí prochází. Dokáže zadržovat a poutat prvky a látky rizikově působící na živé organismy. Neopomenutelný význam má i z hlediska koloběhu vodíku, uhlíku, dusíku, fosforu, síry a ostatních biogenních prvků, který je zajištěn především organickým podílem půdy, především mikroorganismy starajícími se o neustálou mineralizaci a imobilizaci těchto prvků. Tím je zajišťován plynulý přísun živin do dalších pater potravní pyramidy. Další funkcí může být udržování stability ekosystémů, kterou zajišťuje svojí ústojností, schopností odolávat rychlým změnám, a pomalým přetvářením se v průběhu času. Důležitou úlohu hraje půda i ve stavebnictví, kde může být jak materiálem pro stavbu, tak především místem ukotvení staveb (Sáňka & Materna 2004).

Podstatné je také uvědomit si pomalý vznik a vývoj půdy v průběhu staletí až tisíciletí. Díky tomu patří k prakticky neobnovitelným zdrojům, které mají strategický význam nejen pro současné, ale i budoucí generace (Vaněk *et al.* 2016).

3.1.2 Tuhá fáze půdy

Pevná fáze půdy představuje soubor minerálních a organických částic, které mají pevnou povahu. Obvykle zaujímá z celkového objemu půdy asi 50 %. Podle podílu organické hmoty v pevné fázi rozlišujeme půdy na organické a minerální. Minerální půdy obvykle obsahují 1–6 % organických látek, zatímco u organických půd je více než 50 % objemových organických látek (nejméně 20 % váhových) (Šarapatka 2014).

3.1.3 Zrnitost půdy

Textura půdy je dána především typem matečné horniny. Je jednou z nejvýznamnějších půdních charakteristik ovlivňujících fyzikální, chemické (sorpční) a biologické vlastnosti půdy a dále její zpracovatelnost a úrodnost (Vopravil *et al.* 2010). Základem hodnocení zrnitosti půdy je posuzování velikosti zrn (zrnitostní frakce) a jejich zastoupení v půdě. Částice menší než 2 mm nazýváme jemnozemi, která při zrnitostním rozboru půdy podléhá dalšímu hodnocení. Jemnozemi má pro vlastnosti půd a jejich klasifikaci zásadní význam, neboť obsah složky jílnatých částic rozhoduje o půdním druhu. Zrnitostní frakce nad 2 mm nazýváme skelet, který dále rozdělujeme na:

- hrubý písek (2–4 mm)
- štěrk (4–30 mm)
- kámen (30–300 mm)
- balvan (nad 300 mm)

Tabulka 1. Kritéria hodnocení zrnitostního rozboru (Vopravil *et al.* 2010)

Velikost zrn	Název frakce	Způsob stanovení
menší 0,001 mm	jíl	přímo
0,001–0,01 mm	jemný a střední prach	dopočtem
menší než 0,01 mm	jílnaté částice	přímo
0,01–0,05 mm	hrubý prach	přímo + dopočtem
0,05–0,25 mm	jemný písek	dopočtem
0,25–2 mm	střední písek	přímo

3.1.4 Pórovitost

Půda není kompaktní hmotou, neboť mezi pevnými půdními částicemi jsou volné prostory – póry, kterými vniká do půdy voda a vzduch a které ovlivňují zvětrávací a půdotvorné pochody. Pórovitost vyjadřuje celkový objem pórů (Šarapatka 2014). U minerálních půd bývá pórovitost ve svrchních horizontech mezi 40 a 60 %. U půd silně humózních a rašelinných může dosahovat více jak 70–80 %. Ve spodních vrstvách klesá na 30–40 %, u půd zamokřených (glejových) i pod 30 % (Jandák *et al.* 2010). Obecně mají jílovité půdy vyšší pórovitost, než půdy písčité a hlinité. Ty díky vyššímu zastoupení makropórů rychleji odvádí vodu, zatímco jílovité půdy v sobě vodu delší dobu zadržují (Shukla 2014). Celkovou pórovitost (P) počítáme nejčastěji podle vzorce:

$$P = \frac{\rho_s - \rho_d}{\rho_s} * 100$$

kde: ρ_s – měrná hmotnost

ρ_d – objemová hmotnost redukována

Rozměry pórů v půdě nejsou přímo měřitelné, a proto se rozdělují podle sil, jakými jsou schopny poutat vodu, do dvou (ojedinele tří) skupin na póry kapilární a nekapilární (popř. semikapilární, které jsou přechodem mezi dvěma předchozími).

3.1.4.1 Kapilární póry

Ke kapilárním pórům patří póry o průměru menším než 0,2 mm, ve kterých se může půdní voda pohybovat i proti gravitaci (Šarapatka 2014). Jejich podíl na celkové pórovitosti by se měl pohybovat mezi 60–70 %.

3.1.4.2 Nekapilární póry

Voda je v těchto pórech o velikosti větší než 0,2 mm zcela ovlivněna gravitací a v závislosti na srážkách bývají většinou vyplněné vzduchem.

3.1.5 Struktura půdy

Jak uvádí Vaněk *et al.* (2016) je půdní struktura jednou z nejvýznamnějších fyzikálních vlastností půd a znamená prostorové uspořádání půdních částic a jejich shluků. Požadavkem je udržovat jednotlivé půdní částice a shluky ve větších útvarech – agregátech. Na jejich vzniku se podílejí nejrůznější tmelivé látky, které mohou mít povahu organickou nebo minerální. Mezi organické tmely patří kořenové exudáty,

nejrůznější slizy produkované bakteriemi, houbami a řasami, také hyfy hub spojující jednotlivé shluky. Agregáty vznikají i v trávicí soustavě půdních živočichů promícháním organických a minerálních částic (Šarapatka 2014). Organominerální komplexy vytvářejí jemné jílovité částice a huminové kyseliny. Na tvorbě struktury a její stabilitě se významně podílejí elektrolyty, především kationty Ca^{2+} a Mg^{2+} , které působí koagulaci koloidů a udržují agregáty pohromadě. Naopak rozplavení (peptizaci) a destrukci agregátů působí jednomocné kationty Na^+ , NH_4^+ a K^+ (Vaněk *et al.* 2016).

Dobrá drobtovitá struktura půdy ukazuje na optimální fyzikální a biologické vlastnosti půdy a je významným předpokladem vysoké úrodnosti související se snadnou obdělávatelností půdy a dobrou provzdušněností, která je důležitá pro biologické procesy v půdě (především mineralizaci a humifikaci živin). Srážková voda se do strukturních půd lépe zasakuje a díky vhodnému poměru pórů je pro rostliny lépe využitelná.

3.1.6 Objemová hmotnost

Udává hmotnost jednoho metru krychlového půdy v jeho přirozeném uložení (t.m^{-3} , kg.m^{-3} nebo g.cm^{-3}). Závisí na půdních vlastnostech: zrnitosti, struktuře, vlhkosti a pórovitosti (Sáňka & Materna 2004). Půdy s vyšší pórovitostí mají nižší objemovou hmotnost než půdy s nízkou pórovitostí stejně jako půdy zrnitostně jemnější oproti písčitém půdám. Také v závislosti na množství vody v půdě se tato hodnota mění. V praxi se určuje jako hmotnost neporušeného půdního vzorku, odebraného Kopeckého válečkem o objemu 100 cm^3 . Objemovou hmotnost dále dělíme na neredukovanou a redukovanou.

Objemová hmotnost neredukovaná – je to aktuální objemová hmotnost změřená ihned po odebrání vzorku. Mění se v průběhu roku podobně jako pórovitost v důsledku bobtnání a smršťování půdy při změnách vlhkosti, mrazem, obráběním, rozvojem kořenového systému, apod. Má tendenci narůstat směrem do hloubky půdního profilu (Jandák *et al.* 2010).

Objemová hmotnost redukovaná – je hmotnost vzorku zeminy odebrané válečkem o objemu 100 cm^3 a vysušené při 105 °C . U jílovitých a hlinitojílovitých půd bývají hodnoty objemové hmotnosti od 1 do $1,60 \cdot 10^3 \text{ kg.m}^{-3}$, u písčitých a hlinitopísčitých půd se pohybuje mezi $1,2\text{--}1,8 \cdot 10^3 \text{ kg.m}^{-3}$. Ve velmi utužených

podpovrchových horizontech se mohou hodnoty objemové hmotnosti blížit 2.10^3 kg.m^{-3} , naopak u rašelin je tato hmotnost mezi $0,2-0,4.10^3 \text{ kg.m}^{-3}$ (Šarapatka 2014).

3.1.7 Vlhkost půdy

Vlhkost půdy vyjadřuje množství vody obsažené v půdě. Momentální vlhkost půdy je potom omezena okamžikem měření vztahu půdy a vody.

3.1.7.1 Hmotnostní vlhkost půdy (w)

Je určena poměrem hmotnosti vody (m_w) obsažené ve vzorku ke hmotnosti vysušeného vzorku (m_z) a výsledkem jsou hmotnostní procenta. K jejímu určení se používají porušené vzorky (Jandák *et al.* 2010).

$$w = \frac{m_w}{m_z} * 100$$

3.1.7.2 Objemová vlhkost půdy (θ)

Zjišťuje se u neporušeného vzorku půdy (Jandák *et al.* 2010) jako poměr objemu vody ve vzorku (V_w) k objemu neporušeného vzorku (V_s). Objem vody se určí po vysušení vzorku z váhového rozdílu (předpoklad: $\rho_{\text{(vody)}} = 1 \text{ g.cm}^{-3}$). Výsledek vypočítaný podle vztahu níže je v objemových procentech.

$$\theta = \frac{V_w}{V_s} * 100$$

3.1.8 Vybrané půdní hydrolimity

Vlhkost půdy je v přírodě velmi různorodá, což se odvíjí od srážek, evapotranspirace a infiltrace. I když se vlhkost půdy plynule mění, jsou znatelné hraniční stavy, které označujeme jako půdní hydrolimity, jimiž jsou vzájemně odděleny jednotlivé kategorie vody v půdním prostředí. Pomocí konkrétních hydrolimitů můžeme vyjádřit pohyblivost a přístupnost vody pro rostliny a jsou zároveň ve vztahu k jednotkám vlhkostního potenciálu (Šarapatka 2014).

3.1.8.1 pF hodnoty

Hodnota pF je definována jako dekadický logaritmus záporné tlakové výšky (h_w), nazývané též sací tlaková výška (h_{st}), v cm ($pF = \log(h_w)$) (Šarapatka 2014). Logaritmičké vyjadřování sacích tlakových výšek se používá pro jejich značné řádové rozdíly, když se vlhkost blíží minimálním hodnotám (Jandák *et al.* 2010).

3.1.8.2 Retenční vodní kapacita Θ_{RVK}

Je to maximální množství vody, které je půda schopna trvaleji zadržet vlastními silami v téměř rovnovážném stavu po nadměrném zavlažení a její hodnoty pF se pohybují od 2,0 do 2,7 (Jandák *et al.* 2010).

3.1.8.3 Adsorpční vodní kapacita Θ_{AV}

Je dána množstvím vody, která je poutána adsorpčními silami v půdě. Hodnoty pF leží mezi 4,8 a 5,2 (Šarapatka 2014).

3.1.8.4 Polní vodní kapacita Θ_{PK}

Rovná se vlhkosti, kterou je půda schopná udržet po delší dobu po předchozím úplném nasycení. Je zjišťována v přirozených podmínkách prostředí po umělém nasycení vodou, bez působení evapotranspirace, spodní a srážkové vody, po odtoku gravitační vody. Hodnota pF = 2,0–2,7 (Šarapatka 2014).

3.1.8.5 Maximální kapilární kapacita Θ_{MKK}

Je stanovována na neporušených půdních vzorcích metodou dle Nováka. A vyjadřuje vlhkost půdy při maximálním nasycení kapilárních půdních pórů (Jandák *et al.* 2010).

3.1.8.6 Plná vodní kapacita Θ_s

Vyjadřuje plné nasycení půdy vodou, tedy vlhkost půdy při úplném zaplnění všech pórů a dutin vodou (Šarapatka 2014). Prakticky ji můžeme považovat za rovnou půdní pórovitosti. K odlišnostem dochází v případech, kdy nastanou objemové změny v půdě, případně půdní vzduch uzavřený v pórech sníží hodnotu Θ_s (Jandák *et al.* 2010).

3.1.9 Půdní reakce - pH

Obecně je pH záporný dekadický logaritmus koncentrace H^+ iontů v roztoku. Půdní reakce (pH) vyjadřuje jejich koncentraci v půdním roztoku (Anonym 1999) a obsah v půdním sorpčním komplexu. Je významnou vlastností, která má vliv jak na půdotvorné procesy a přeměny organické hmoty v půdě, tak na růst vyšších rostlin a půdního edafonu. Velký význam má taky z hlediska chemických vlastností půd ve vztahu k adsorpci kationtů na půdní koloidy (Šarapatka 2014). Kyselější reakce půdy bývá v oblastech s vyšším podílem srážek, při nichž dochází k vymývání značného množství výměnných bází z povrchových vrstev půdy (Ca^{2+} , Mg^{2+} apod.) (Šarapatka 2014). Kyselost půdy škodlivě působí na rostliny a půdní organismy (Robson

& Abbott, 1989; Runge & Rode, 1991). Velmi kyselé půdy (pH nižší než 4) jsou nevhodné pro růst většiny rostlin, snížením se činnosti půdních organismů se inhibují biologické procesy humifikace a mineralizace. U leguminóz výrazně klesá fixace vzdušného dusíku. V kyselých půdách se mohou stát koncentrace Al^{3+} a Mn^{2+} iontů toxické pro růst rostlin. Zvyšuje se mobilita kovů v půdě, což vede k jejich nadměrnému příjmu rostlinami a jejich posunu v rámci potravního řetězce. Fosfor a molybden se stávají nerozpustnými a nedostupnými. Nízké pH může signalizovat nedostatek základních nezbytných kationtů v půdě, jako je vápník a hořčík (Bolan, Adriano & Curtin, 2003). V půdoznalství rozlišujeme dvě formy půdní reakce:

Aktivní reakce – je dána koncentrací vodíkových iontů odštěpených z minerálních a organických kyselin a solí do vodního výluhu zeminy. Označujeme ji jako pH/H₂O (Šarapatka 2014).

Potenciální reakce – zahrnuje i H⁺ ionty vázané na půdním sorpčním komplexu. Dle způsobu vytěsnění těchto iontů dělíme potenciální reakci na:

Výměnná reakce – zjišťujeme ji z výluhu půdy pomocí neutrálních solí. Používá se nejčastěji 1 M roztok KCl (pH/KCl) nebo 0,01 M roztok CaCl₂ (pH/CaCl₂). Hodnoty této reakce jsou zpravidla nižší než u pH/H₂O, ale méně variabilní v průběhu roku.

Hydrolytická reakce – využívá se výluh půdy v alkalické soli, převážně octanu sodném nebo vápenatém. Tak jsou do měření zahrnuty i H⁺ ionty, které jsou vytěsnitelné v alkalickém prostředí.

(Šarapatka 2014)

3.1.10 Organická hmota v půdě (POH)

Půdní organická hmota je definována jako soubor rostlinných a živočišných zbytků v různých fázích rozkladu, buňky a tkáně půdních organismů a humusové látky (Brady & Weil 1999). V minerálních půdách dosahuje obsah organické složky půdy maximálně 5 % (Sáňka & Materna 2004). I přes tento rozdíl oproti minerálnímu podílu má hlavní význam v koloběhu většiny živin a uhlíku v půdě, neboť je rozkládána a mineralizována půdním edafonem a ve formě humusových látek má značné sorpční schopnosti a podílí se také na vhodných fyzikálních vlastnostech pro růst rostlin.

3.1.10.1 Primární organická hmota

Tuto část organické hmoty bychom mohli také označit jako humusotvorný materiál a lehce odbouratelné organické látky. Dostává se do půdy z kořenů (exudáty), z odumřelých těl mikroorganismů a mikroedafonu, kořenových zbytků a odumřelých nadzemních částí rostlin a na zemědělské půdě také skrze dodávaná statková hnojiva (Vaněk *et al.* 2016). Skládá se ze sacharidů, bílkovin a tuků, organických kyselin, pektinů, vosků, celulózy, ligninu a dalších složek, které slouží především za potravu mikroorganismům. Ty z ní uvolňují minerální látky pro výživu rostlin a oxidačními procesy uvolňují CO₂. Za vhodných půdních podmínek vznikají z těchto primárních látek látky humusové (Vaněk *et al.* 2016).

3.1.10.2 Humusové látky

Jsou složitější vysokomolekulární látky, které vznikají v procesu humifikace. Produktem jsou fulvokyseliny, huminové kyseliny a huminy. Během humifikace prodělává původní organická hmota řadu rozkladných pochodů a syntetických procesů, při kterých se spotřebovává energie. Humifikace probíhá při omezené aerobióze, případně při střídání aerobních a anaerobních podmínek (Vaněk *et al.* 2016).

Fulvokyseliny – jsou látky dobře rozpustné ve vodě žluté až hnědé barvy, které se snadno pohybují v půdním profilu. Od huminových kyselin se liší jednodušší stavbou makromolekuly i celkovým složením. Vodní roztoky jsou silně kyselé (pH 2,6–2,8) a velmi agresivní na minerální část půdy, kterou tímto způsobem zároveň ochuzují o živiny a minerální látky (Jandák *et al.* 2010).

Huminové kyseliny – ve srovnání s fulvokyselinami mají tmavší barvy. Patří do skupiny vysoce molekulárních dusíkatých organických sloučenin s cyklickou stavbou. Jsou rozpustné v loužích a v roztocích hydrolyticky zásaditých solí, v kyselinách se vysrážejí. Huminové kyseliny jsou koloidní soustavou s vysokou sorpční schopností a kationtovou výměnnou kapacitou až 5000 mmol.kg⁻¹. Odolnost huminových kyselin k rozkladu je střední (Šarapatka 2014). Řadíme k nim i Hymatomelanové kyseliny, lišící se barvou a molekulovou hmotností.

Huminy a humusové uhlí – jsou nejstarší složkou humusu, charakterizované jako silně karbonizované látky s tmavou barvou, navázané částečně na minerální podíl půd. Proto jsou odolné mikrobiálnímu rozkladu i působení kyselin a zásad, a tak ztrácí funkci pravého humusu (Jandák *et al.* 2010).

3.2 Pseudoglej - PG

Tento půdní typ je spolu se stagnoglejem v Taxonomickém klasifikačním systému půd ČR zařazen do referenční třídy Stagnosolů, charakteristické výskytem mramorovaného redoximorfního horizontu (Bm), který vzniká v důsledku povrchového převlhčení a přítomnosti nepropustné vrstvy v hloubce do 100 cm. Typický Bm horizont vzniká při pseudoglejovém procesu. Ten probíhá při zvýšené vlhkosti, kdy za účasti nízkomolekulárních látek dochází k mobilizaci, redukci a migraci železa a manganu. Postupně se vytváří střídání světlých ochuzených a rezivěhnědých, o železo a mangan obohacených partií – mramorování (Šarapatka 2014). Němeček *et al.* (1990) uvádí, že vysvětlené partie v profilu semihydromorfních a hydromorfních půd jsou podmíněny redukcí Fe a Mn a ochuzením těmito prvky. Rezivé a černé akumulace obsahují reoxidované hydratované oxidy a hydroxidy Fe a Mn. Mimo to obsahují zvýšené koncentrace Co, Ni, Cu a Zn. Mramorovaný horizont bývá výsledkem hydromorfně transformovaného kambického (Bm) pelického (Bmp) nebo luvického (Bmt) horizontu. Ten vzniká u půd vyvinutých z luvizemí, nalézáme nad ním vybělený horizont s velkým výskytem výrazných nodulárních novotvarů (En) (Němeček 2011). Vznik nepropustné vrstvy je spojen buď s illimerizací, kdy dochází k akumulaci jílu vyplaveného z horních horizontů v níže uložených vrstvách, které se tak stanou nepropustnými, nebo vznikne geologickým procesem překrytí jílovitého sedimentu lehčím substrátem, jako je např. sprašová hlína. Od stagnogleje se pseudoglej odlišuje délkou převlhčení, která je kratší.

Stratigrafie pseudogleje na zemědělských půdách je Ap – En – Bmt – BCg – C nebo Ap – Bm – BCg – C (Šarapatka 2014).

V zimních a jarních měsících je půda zamokřená povrchovou vodou nad maximální kapilární vodní kapacitu a tento stav nejdéle přetrvává v horizontu Bm. Naopak na konci léta a z kraje podzimu jsou půdy tohoto typu vysušené často až pod hranici fyziologické dostupnosti vody pro rostliny. Ze zemědělského pohledu jsou pseudogleje hůře využitelné právě kvůli dlouhému jarnímu zamokření, které oddaluje první vjezd na pole, proto se na nich nejčastěji nachází trvalé travní porosty. V ČR představují 7 % zemědělského půdního fondu. (Jandák *et al.* 2010).

V ornících se obsah humusu pohybuje v rozmezí 2,5–3,5 %. Pseudogleje jsou půdami eubazickými (V_M nad 60 % u zemědělských, $V > 50$ % u lesních půd) až mesobazickými (V_M 30–60 % u zemědělských, V 20–50 % u lesních půd)

v horizontu Bm, se zvýšeným zastoupením amorfního FeO (Němeček *et al.* 2008). Poměr HK:FK je v povrchovém horizontu asi 0,7 : 1 a hlouběji nižší. Půdní reakce je slabě kyselá až kyselá (Šarapatka 2014). To může vést k mobilizaci některých kovů, zejména Mo, Zn, Cu, Co, které jsou ve zvýšeném množství pro rostliny škodlivé. Proto je nutné u orných půd sledovat půdní reakci, pravidelně vápnit a kultivovat.

3.3 Vápnění

Jak uvádí Jiří Matula (2007), je vápnění jednou z nejstarších praktik meliorace zemědělských půd. Potřeba a dávky vápnění se v minulosti určovaly spíše odhadem a citem, ale také dogmaty, které stále přetrvávají. Ve spojení s výživou rostlin a úrodností povápněné půdy dokonce vzniklo přísloví: „Vápnění obohacuje otce a ochuzuje syna.“ Což souvisí s účinky vápníku na mikrobiální procesy v půdě. Z toho vyplývá, že vápnění půd je komplexním zásahem, který neovlivňuje pouze půdní reakci, ale i půdní sorpční komplex, mikrobiální aktivitu, dostupnost živin pro rostliny nebo půdní strukturu (Vaněk *et al.* 2016). Proto je velmi důležité určit správné množství, ale i formu vápenatých hmot.

3.3.1 Potřeba vápnění

Potřebu vápnění definujeme jako množství vápenaté hmoty, kterou musíme do půdy dodat, aby se její reakce upravila na optimální hodnotu (Jandák *et al.* 2010). Měřítkem potřeby vápnění, by mělo být snížení škodlivých produktů spojených s nízkou hodnotou pH půdy (pokles toxicity aktivních forem hliníku, nadbytečné koncentrace Mn^{2+}), dále zlepšení a stabilizace fyzikálního stavu půdy, optimalizace dostupnosti živin pro rostliny a mineralizačních pochodů přeměn organické půdní hmoty, a také zmenšení nepříznivých ekologických dopadů po kontaminaci půd těžkými kovy (Matula 2007). Změny půdní reakce (okyselování) vychází především z vyplavování zásaditých složek v oblastech s vyššími srážkami, z jejich odběru rostlinami a ovlivňuje ji i používání fyziologicky kyselých hnojiv, kyselé spady z ovzduší atp. (Smatanová 2016). Ačkoli se nabízí dojem, že optimální pH bude u půd 7, není to pravda. Vyhovující pH leží v mírně kyselé oblasti a jeho přesná hodnota se odvíjí v našich podmínkách především od půdního druhu a kultury.

Tabulka 2. Optimální hodnoty pH/KCl minerálních půd (Neuberg et al. 1990)

Půdní druh	Orná půda		Trvalé travní porosty	
	Optimální pH	Žádoucí rozmezí pH	Optimální pH	Žádoucí rozmezí pH
Písčítá	5,5	5,3–5,7	-	-
Hlinitopísčítá	6	5,8–6,2	5,0	4,8–5,2
Písčitohlinitá	6,5	6,3–6,7	5,0	4,8–5,2
Hlinitá až jíl	7	6,5–7,5	5,0	4,8–6,5

3.3.2 Vápenaté materiály (hnojiva)

Podle účinných sloučenin rozlišujeme vápenatá hnojiva, používaná k úpravě pH na:

- uhličitanová, s účinnou složkou CaCO_3 , případně směsi $\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$, tedy vápence, dolomitické vápence a dolomity
- oxidová, kde účinnou složkou je oxid vápenatý (CaO), patří sem pálené vápno a též hydroxid vápenatý $\text{Ca}(\text{OH})_2$
- křemičitanová, kde je vápník vázán na kyselinu tetrahydrogenkřemičitou jako Ca_2SiO_4 a je součástí různých odpadních látek, hlavně strusek (Vaněk et al. 2016)

Mletý vápenec je vyráběn mletím přírodního vápence, jehož hlavní složkou je CaCO_3 v různě velkém obsahu, podle kterého rozlišujeme vápence na vysokoprocentní ($\text{CaCO}_3 > 90 \%$), se středním obsahem CaCO_3 (80–90 %) a nízkoprocentní (CaCO_3 70–80 %). Podle obsahu MgCO_3 se mění vápenec, s obsahem MgCO_3 0–10 %, přes dolomitický vápenec (10–23 % MgCO_3) a vápenatý dolomit (MgCO_3 23–41 %), až na dolomit, který obsahuje 41–46 % MgCO_3 . Celkový obsah čistého Ca či Mg, se pohybuje v rozmezí 30–38 %, ale rychlost a účinnost působení nezanedbatelně závisí na jemnosti mletí. Tyto vápenaté hmoty můžeme v použití považovat za univerzální a lze je bez omezení aplikovat na všechny druhy půd (Vaněk et al. 2016).

Oxidy jsou známy pod mnoha názvy např. pálené vápno nebo nehašené vápno. Oxidy jsou vyrobeny pálením drceného vápence nebo dolomitického vápence v pecích, přičemž uniká CO_2 a vznikají čisté oxidy (CaO nebo MgO). Tento materiál má nižší molekulovou hmotnost a rychleji zvyšuje hodnotu pH. Jedna tuna CaO

má neutralizační sílu 1,8 tuny čistého vápence (Mahler 1994). S vodou CaO prudce reaguje (hašení vápna) a vzniká hydroxid vápenatý ($\text{Ca}(\text{OH})_2$). Obě formy jsou silná žíravina, a proto je nutné aplikovat je zásadně mimo vegetaci. Díky silné reakční schopnosti páleného vápna je jeho využití omezeno na středně těžké a těžké půdy.

Z **křemičitanů** se k vápnění používají nejčastěji jemně namleté vápenatohořečnaté strusky, vznikající jako odpad při výrobě oceli. Podle Vaňka *et al.* (2016) může dosahovat obsah křemičitanu vápenatého a hořečnatého od 48 do 55 %. Podíl vápníku činí 24–28 % a hořčíku 8 %.

3.3.3 Určení potřeby vápnění

Dle nových metodických pokynů ÚKZÚZ se množství vápenatých hnojiv počítá z tabulek, ve kterých se vyber dávka podle kultury, půdního druhu a půdní reakce, která je zjištěna rozbořem (Tabulka 3). V tabulkách je potřeba vápnění uvedena v tunách $\text{CaO}\cdot\text{ha}^{-1}$, a proto je nutné ji dle použitého hnojiva vynásobit: 2x pro mletý vápenec, nebo 1,2x pro pálené vápno. Protože dávku není možné dokonale promístit v půdě, nedoporučuje se překračovat maximální jednorázovou dávku CaO na 1 hektar (Tabulka 4) (Smatanová 2016). Podle množství dodaných hmot a intervalu zásahu rozdělujeme vápnění na udržovací a meliorační.

3.3.3.1 Udržovací vápnění

Při pravidelném udržovacím vápnění (každé 3 až 4 roky) dávka nevychází z laboratorních analýz, ale je odvozena jako součet ročních ztrát alkalicky účinného vápníku, ke kterým patří např. vymývání z půdy, odběr rostlinami či působení kyselých reziduí minerálních hnojiv (Neuberg *et al.* 1990). Odhad těchto ročních ztrát je v našich podmínkách asi $215 \text{ kg CaO}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Smatanová 2016). Z toho vyplývá, že postačí v závislosti na půdním druhu dávky od 1000 do $1500 \text{ kg CaO}\cdot\text{ha}^{-1}$. Při současné potřebě hořčíku, např. půdy písčité, půdy na žulovém nebo rulovém podkladu, upřednostňujeme vápenaté materiály s obsahem hořčíku. Pravidelné udržovací vápnění zabraňuje na TTP tvorbě vrstvy nadložního humusu (Galler 2008).

3.3.3.2 Meliorační vápnění

Melioračním vápněním rozumíme jednorázové dodání velmi vysoké dávky vápenatých hmot ke zlepšení degradovaných orných vrstev půd. Meliorační vápnění bývá obvykle spojeno i s jiným technologickým zásahem (Scherer 2009).

Není prováděno pravidelně a velmi často se používá k nápravě půdních vlastností po dlouhodobém zanedbání udržovacího vápnění.

Tabulka 3. Roční normativy dávek vápenatých hnojiv v tunách $\text{CaO}\cdot\text{ha}^{-1}$ -TTP (Smatanová 2016)

Lehká půda		Střední půda		Těžká půda	
pH _{CaCl2}	tuny $\text{CaO}\cdot\text{ha}^{-1}$	pH _{CaCl2}	tuny $\text{CaO}\cdot\text{ha}^{-1}$	pH _{CaCl2}	tuny $\text{CaO}\cdot\text{ha}^{-1}$
do 4,5	0,50	do 4,5	0,70	do 4,5	0,90
4,6-5,0	0,30	4,6-5,0	0,50	4,6-5,0	0,70
		5,1-5,6	0,25	5,1-5,5	0,35
				5,6-6,0	0,20

Tabulka 4. Maximální jednorázová dávka CaO na 1 hektar (Smatanová 2016)

Půdní druh	Maximální dávka CaO ($\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$)
Písčité	1,0
Hlinitopísčité	1,5
Písčitohlinité	2,0
Hlinité	3,0
Jílovitohlinité, jílovité	5,0

Tabulka 5. Dávky melioračního vápnění odvozené z výchozí hodnoty pH/KCl v $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$ CaO pro hloubku půdy 20 cm (Neuberg et al. 1995)

Druh půdy	Orná půda		TTP	
	pH/KCl	Dávka	pH/KCl	Dávka
Lehká	4,1–4,5	3,5	do 4,0	2,5
	4,6–5,0	2,5	4,1–4,5	2,0
	5,1–5,5	1,75	4,6–5,0	1,5
	5,6–6,0	1,2		
Střední	4,5–5,0	4,7	do 4,0	4,0
	5,1–5,3	3,2	4,1–4,5	3,5
	5,6–6,0	2,4	4,6–5,0	2,5
	5,1–6,5	1,4		
Těžká	4,6–5,0	6,8	do 4,0	6,0
	5,1–5,5	4,3	4,1–4,5	4,5
	5,6–6,0	2,9	4,6–5,0	3,5
	6,1–6,5	1,9		
	6,6–7,0			

3.3.3.3 *Jiné metody k určení potřeby vápnění*

SMP test požadavku vápnění

Shoemaker, MacLean & Pratt (1961) vytvořili metodu k určení požadavků vápnění pro horních 15 cm (6 palců) půdy. Ta je založena na smíchání půdy s pufovacím SPM roztokem pH 7,5. Při reakci sníží hydrolytická kyselost půdy pH výsledného roztoku SMP, které následně změříme a podle tabulky určíme množství vápna potřebné ke zvýšení pH na požadovanou hodnotu (Marx *et al.* 1996).

Modifikovaná metoda dle Adamse – Evanse

Rozdíl mezi původní metodou z roku 1962 a nynějším provedením spočívá v záměně nebezpečného paranitrofenolu za dihydrogenfosforečnan draselný (Sikora & Moore 2008). Princip je ale stále stejný, kdy je nejdříve změřeno pH/H₂O zkoumaného vzorku a poté je k němu přidám pufovací roztok Adamse a Evanse a pH je po deseti minutách změřeno znovu. Úroveň vápnění se poté vypočítá z pH/H₂O, pH pufovaného roztoku a požadovaného pH půdy, nebo ji určíme z tabulek (Adams & Evans 1962).

Metoda dle Mehlicha

Podobně jako u předchozích metod spočívá i princip této v měření pH směsi půdy, destilované vody a pufovacího roztoku s pH 6,6. Dávku čistého uhličitanu vápenatého v tunách na hektar vypočítáme podělením rozdílu pH pufovacího roztoku a pH směsi číslem 0,25 (Mehlich 1976).

Diagnostika KVK-UF

Dle metodiky Výzkumného ústavu rostlinné výroby jsou k určení potřeby vápnění klíčové hodnoty kationtové výměnné kapacity a pH půdy. Pro měření hodnoty pH je používána suspenze půdy s 0,2 M roztokem KCl v poměru 1:1. Kationtová výměnná kapacita je zjišťována půdním testem KVK-UF, který používá rovnovážného postupu extrakce půdního vzorku 0,5 M octanem amonným s přidavkem fluoridu amonného (Matula 2007).

V Německu se množství vápenatých hmot určuje na základě zjištěných hodnot pH/CaCl₂, obsahu humusu a půdního druhu, který určuje maximální jednorázovou dávku vápna (Albert *et al.*, 2007). Pomocí těchto tří údajů nalezneme v tabulkách konkrétní množství vápenatých hmot nejčastěji ve formě CaO. Rozdílné tabulky jsou

pro ornou půdu nebo trvalé travní porosty (Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen 2015).

Mimo tyto laboratorní metody se začíná zkoušet i určení potřeby vápnění instrumentálními metodami, které v precizním zemědělství dokážou v reálném čase pomocí softwaru určit dávku vápenatého materiálu v přesném bodě. Například Gebbers *et al.* (2011) použili senzorů pH, spektrofotometru a senzoru vodivosti půdy. Tak určili pH/H₂O, množství organické hmoty a půdní strukturu, ze kterých vycházel výpočet konkrétní dávky vápna v daném bodě.

3.3.4 Vápnění a půdní vlastnosti

U půd mírných pásem s vyšším počátečním pH a nízkou hladinou výměnného Al, je vápno často aplikováno ke zvýšení pH/H₂O půdy na hodnotu 6,0 nebo vyšší. V těchto situacích jsou flokulační účinky Ca²⁺ a tmelící účinky vápna samy o sobě krátkodobým dominantním mechanismem. V dlouhodobém horizontu vápnem indukované zvýšené výnosy plodin znamenají přísun většího množství organického materiálu a nárůst půdní organické hmoty a biologické aktivity v půdě, což prospívá zlepšení agregátní stability a zvýšení pórovitosti (Haynes & Naidu 1998). Zkoumání vlivu vápnění na fyzikální vlastnosti půd je však spíše ojedinělé a výsledky se často rozcházejí, přičemž je řada prací zaměřena pouze na mechanismus tvorby agregátů (Auler *et al.* 2017).

3.3.5 Vliv vápnění na půdní strukturu a pórovitost

Kationty blízko negativně nabitému povrchu jílu jsou předmětem elektrostatického přitahování k povrchu stejně jako difuze do půdního roztoku. V důsledku toho se koncentrace kationtů exponenciálně zmenšuje, jako funkce vzdálenosti, od povrchu jílu. Část kationtů mezi povrchovou sorpcí v difuzní vrstvě a roztokem je označována jako elektrická dvojrůstka. Její tvorba vede k vzájemnému odpuzování jílových povrchů ve zředěném roztoku elektrolytu. Jak stoupá valence kationtů a/nebo se zvyšuje iontová síla roztoku, je difuzní vrstva stlačována a odpuzivé síly se zmenšují. Pokud je celková síla přitažlivá, částice jílu zůstanou pospolu, což popisujeme jako vyvločkování (Haynes & Naidu 1998). Při tomto procesu jsou spojovány jílovité částice do prostorových tvarů, mezi kterými vznikají póry. Částice jsou v rozích stmeleny právě vápenatými karbonáty nebo silikáty, čímž je při vysušování půdy zamezeno rozpadu agregátů. Vločkováním a překlenováním jsou

shluky stabilizovány a vytvářeny větší agregáty. Tímto způsobem se zvyšuje podíl velkých pórů a celkový systém pórů, velkých, středních a jemných, vedoucích vodu, je příznivě ovlivněn. To vede ke zlepšení vzdušného i vodního režimu půd. Zvyšuje se adsorpce vody, retenční vodní kapacita a snižuje se povrchový odtok vody (Scherer *et al.* 2009). V zasolených půdách, kde je vysoká koncentrace výměnného a rozpuštěného Na^+ , je dodání Ca^{2+} ve formě vápna nebo častěji sádry na podporu vyvločkování mimořádně důležitým zásahem (Shainberg *et al.* 1989).

Vápník (popř. Mg) v půdě působí jako tmel a dokáže jako most spojovat jílové a humusové částice v komplexy, které jsou základem nejhodnotnější drobtovité struktury. Jílové minerály mají na povrchu negativní náboj. Humusové částice jsou pokryty z části pozitivními a z části negativními náboji. Díky tomu mohou vázat kationty z půdy. Dvojmocné kationty (Ca^{2+} , Mg^{2+}) mohou neutralizovat dvě jílovité nebo humusové částice. Tak je možné pomocí dvojmocných kationtů vytvořit neutralizovanou mostovitou nebo řetězovitou stavbu. Takto vzniklý organo-minerální komplex stabilizuje půdu proti erozi a rozplavení a zajišťuje dostatečný objem pórů pro cirkulaci vzduchu a vody (Galler 2013). V tomto procesu má důležitou funkci půdní edafon, který zajišťuje velmi dobré promíchání minerálních a organických částic v půdě.

Všechny tyto procesy přispívají k větší odolnosti půd vůči utužení. Půdy v jarních měsících rychleji osychají, což umožňuje uspíšit začátek prací na poli a zrychluje se také jejich prohřívání. Snižuje se pravděpodobnost vytvoření půdního škraloupu, který brání rostlinám při vzcházení a zvyšuje povrchový odtok vody a erozi. To vede k vyšší produktivitě pěstování plodin a trvalých travních porostů.

3.3.6 Vliv vápnění na obsah organické hmoty

Vzhledem k širokému působení vápenatých hmot na půdní vlastnosti je jeho vliv na obsah organické hmoty v půdě do značné míry i nepřímý a výsledek působení určitým způsobem závisí i na ostatních faktorech, kterými jsou například množství dodávané organické hmoty do půdy nebo druh kultury na pozemku.

Podle Paradela *et al.* (2015) nelze z prezentovaných výsledků dosavadních pokusů jednoznačně určit, zdali má vápnění pozitivní nebo negativní vliv na půdní organickou hmotu, a to jak v orných půdách, tak i v půdách trvalých travních porostů. Uvádí, že například Sapek a Burzynska (1996) studovali vliv vápnění na obsah POH

v horních 10 cm minerálních půd ve třech dlouhodobých lučních pokusech v Polsku, na třech půdách s různými vlastnostmi (Sapek a Barszczewski 2000). Po 15 letech zjistili, že vápnění postupující změnou pH do neutrální oblasti nemění obsah POH. Naopak Fornara *et al.* (2011) prokázali vyhodnocením dat ze 129 letého pokusu Park Grass v Rothamstedu výraznou změnu obsahu POH (21% nárůst) ve vápněné variantě. Na orné půdě prokázal zvýšení obsahu POH například Šimek *et al.* (1999) na čtyřech experimentálních místech v ČR při pokusech trvajících 19–23 let. Ve variantě kombinace vápnění a hnojení NPK narostl obsah POH oproti variantě pouze hnojené NPK o 4–11 %.

Je známo, že vápnění má krátkodobý stimulační efekt na půdní biologickou aktivitu (Edmeades *et al.* 1981), což podporuje mineralizaci organické hmoty a velmi pravděpodobně zrychluje obrát organické hmoty v půdě. Toto působení mikrobiální aktivity může ústít v menší zásobu POH, jestliže zůstávají ostatní faktory konstantní a pokud trvá i mikrobiální působení (Paradelo *et al.* 2015). Naproti tomu ale uvádí Paradelo *et al.* (2015) i protichůdné působení vápnění, kdy zvýšení stability půdní struktury zlepšuje účinnost fyzikální ochrany POH a snižuje rychlost mineralizace. Kromě toho změna povahy vyměnitelných kationtů může mít také vliv na adsorpci organických látek a tudíž i na ochranu tímto mechanismem. Lze konstatovat, že zlepšení fyzikálních vlastností půdy, její lepší vzdušný a vodní režim spojený s vhodným pH, vytváří také vhodné podmínky pro humifikační procesy. Humifikace totiž probíhá optimálně při periodickém ovlhčování a vysychání, při střídání anaerobiózy s aerobiózou (Jandák *et al.* 2010).

3.3.7 Vliv vápnění na půdní reakci

Snižování pH půdy jako důsledek zvyšování koncentrace H^+ v půdním roztoku a sorpčním komplexu je výsledkem jak činnosti člověka, tak i mnoha samovolně probíhajících dějů v půdě. Mezi antropogenní vlivy můžeme zařadit zvyšování koncentrace CO_2 , SO_x či NO_x v atmosféře či nesprávné a nadměrné používání minerálních hnojiv. Biologické činnosti snižující pH jsou asimilace amoniaku, nitrifikace, asimilace organické síry nebo oxidace síry v čistém stavu (Bolan *et al.* 2003).

Půda má do značné míry schopnost ustát a kompenzovat změny pH, na čem se podílí organická hmota, Al a Fe oxidy a obsažené $CaCO_3$. Pokud však snížení pH

překročí spodní hranici optima, je nutné zasáhnout a optimalizovat pH, což nejčastěji provádíme právě vápněním (Jandák *et al.* 2010).

Nejčastěji využívaný uhličitan vápenatý reaguje v půdě s kyselinou uhličitou, vodou a oxidem uhličitým, přičemž vzniká rozpustný hydrogenuhličitan vápenatý. Ten je schopen reagovat se sorpčním komplexem, ze kterého vápenatý kationt vytěsňuje dva vodíkové ionty. Ty se naváží na hydrogenuhličitan a vznikne opět slabá kyselina uhličitá, která se může rozpadnout na oxid uhličitý a vodu (Walters 2016).

Dalším problémem je při nízkém pH sorpce hlinitých kationtů na půdní sorpční komplex, čímž se stávají dostupné pro rostliny ve zvýšené míře a mohou je ohrožovat svojí toxicitou. Za normálních podmínek jsou hlinité kationty schopny disociovat vodu a tvořit s OH^- ionty nerozpustný hydroxid hlinitý. To je ovšem podmíněno nízkou koncentrací H^+ iontů v roztoku, což při nízkém pH neplatí. Po vápnění je skrze kyselinu uhličitou a vzniklý uhličitan vápenatý sníženo množství H^+ iontů v půdním roztoku. Část vápenatých kationtů přejde na sorpční komplex, odkud vytěsňuje Al^{3+} ionty, které mohou snadno disociovat vodu a tvořit opět nerozpustný hydroxid hlinitý. Obsazení sorpčního komplexu dvojmocným kationtem oproti trojmocnému má za následek zvýšení negativního náboje, kationtové výměnné kapacity a tím i možnosti sorbovat živiny. Tak bylo odhadnuto, že zvýšení pH o jednu jednotku zvyšuje kationtovou výměnnou kapacitu organických látek o 30 cmol.kg^{-1} (Bolan *et al.* 2003; Helling *et al.* 1964).

3.4 Mulčování a sečení travních porostů

3.4.1 Trvalé travní porosty

Trvalé travní porosty tvoří v České republice významnou část zemědělského půdního fondu (k 31. 12. 2016 1 003 393 ha, což představuje necelých 24 % výměry zemědělské půdy (Souhrnné přehledy o půdním fondu z údajů katastru nemovitostí 2017)) a obecně můžeme říct, že slouží k produkci biomasy zajišťující výživu hospodářských zvířat. Podle způsobu obhospodařování je můžeme rozdělit na louky, kde je produkovaná píce sklížena a odvážena, a pastviny. V obou systémech tvoří trvalý travní porost základní článek potravního řetězce pro býložravce a potažmo i člověka. Mimo tuto funkci však mají TTP i jiný význam. Trvalé travní porosty svým pokryvem a kořenovou soustavou účinně omezují erozi půdy a příznivě ovlivňují strukturu a přirozenou úrodnost půdy. Dále mají schopnost zadržet velké množství srážkové vody, která by jinak rychle odtekla do vodních toků (Gaisler *et al.* 2011). Díky snižování stavů skotu se snižuje i s tím spojená potřeba produkce krmení. To se projevilo opouštěním nevýhodných oblastí a snížením pratotechnických zásahů na nevyužitých plochách. Výměra travních porostů nevyužívaných ke krmení se odhaduje na čtvrtinu z celkové plochy luk a pastvin (Fiala 2007). Jak se takový porost chová, popisuje Gaisler *et al.* (2010), který pozoroval, že při absenci hospodaření došlo ke změně druhové skladby, k rozšíření některých plevelných a nežádoucích druhů, zejména na porostech v předchozím období intenzivně hnojených a narušených a také na samozatravněných polních úhorech. Na neobhospodařovaných plochách se většinou snížil počet rostlinných druhů a převažovaly zejména konkurenčně silnější vysoké trávy a byliny. V mnoha případech tyto pozemky začaly působením sekundární sukcese zarůstat náletovými dřevinami (břízy, osiky, olše, atd.). Pro zabránění přeměny travních porostů na lesní společenstva je nutná pravidelná údržba ploch (sečením, pasením, mulčováním).

3.4.2 Mulčování

Představuje alternativní způsob obhospodařování travních porostů, při kterém je strojově většina nadzemní biomasy oddělena od strniště, rozdrčena a rozhozena pokud možno rovnoměrně zpět na strniště (Gaisler *et al.* 2010). Jak postupně biomasa vysychá, ztrácí částice svůj objem a propadávají mezi stébla strniště. Mulčování lze provádět u méně výnosných, extenzivně využívaných travních porostů, ale

i u zaplevelených travních porostů (odstraňování náletu apod.) avšak vždycky před dozráním generativních orgánů plevelných druhů (Kollárová *et al.*, 2007).

Mulčování se prosazuje i na orných půdách jako půdoochranné opatření. Mulčovacím materiálem jsou drcené posklizňové zbytky nebo biomasa meziplodin. Tento typ hospodaření je dobře popsán z pohledu na půdní vlastnosti a vláhové poměry, a proto je většina zde použitých údajů právě z těchto výzkumů.

3.4.3 Vliv mulče na fyzikální a hydrofyzikální vlastnosti

Působení mulče na zlepšování půdních vlastností se děje skrze zvýšený přísun organické hmoty do půdy. Efekt rostlinných zbytků na obsah půdní organické hmoty (POH) je silně spojen s množstvím, a pouze slabě s typem aplikované mulče. Reicosky *et al.* (1995) mluví o silném vztahu mezi množstvím zbytků a POH ve vrstvě 0–15 cm. Zachování půdní vlhkosti je jednou z hlavních výhod systému hospodaření s mulčem. Výhodou mulčování je i ochrana půdy před vodní erozí zachycením dopadajících dešťových kapek (Mulumba & Lal 2008).

3.4.3.1 Objemová hmotnost půdy

Účinky mulčování na objemovou hmotnost půdy se mohou lišit v závislosti na půdním typu, původních půdních vlastnostech, typu mulče, klimatu a na využití půdy (Mulumba & Lal 2008). Například Kahlon *et al.* (2012) v 22letých pokusech s různým systémem hospodaření na orné půdě a množstvím mulče prokázal ve variantě bezorebný systém a mulčování významný nárůst POH a oproti klasickému zpracování půdy snížení objemové hmotnosti, penetrometrického odporu, vyšší infiltrační kapacitu a hydraulickou vodivost. Bottenberg *et al.* (1999) pozoroval naopak zvýšení objemové hmotnosti a někteří další autoři nepozorovali účinky žádné (Acosta *et al.* 1999; Duiker & Lal 1999).

3.4.3.2 Půdní struktura

Agregace se udržuje přítomností organické hmoty v půdě. Proto změny v obsahu POH mohou vést ke změnám v agregaci. Zvýšení agregace díky aplikaci mulče můžeme přisuzovat zvýšené aktivitě hub a bakterií (Mulumba & Lal 2008). Čerstvé zbytky (mulč) jsou zdroje uhlíku pro mikrobiální aktivitu a tvorbu jader pro agregaci, uváděná zvýšená mikrobiální aktivita posiluje tvorbu makroagregátů (Jastrow 1996; Kahlon *et al.* 2012). Rozmístění agregátů i jejich stabilita jsou důležité indikátory pro

fyzikální vlastnosti půdy (např. půdní strukturu, infiltraci, agregaci a polní vodní kapacitu) (Shrestha *et al.* 2007).

3.4.3.3 Pórovitost, infiltrace, vlhkost

Jako Olivera & Merwin (2001) i Mulumba & Lal (2008) prokázali zvýšení pórovitosti při použití mulče. I v jejich experimentu se celková pórovitost zvyšuje s množstvím mulče a je výrazně nižší při zpracování půdy bez mulče. Při aplikaci 8 t mulče.ha⁻¹ bylo dosaženo 95 % maximální pórovitosti naměřené při použití 16 t mulče.ha⁻¹ (Mulumba & Lal 2008). Zvýšená pórovitost je zvláště důležitá k vývoji plodin, protože má přímý dopad na aeraci půdy a může zlepšit růst kořenů (Sugiyanto *et al.* 1986; Mulumba & Lal 2008). S tím souvisí i rychlost infiltrace, ta se také s použitím mulče zvyšuje, neboť příznivé rozměry pórů dokážou odvézt větší množství vody. Půda pod mulčem vykazuje také vyšší vlhkost, která je udržována izolačními vlastnostmi mulče a nižší evapotranspirací. Tak se snižuje přeschnutí povrchu a vytváření nežádoucí krusty.

Obdobné účinky na fyzikální vlastnosti lze očekávat i u trvalých travních porostů, kde je přísunem organické hmoty zajištěna lepší výživa kořenů, rozvoj drnu a tím i zlepšování fyzikálních parametrů půdy.

3.4.4 Sečení travních porostů s odvozem hmoty

Sečení patří mezi tradiční způsoby využívání travních porostů. Jedná se o oddělení části nadzemní rostlinné biomasy od strniště v určité výšce (nejčastěji mezi 3 a 10 cm nad povrchem) (Gaisler *et al.*, 2010), a to bez drcení této hmoty jako v případě mulčování. Při tomto managementu je v naprosté většině případů nadzemní biomasa odvezena z pozemků. Bývá pak využita ke krmným účelům konzervovaná sušením nebo silážováním. Sečení můžeme provádět buď ručním kosením, tento způsob je využíván málo většinou v chráněných lokalitách, nebo malou mechanizací na pozemcích nerovných a nedostupných těžkou technikou, anebo samojízdnými a traktorovými sekačkami, které využíváme na větších plochách s rovným terénem a malým sklonem, bez kamenů apod. Podmínkou je dostatečná pevnost půdního povrchu, aby nebyl poškozován drn koly mechanizačních prostředků (Gaisler *et al.* 2010).

3.4.5 Vliv sečení na fyzikální a hydrofyzikální vlastnosti

Obecně lze říct, že sečení travních porostů působí na fyzikální a hydrofyzikální vlastnosti podobně jako mulčování prostřednictvím organické hmoty. Při pokusech bylo obecně zjištěno snížení obsahu obou forem půdního organického uhlíku (C_{ox} i C_{org}) ve variantě sečené dvakrát za rok s odvozem hmoty oproti nasečené variantě. Snížení půdní organické hmoty ve dvousečném režimu souviselo pravděpodobně s redukcí přísunu živin, které jsou odváženy se sklizenou hmotou a zejména se zvýšením mineralizace POH, především odumřelých kořenů po seči (Duffková & Kvítek 2009). Mimo POH působí na fyzikální vlastnosti půdy při sečení použitá mechanizace a způsob provedení zásahu, neboť oproti ručnímu sečení je při mechanizované sklizni zvětšováno zhutnění půdy (Schrama *et al.* 2012). Utužením půdy mohou být silně ovlivněny půdní fyzikální vlastnosti, stejně jako půdní vlhkost, aerace a denitrifikace (Jensen *et al.* 1996).

3.4.5.1 Objemová hmotnost

Bauer & Black (1992) uvádějí, že objemová hmotnost klesá, jak se zvyšuje obsah půdního organického uhlíku v travních porostech. Tuto negativní korelaci popisuje i Evrendilek *et al.* (2004). Duffková & Kvítek (2009) uvádí, že jak se sníží obsah POH, tj. jak se zvýší intenzita sečení, zvyšuje se hodnota objemové hmotnosti. Nejvyšší hodnoty objemové hmotnosti pozorovali v režimu dvou sečí za rok, nejnižší ve variantě bez sečení. Objemová hmotnost nezávisí pouze na POH, ale také na celkovém objemu pórů, která se ovšem také zvyšuje se snižující se intenzitou sečení

3.4.5.2 Pórovitost, infiltrace, vlhkost

Hejduk & Kasprzak (2005) pozorovali průkaznou redukci nekapilární pórovitosti a zvýšení kapilární porozity při vyšší intenzitě sečení. Sejně závěry uvádí i Duffková & Kvítek (2009), kteří také prokázali rozdíly v pórovitosti mezi jednotlivými variantami sečení, přičemž nejvyšší hodnota byla zjištěna u nesečené varianty a určovala ji nekapilární pórovitost. I Schacht *et al.* (1996) prokázal, že ošetření porostů sečením snižuje oproti kontrole míru infiltrace. Pravidelné sečení zřejmě ovlivňuje povrch půdy nebo související půdní vlastnosti takovým způsobem, jaký brání infiltraci vody.

4 MATERIÁL A METODIKA

4.1 Popis pokusu

V roce 2013 byl založen na pokusném stanovišti v lokalitě Kameničky polní maloparcelní experiment, ve kterém je zkoumán vliv vápnění travního porostu a způsobu jeho sklizně na fyzikální a hydrofyzikální vlastnosti půdy (pseudogleje). Pokus je rozdělen na vápněnou část (V), kde byla aplikována dávka $1,8 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ CaO, a nevápněnou část (N). V každé části je jedna varianta sečena (S), dvě seče s odvozem hmoty, a druhá varianta mulčována (N), tzn. první seč provedena klasicky a místo druhé použito mulčování. Obě varianty ve vápněné i nevápněné části mají ještě tři úrovně hnojení N-hnojivy, a to 0, 50 a 100 % dávky. Pokus je tedy na dvanácti parcelkách. Odběr vzorků probíhal vždy v říjnu v letech 2013, 2015 a 2016 ve čtyřech opakováních z každé parcelky.

4.2 Popis stanoviště pokusu

4.2.1 Lokalizace a klima

Dlouhodobý experiment je lokalizován na pokusných plochách TTP Mendelovy univerzity na katastrálním území obce Kameničky, které leží v okrese Chrudim na jižním okraji Pardubického kraje v těsném sousedství hranice s krajem Vysočina. Katastrální území obce se nachází v CHKO Žďárské vrchy a Žďárském bioregionu. Ten je zařazen do klimatické oblasti CH 7 dle Quitta. Průměrná roční teplota se pohybuje mezi $4,5\text{--}6,1 \text{ }^\circ\text{C}$ a úhrn srážek je od 700 do 900 mm (Culek 2013). Dle BPEJ je zařazen také do chladného a vlhkého regionu se sumou efektivních teplot pod 2000, průměrnou roční teplotou menší než $5 \text{ }^\circ\text{C}$, průměrnými ročními srážkami nad 800 mm bez pravděpodobnosti suchých let a velmi vysokou vláhovou jistotou (Vyhláška MZe č. 327/1998 Sb.).

4.2.2 Půda

Na pokusném stanovišti se pseudoglej vyskytuje ve třech varietách, pseudoglej dystrický, umbrický a písčitohlinitý se značně rozdílným obsahem půdní organické hmoty v rámci pokusné plochy, který činí ve vrstvě 2–15 cm 3,13–10,8 %. Půda

tohoto stanoviště vznikla na rulovém deluviu. Půdní sonda byla vykopána ve střední části stanoviště.

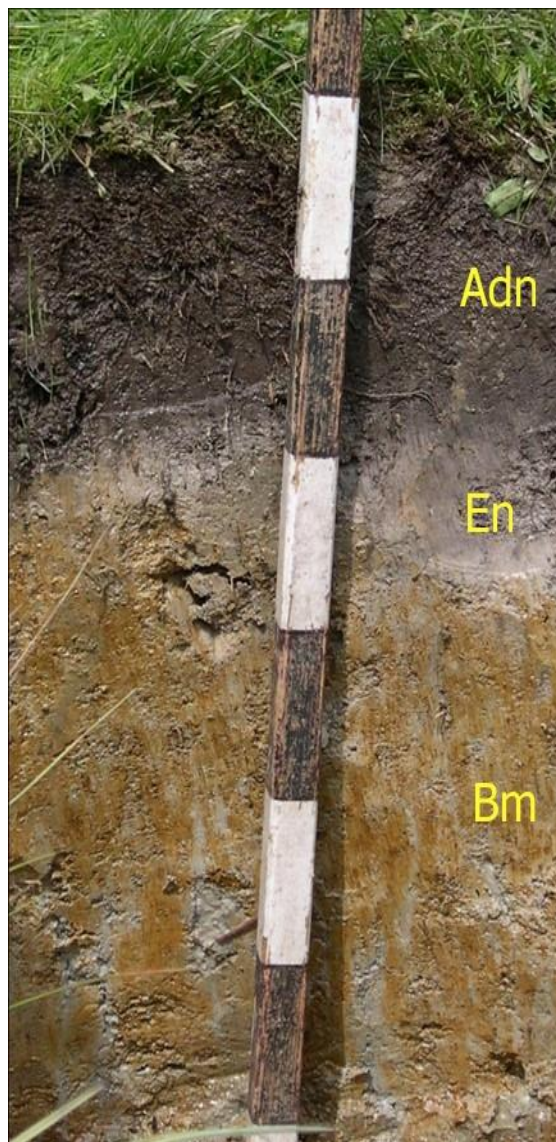
4.2.3 Popis půdní sondy:

Adn – humózní drnový hydrogenní horizont sahající do hloubky 16–19 cm se zřetelným přechodem. Barva za sucha černošedá 10YR5/2, za vlhka šedočerná. Půda je písčitohlinitá, středně vyvinutá s drobtovou strukturou a až 8 % skeletu (rula a křemen). Skelet se vyskytuje nepravidelně v hloubce 12–34 cm a dosahuje velikosti až 33 cm. Prokořeněnost horizontu je střední až silná, oživenost je střední. V horizontu je také malý výskyt FeMn bročků.

En – vybělený nodulární (eluviální pseudoglejový) horizont. Je zřetelný v hloubce 18–24 (29) cm se světlešedou 10YR7/2 barvou za sucha a šedou za vlhka a zřetelným až pozvolným přechodem. Zrnitostně opět písčitohlinitá vrstva bez zřetelné struktury. Skelet v obsahu do 8 % s mírně zaoblenými hranami a velikostí do 26 cm, tvořen rulou a křemenem. Prokořenění i oživení tohoto horizontu je slabé, naopak výskyt FeMn bročků je hojný.

Bm – mramorovaný horizont, 24–65 cm. Za sucha v horizontu převládá rezavá barva 7,5–10YR6/6 nad šedou barvou 10YR7/1. Horizont je písčitohlinitý až hlinitý a struktura není zřetelná. Obsah skeletu, který dosahuje velikosti do 26 cm, činí až 5 %. FeMn bročky jsou četné a přechod je difuzní.

Cg – půdotvorný substrát. Začíná v 65 cm jako písčitohlinité deluvium ruly.



Obr. 1 Půdní sonda Kameničky (foto Jandák)

4.3 Odběr půdních vzorků

Odběr neporušených vzorků byl proveden pomocí Kopeckého fyzikálních válečků o objemu 100 cm^3 z každé varianty, vždy z hloubky 5–10 cm, tedy těsně pod travním drnem, ve čtyřech opakováních u každé varianty.

Mimo neporušené půdní vzorky byly odebrány v každém roce ze stejné hloubky u všech variant i vzorky porušené. Jejich Hmotnost se pohybovala u jednotlivých variant mezi 0,6 a 0,8 kg.



Obr. 2 Odběr vzorků - Kameničky (foto Hábová 2016)

4.4 Rozbor porušeného půdního vzorku

V laboratoři byly sáčky s porušenými půdními vzorky otevřeny a umístěny na vzdušné místo, aby vyschly. Suché porušené vzorky byly podrceny a sítem s otvory $2 \times 2 \text{ mm}$ byla oddělena jemnozem I, kterou jsme použili k dalším analýzám.

4.4.1 Stanovení výměnné půdní reakce (pH/KCl)

Stanovení probíhalo ve dvou opakováních z každé varianty v suspenzi jemnozeme I s 1M roztokem KCl. Měření bylo provedeno skleněnou elektrodou.

4.4.2 Stanovení aktivní půdní reakce (pH/H₂O)

Průběh stanovení je obdobný jako u pH/KCl, pouze se používá suspenze jemnozeme I a destilované vody.

4.4.3 Oxidimetrické stanovení organického uhlíku C_{org} (C_{ox})

K určení obsahu C_{org} jsme použili modifikovanou metodu Walkley – Black podle Nováka a Pelíška. K analýze byla použita jemnozem II, ve které byl uhlík oxidován chromsírovou směsí, jejíž nezreagovaný podíl jsme následně titrovali 0,5M Mohrovou solí. Množství spotřebované Mohrovy soli jsme pomocí níže uvedeného vzorce přepočítali na procentuální podíl C_{ox} ve vzorku (Jandák 2003).

$$C_{ox} = \frac{(a_0 - b) \cdot 0,15}{g} [\%]$$

a_0 – kontrola [ml]

b – spotřeba Mohrovy soli na titraci vzorku [ml]

g – navážka vzorku zeminy [g]

4.5 Rozbor neporušeného půdního vzorku

Neporušené půdní vzorky byly po přivezení do laboratoře zváženy v přirozeném stavu (hodnota A). Následně se nechaly 24 hod sytit vodou.

4.5.1 Výpočet půdních hydrolimitů

Základním principem je odsávání vody z plně nasyceného vzorku pomocí vrstvy čtyř filtračních papírů. Vzorek vážíme ihned po nasycení (B), po 30 minutách odsávání (B₃₀), po dvou hodinách odsávání (B₂) a po 24 hodinách odsávání (B₂₄). Nakonec je vzorek usušen při 105 °C do konstantní hmotnosti. Takto po zvážení dostáváme hmotnost vysušené zeminy (C), kterou následně použijeme k výpočtu měrné hmotnosti redukované. Při každém vážení nesmíme zapomenout, že hodnoty zahrnují i hmotnost samotného Kopeckého válečku (T). Z těchto hodnot vypočítáme dle níže uvedené tabulky jednotlivé parametry (Jandák, 2003).

Tabulka 6. Formulář pro výpočet základních parametrů neporušeného půdního vzorku (Jandák, 2003; upraveno Mikulencák 2017)

Parametr	Označení	Výpočet
momentální (okamžitá) vlhkost	Θ	$A - C - T$
plná vodní kapacita (nasákivost)	Θ_s	$B - C - T$
vlhkost 30minutová	Θ_{30}	$B_{30} - C - T$
maximální kapilární vodní kapacita dle Nováka	Θ_{KMK}	$B_2 - C - T$
retenční vodní kapacita	$\Theta_{RK} (\Theta_{PK})$	$B_{24} - C - T$
pórovitost	P	

Celkovou pórovitost musíme určit nepřímo výpočtem z hodnot měrné hmotnosti ρ_s a objemové hmotnosti redukované ρ_d podle vzorce:

$$P = \frac{\rho_s - \rho_d}{\rho_s} * 100$$

Objemy jednotlivých druhů půdních pórů určujeme podle zjištěných hydrolimitů buď přímo, nebo dopočtem.

Tabulka 7. Formulář pro výpočet základních parametrů neporušeného půdního vzorku (Jandák, 2003; upraveno Mikulenčák 2017)

Druh pórů	Označení	Výpočet
póry kapilární	P_K	Θ_{RK}
póry semikapilární	P_S	$\Theta_{30} - \Theta_{RK}$
póry nekapilární	P_N	$P - \Theta_{30}$

4.5.2 Měrná hmotnost půdy

Měrná hmotnost půdy byla stanovena pyknometricky ze suspenze půdy vysušené při 105 °C a destilované vody podle následujícího vzorce:

$$\rho_s = \frac{N_s}{P_v + N_s - P_s} [g \cdot cm^{-3}]$$

P_v – hmotnost pyknometru s destilovanou vodou (g)

P_s – hmotnost pyknometru se suspenzí (g)

N_s – navážka přepočítaná na sušinu u zeminy vyschlé na vzduchu

4.5.3 Zrnitostní složení půdy – pipetovací metoda

Pipetovací metodu řadíme k metodám neopakované a nepřerušované sedimentace (Zoubková 2014), při které jsou z promíchané suspenze půdy a destilované vody pipetou odebírány přesně stanovené objemy z určitých hloubek a v určitých časech. Po odpaření vzorků je zváženo množství dané zrnitostní frakce.

5 VÝSLEDKY A DISKUSE

K hodnocení pokusu bylo využito programů STATISTICA a MS Excel, ve kterém jsou vytvořeny i použité grafy. Ty ukazují průměrné hodnoty a vertikální úsečky představují interval 95% spolehlivosti. Statistické hypotézy byly testovány na hladinu významnosti $\alpha = 0,05$. Rozdíly jsou prokázány průkazně pokud $p < 0,05$ a vysoce průkazně při $p < 0,01$. Z hlediska možných vlivů na výsledky pokusu je mimo lidský faktor nutno zmínit i sucho v roce 2015, které se dle mého názoru projevilo zejména na fyzikálních a hydrofyzikálních vlastnostech zkoumaných u neporušených půdních vzorků.

Protože výzkumy vlivu vápnění nebo mulčování na fyzikální vlastnosti půdy nejsou časté, jsou použity ke srovnání i výsledky pokusů prováděných na orné půdě.

5.1 ROZBOR PORUŠENÉHO PŮDNÍHO VZORKU

5.1.1 Zrnitostní složení a půdní druh

Tabulka 8. Zrnitostní rozbor porušeného půdního vzorku

Varianta	Obsah částic [%]								
	2,00-0,25	0,25-0,05	0,05-0,01	0,01-0,001	< 0,001	< 0,01	2,00-0,05	0,05-0,002	< 0,002
NS 0	11,59	17,94	40,28	22,76	7,44	30,20	29,52	61,00	9,48
NS 50	11,48	18,00	40,58	23,26	6,68	29,94	29,48	60,90	9,62
NS 100	9,66	17,80	44,60	21,56	6,38	29,64	27,46	65,00	7,54
NM 0	9,77	18,53	41,48	23,02	7,20	30,22	28,30	63,32	8,38
NM 50	12,32	16,58	40,06	23,14	7,90	31,04	28,90	62,30	8,80
NM 100	11,21	18,67	38,58	24,54	7,00	31,54	29,88	60,46	9,66
VS 0	11,30	18,20	38,52	23,72	8,26	31,98	29,50	61,04	9,46
VS 50	14,10	19,86	38,88	19,92	7,24	27,32	33,96	57,88	8,16
VS 100	15,52	20,80	40,80	16,32	6,56	22,88	36,32	57,20	6,48
VM 0	11,68	17,10	37,34	22,92	10,96	33,88	28,78	59,38	11,84
VM 50	14,17	20,05	33,40	22,90	9,48	32,38	34,22	54,92	10,86
VM 100	18,72	20,84	33,88	18,58	7,98	26,56	39,56	51,58	8,86
Průměr	12,63	18,70	39,03	21,89	7,76	29,80	31,32	59,58	9,10

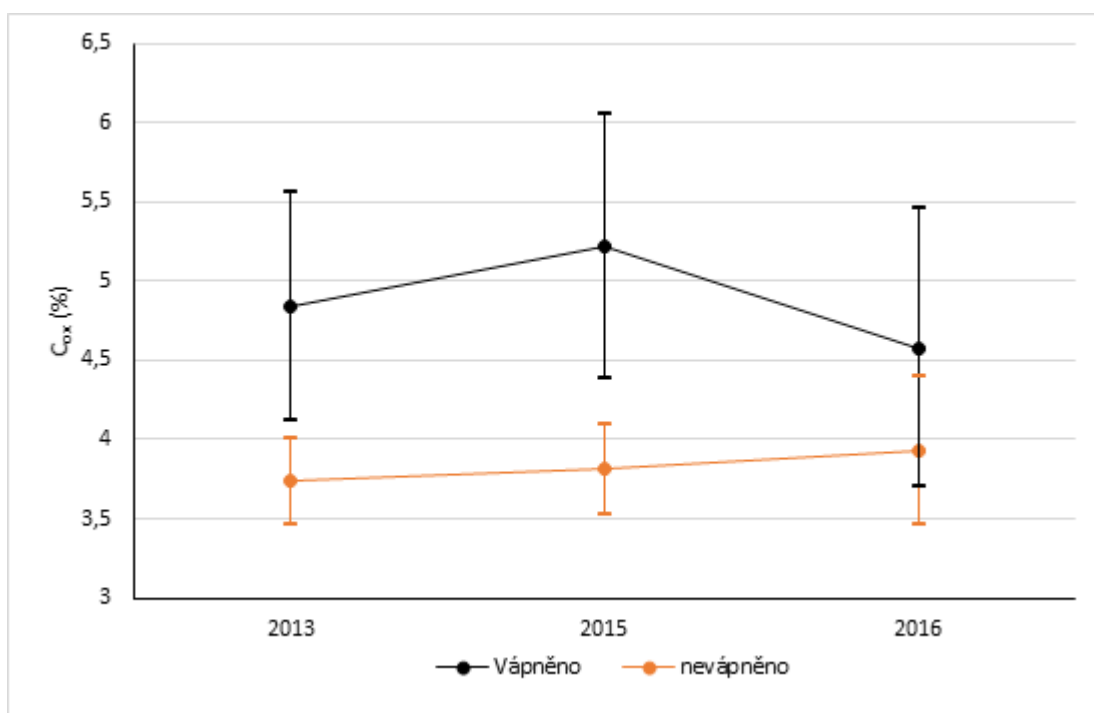
Podle zrnitostního rozboru spadají všechny varianty pokusu do zrnitostní třídy prachovitá hlína. Pokud výsledky vyhodnotíme dle Novákovy klasifikační stupnice, zjistíme téměř vyrovnaný podíl variant s písčitohlinitou půdou a hlinitou půdou. Varianty NS 50, NS 100, VS 50, VS 100 a VM 100 jsou na půdách písčitohlinitých. Ostatní varianty na půdách hlinitých. Průměrem všech variant je prachovitá, písčitohlinitá až hlinitá půda.

5.1.2 Vliv vápnění na obsah oxidovatelného uhlíku (Obr. 3)

U vápněné varianty došlo mezi lety 2013 a 2015 k určitému nárůstu podílu C_{ox} (ze 4,84 % na 5,22 %), avšak v posledním roce (2016) byla zjištěná průměrná hodnota ještě nižší než v roce 2013 (4,58 %). Při porovnávání průměrů u nevápněné varianty (Obr. 3), pozorujeme mírnou tendenci zvyšování obsahu C_{ox} a rozdíl mezi lety 2013 a 2016 je 0,19 %. U vápněné ani u nevápněné varianty se však nejednalo o rozdíly průkazné.

Ke stejným výsledkům u trvalých travních porostů došel i Mijangos *et al.* (2010), který sice pozoroval po vápnění nárůst mikrobiální aktivity, ale změny v obsahu C_{ox} neproběhly. Ani Grieve *et al.* (2005) nepozoroval v prvních dvou letech po melioračním vápnění změny v obsahu C_{ox} . Je to pravděpodobně způsobeno tím, že s rostoucí půdní reakcí, do určité míry, neroste pouze mikrobiální aktivita, která by zajistila průkazný úbytek C_{ox} , ale zároveň narůstá i produkce biomasy rostlin v důsledku příznivějšího pH, která je schopna pokrýt zvýšenou oxidaci mikroorganismů.

Srovnání vápněné a nevápněné varianty z hlediska obsahu C_{ox} je v tomto pokusu značně zavádějící, neboť již při zakládání pokusu byl rozdíl v obsahu C_{ox} mezi vápněnou a nevápněnou variantou výrazně průkazný ($p = 0,0002$) ve prospěch vápněné varianty (Obr. 3). Tato chyba vznikla čistě náhodou při rozmístění pokusu.

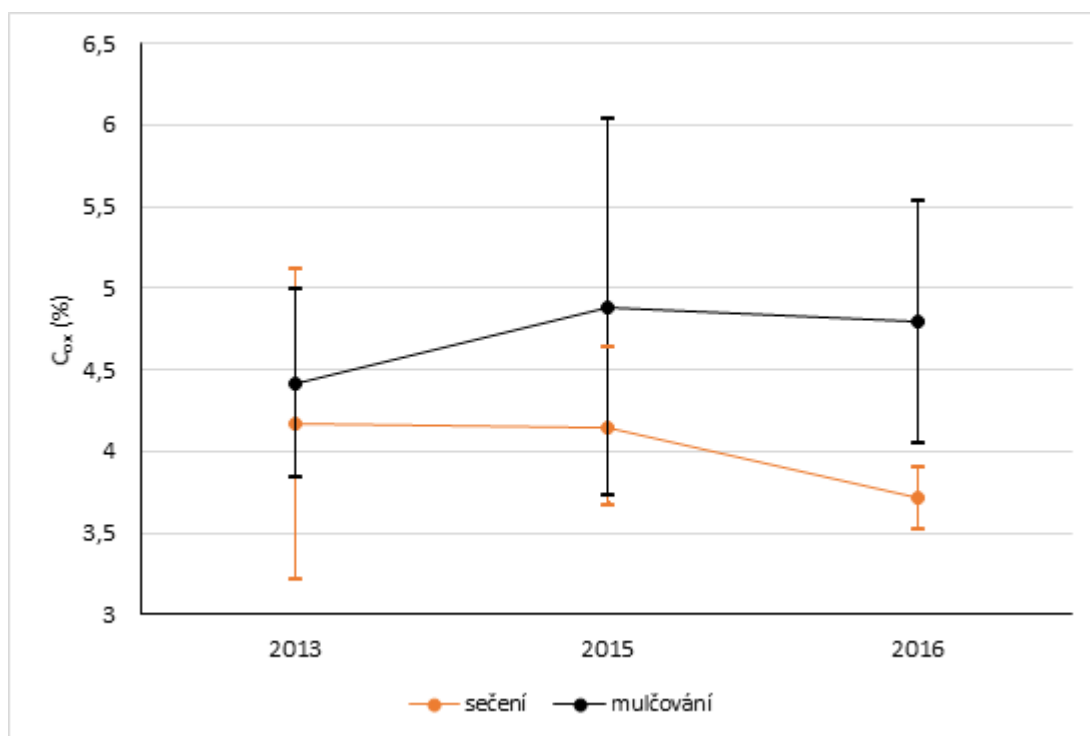


Obr. 3 Vliv vápnění na průměrný obsah C_{ox}

5.1.3 Vliv způsobu sklizně na obsah oxidovatelného uhlíku (Obr. 4)

Průměrné hodnoty obsahu oxidovatelného uhlíku v sečených variantách klesaly v obou sledovaných letech po založení pokusu a výraznější úbytek byl zaznamenán mezi posledními lety 2015 a 2016, kdy meziročně poklesl obsah C_{ox} o 0,44 % (ze 4,15 % na 3,71 %). I přes pozorované změny byl však úbytek C_{ox} v pokusu statisticky neprůkazný na rozdíl od Duffkové *et al.* (2005). Ta u varianty sečené dvakrát za rok pozorovala průkazný pokles hodnot C_{ox} oproti kontrolní nesečené variantě nebo variantě sečené pouze jedenkrát za rok. Můžeme tedy konstatovat, že sečení s odvozem hmoty snižuje humifikaci a naopak zvyšuje mineralizaci organického materiálu, čímž dochází k oxidaci uhlíku na CO_2 a jeho odchodu do atmosféry.

Ani u mulčovaných variant nejsou změny v obsahu C_{ox} průkazné, i když se průměry jednotlivých ročníků liší. Zajímavý ale neprůkazný je zejména nárůst průměrných hodnot mezi rokem založení (2013 – 4,41 %) a prvním pozorováním (2015 – 4,88 %).



Obr. 4 Vliv způsobu sklizně na obsah C_{ox}

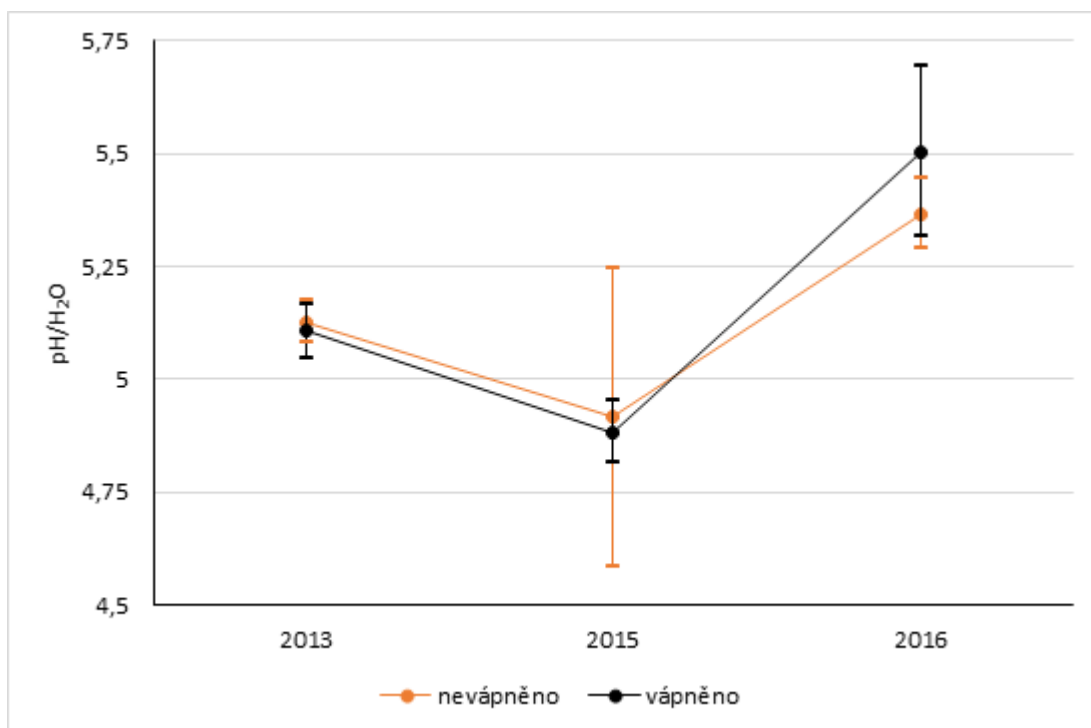
V prvních dvou letech pozorování nebyl průkazný rozdíl mezi sečenými a mulčovanými variantami zaznamenán, i když v roce 2015 se průměry variant lišily o 0,73 %. Neprůkaznost rozdílu je způsobena především velkým rozptylem naměřených hodnot hlavně u mulčované varianty. V posledním roce však již k průkaznému rozdílu došlo, především díky výraznému poklesu obsahu C_{ox} u sečených variant a malému rozptylu hodnot u této varianty. Procentuálně se průměry obou variant lišily v roce 2016 o 1,075 %. Podobně zaznamenal v experimentu zvyšování obsahu C_{ox} u mulčovaných variant i Shah *et al.* (2013), neboť ponecháním mulče na povrchu je zajištěn vyšší přísun organické hmoty do půdy a také vznikají příhodnější mikroklimatické podmínky pro její humifikaci a tím nárůstu C_{ox} .

5.1.4 Vliv vápnění na aktivní půdní reakci – pH/H₂O (Obr. 5)

U vápněných variant došlo po dvou letech od založení pokusu k výraznému a zároveň i průkaznému ($p = 0,0219$) snížení hodnoty pH/H₂O z průměru 5,11 na 4,88. V následujícím roce byla ovšem naměřena průměrná hodnota pH/H₂O 5,51, která se zároveň vysoce průkazně liší jak od počátečního stavu při založení pokusu, tak i od předchozího měření v roce 2015 ($p = 0,0002$).

Velmi podobných výsledků dosahují i měření u nevápněné varianty. Mezi prvními dvěma pozorovanými ročníky jsou i v této variantě velké rozdíly, pH/H₂O 5,12 v roce 2013 a 4,91 v roce 2015. Tyto hodnoty se ani přesto průkazně neliší, na rozdíl od vápněných variant. V roce 2016 došlo podobně jako po vápnění k výraznému nárůstu pH/H₂O, přičemž se hodnota od předchozích statisticky průkazně liší ($p = 0,0105$).

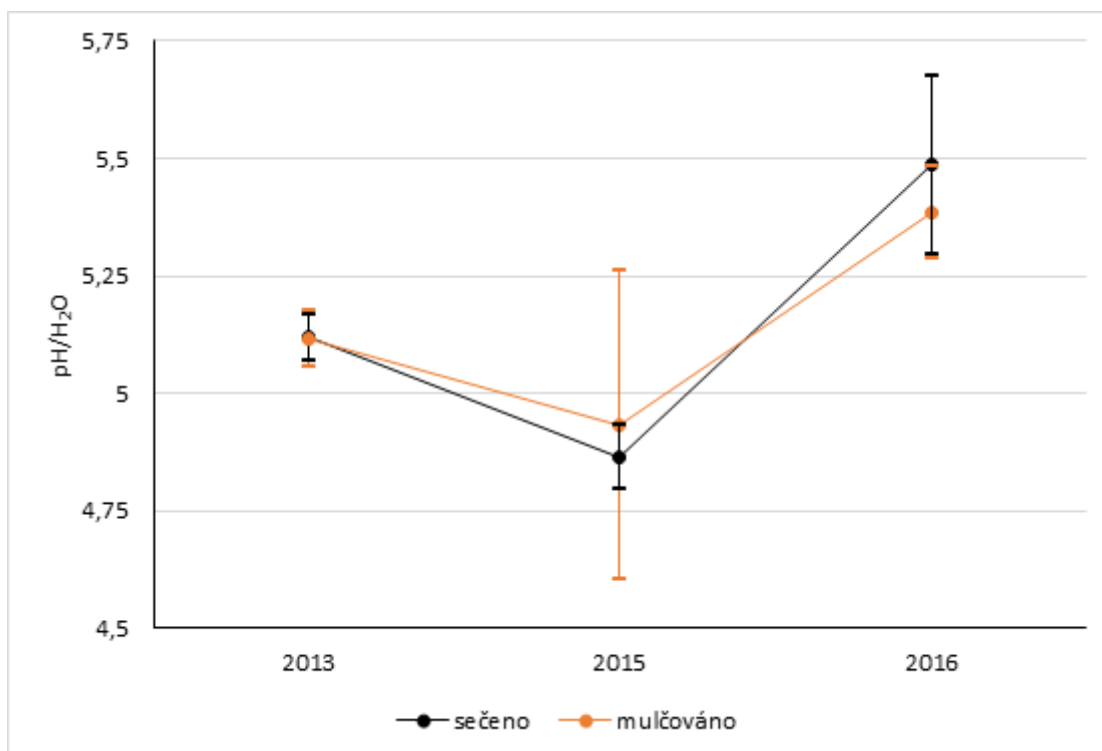
Pokud obě varianty srovnáme, je z grafu (Obr. 5) zřejmé, že se mezi sebou ani v jednom ročníku průkazně neliší a jejich průměry jsou ve všech letech pokusu velmi podobné. Je tedy zřejmé, že vápnění nebyl jediný vliv, který na pH/H₂O působil, což dokazuje výraznou závislost tohoto ukazatele na aktuálních podmínkách, které na stanovišti působí.



Obr. 5 Vliv vápnění na aktivní půdní reakci

5.1.5 Vliv způsobu sklizně na aktivní půdní reakci (Obr. 6)

Z obrázku 6 je zřejmé, že ani způsob sklizně nerozhodoval o hodnotě aktivní půdní reakce, která je v jednotlivých letech velmi podobná s hodnotami zjištěnými při srovnání vápněných a nevápněných variant. V roce 2015 poklesly hodnoty z původních 5,12 u obou variant na 4,86 u sečených variant (průkazný rozdíl) a 4,93 u mulčovaných variant (neprůkazný rozdíl). Následující rok se obě hodnoty vysoce průkazně zvýšili na 5,49 u sečených a 5,39 u mulčovaných variant. Varianty se při srovnání vápněno/nevápněno nelišily, ani pokud porovnáme každý rok zvlášť, ani pokud oba roky (2015 a 2016) zprůměrujeme (vápněno 5,19; nevápněno 5,14).



Obr. 6 Vliv způsobu sklizně na aktivní půdní reakci

5.1.6 Vliv vápnění na výměnnou půdní reakci – pH/KCl (Obr. 7 a 8)

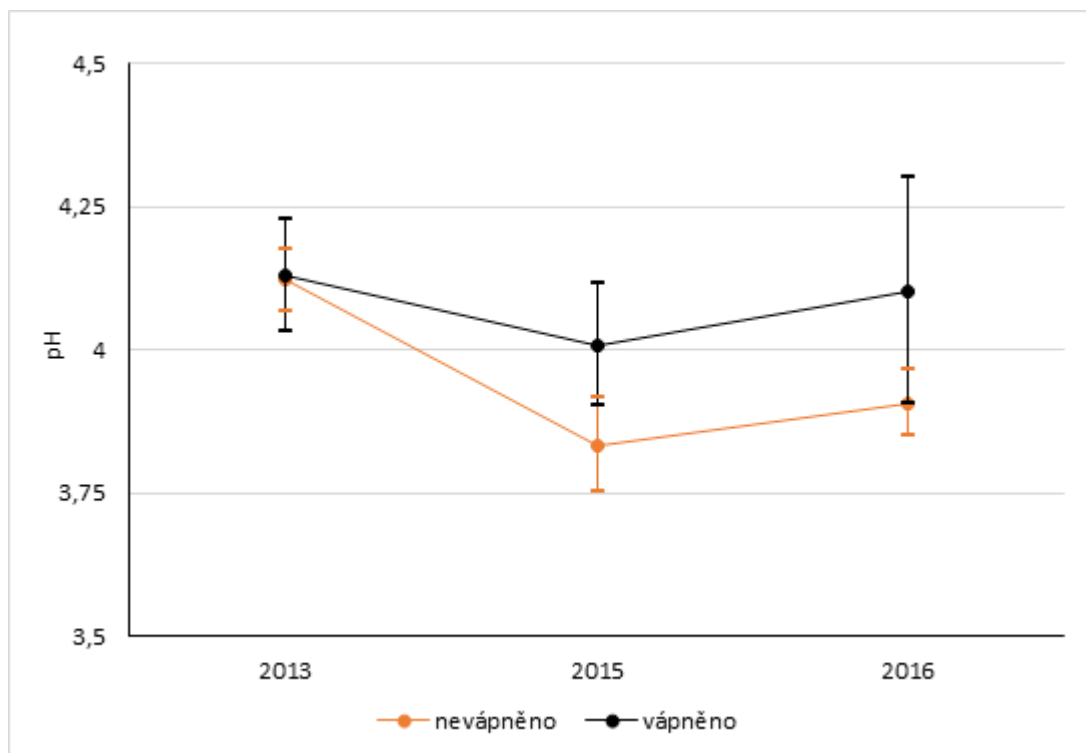
Jako u aktivní půdní reakce je i u výměnné reakce znatelný pokles průměrných hodnot pH mezi rokem založení a prvním hodnocením (Obr. 7). U nevápněné varianty je rozdíl mezi rokem 2013 a 2015 vysoce statisticky průkazný ($p = 0,0002$) a průměrná hodnota pH/KCl klesla ze 4,12 na 3,83. Podobný výsledek dostaneme i při srovnání roku 2013 a 2016, kdy průměrná hodnota sice mírně vzrostla oproti roku 2015 na pH/KCl 3,9, ale stále trval statisticky průkazný rozdíl oproti roku založení. Hodnoty z let 2015 a 2016 se však mezi sebou již průkazně neliší.

U vápněné varianty nedošlo k průkaznému posunu pH a hodnoty se statisticky neliší ani v jednom roce. Průběh aritmetických průměrů je podobný jako u nevápněné varianty. Pokud tedy srovnáme tyto výsledky s některými pokusy, tak se s nimi značně u vápněné varianty rozcházejí. Například Jaskulska *et al.* (2014) pozorovala v dlouhodobém polním pokusu v rámci deseti let při průběžné aplikaci vápna v celkové dávce $4,3 \text{ t Ca} \cdot \text{ha}^{-1}$ vzrůst hodnot pH/KCl o 2,3 a více v závislosti na úrovni hnojení a požitém hnojivu. Ve dvacetiletém pokusu na TTP prezentuje Schechtner (1993) zvýšení pH/CaCl₂ oproti počátečnímu stavu 5,6 při průměrné roční dávce

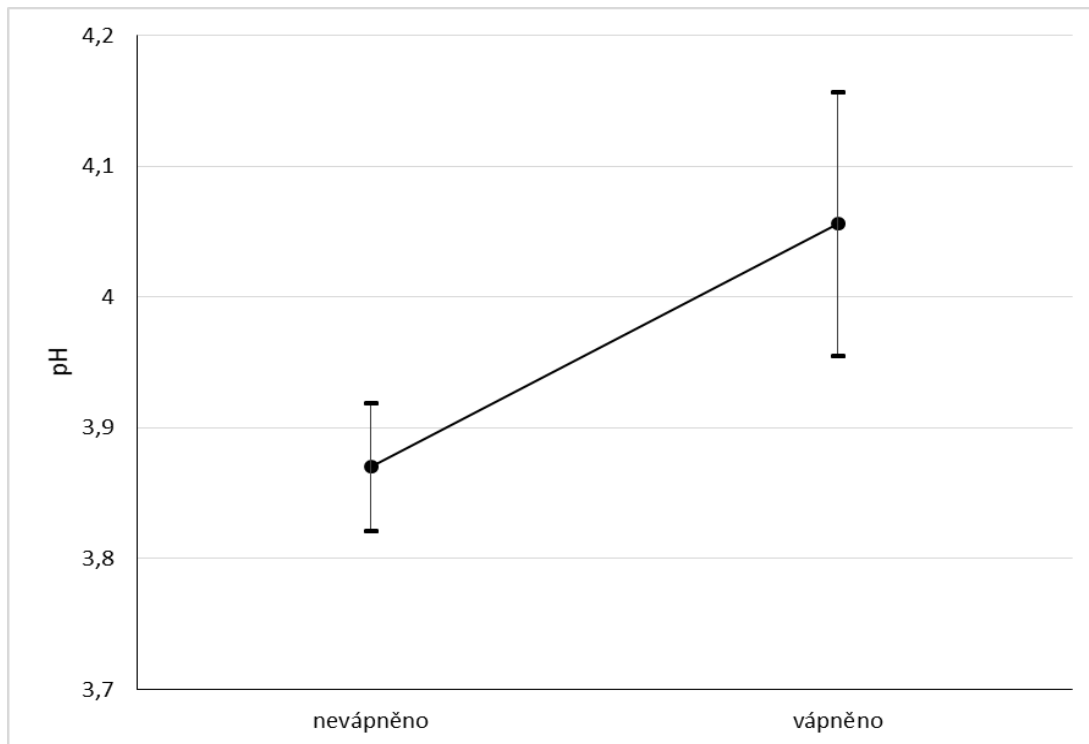
600 kg.ha⁻¹ CaO a hnojení NPK o 1,1. Při požití 300 kg.ha⁻¹ CaO s hnojením PK a močovinou je to pouze 0,3. Pokud se však zaměříme na jeho data pouze z prvních pěti let, zjistíme, že v méně vápněné variantě se průběh vývoje pH v zásadě neliší od tohoto pokusu a i v jeho experimentu došlo z počátku k mírnému poklesu pH.

Při srovnání obou variant v jednotlivých letech jsme nezaznamenali žádný statisticky průkazný rozdíl. Průměrné hodnoty jsou však z vápněných variant v roce 2015 i 2016 vyšší oproti nevápněným o více než 0,17 a ani v jednom roce neklesly pod hodnotu pH/KCl 4 (2013 – 4,13; 2015 – 4,01; 2016 – 4,10).

Pokud bychom srovnali souhrnně roky 2015 a 2016, tak se zde již statisticky významný rozdíl projeví ($p = 0,0021$). Takto určená průměrná výměnná půdní reakce byla u nevápněné varianty 3,87 a u vápněné dosáhla hodnoty 4,05 (Obr. 8). Můžeme tedy konstatovat, že dávka vápenatých hmot (CaO) ve výši 1,8 t. ha⁻¹ v našem případě pH/KCl pouze stabilizovala, avšak k žádnému zvýšení oproti počátečnímu stavu nedošlo.



Obr. 7 Vliv vápnění na výměnnou půdní reakci



Obr. 8 Srovnání průměrných hodnot pH/KCl z let 2015 a 2016

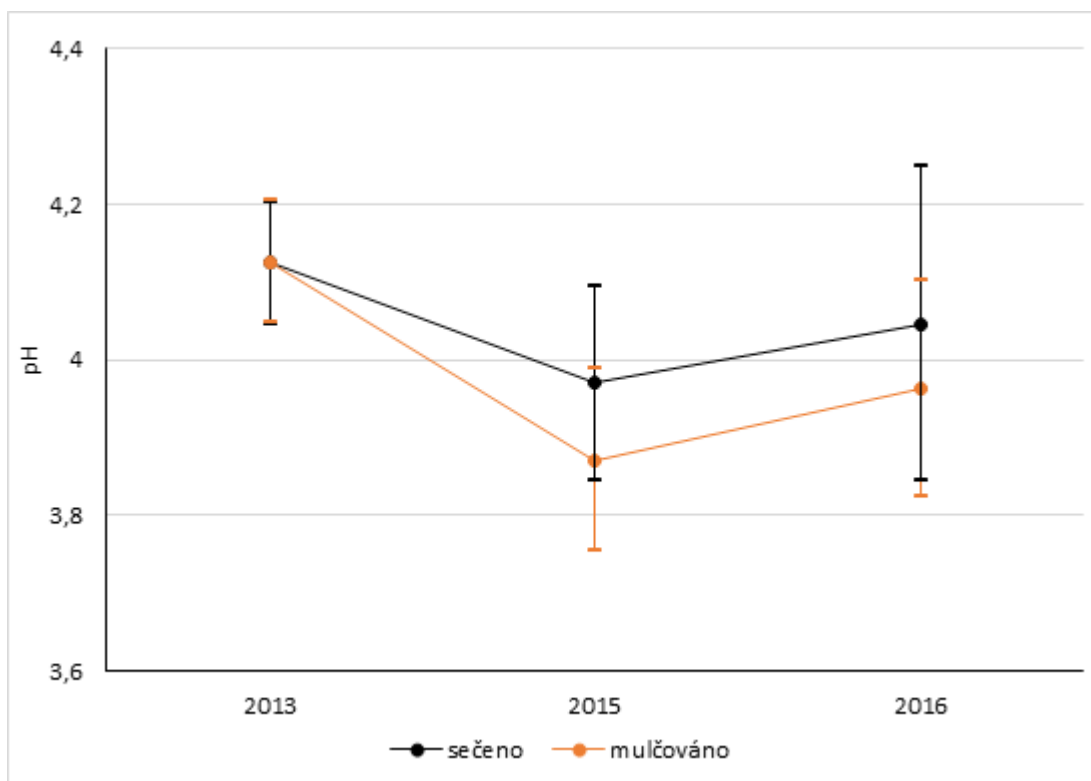
5.1.7 Vliv způsobu sklizně travního porostu na pH/KCl (Obr. 9)

Jak je vidět v obrázku 9, počáteční hodnoty pH/KCl jsou prakticky totožné v obou variantách managementu a průběh v dalších letech je také obdobný. Co je však rozdílné, je průkaznost rozdílů v jednotlivých letech a variantách

U sečených variant došlo mezi roky 2013 a 2015 k poklesu pH/KCl o více než 0,15, avšak i přes to je tento rozdíl neprůkazný. V následujícím roce se průměrná hodnota pH/KCl mírně zvýšila, ale ani tento posun nebyl průkazný.

Mulčované varianty měly velmi podobný vývoj hodnot, jako sečené, ale v prvních dvou letech došlo k výraznějšímu poklesu, kdy byl rozdíl pH/KCl mezi lety 2013 a 2015 vysoce průkazný. V roce 2016 hodnota pH mírně vzrostla a průkazně se nelišila ani oproti roku 2013 ani 2015.

Srovnáním průměrných hodnot výměnné půdní reakce sečených a mulčovaných variant zjistíme nižší průměry u mulčovaných variant, které ale nejsou průkazné. Můžeme tedy konstatovat, že vliv způsobu sklizně na výměnné pH v našem experimentu nebyl statisticky prokázán, i když tendence k okyselení půdy v důsledku mulčování je patrná. K podobným závěrům došla i Duffková *et al.* (2005), která uvádí, že pokles využití travních porostů vede k poklesu hodnot pH.



Obr. 9 Vliv sečení a mulčování na výměnné pH

5.2 ROZBOR NEPORUŠENÉHO PŮDNÍVO VZORKU

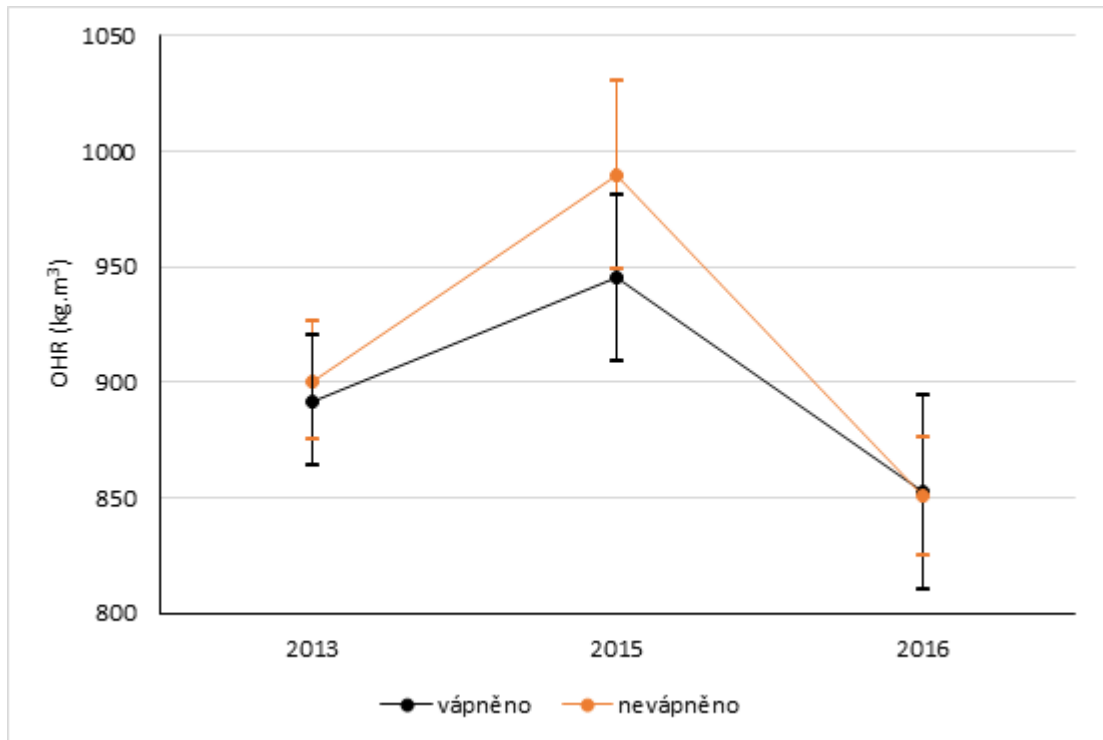
5.2.1 Objemová hmotnost redukována (OHR)

5.2.1.1 Vliv vápnění (Obr. 10)

U vápněných variant došlo mezi léty 2013 a 2015 k neprůkaznému nárůstu objemové hmotnosti redukována, která na počátku dosahovala 892 kg.m^{-3} a meziročně stoupla na 945 kg.m^{-3} . V následujícím roce však s vysokou průkazností ($p = 0,0003$) poklesla na 852 kg.m^{-3} .

U nevápněných variant pozorujeme statisticky průkazné rozdíly mezi všemi ročníky. Z roku 2013 na rok 2015 vzrostla statisticky vysoce průkazně ($p = 0,0003$) hodnota OHR z 901 kg.m^{-3} na 990 kg.m^{-3} . V následujícím roce statisticky vysoce průkazně ($p = 0001$) poklesla na hodnotu 851 kg.m^{-3} , čímž se téměř neliší od vápněné varianty. Mezi sebou se varianty nelišily ani v roce 2015, kdy byl rozdíl průměrných hodnot poměrně vysoký, ale ne statisticky průkazný.

I tak je z obrázku 10 patrné, že u vápněné varianty došlo k menším výkyvům hodnot OHR a lze tedy konstatovat, že v prvních dvou letech pokusu vápnění OHR stabilizovalo. Tento výsledek je v určitém rozporu s ostatními výzkumy. Například Auler et al. (2017) zaznamenal snížení hodnot objemové hmotnosti redukována v pokusech na oxisolu v subtropické oblasti. To souviselo hlavně se zlepšováním půdní struktury a pórovitosti půdy, vyplývající z tmelících účinků vápna, přičemž stejné působení vápna potvrzuje i Haynes & Naidu (1998).



Obr. 10 Vliv vápnění na objemovou hmotnost redukovanou

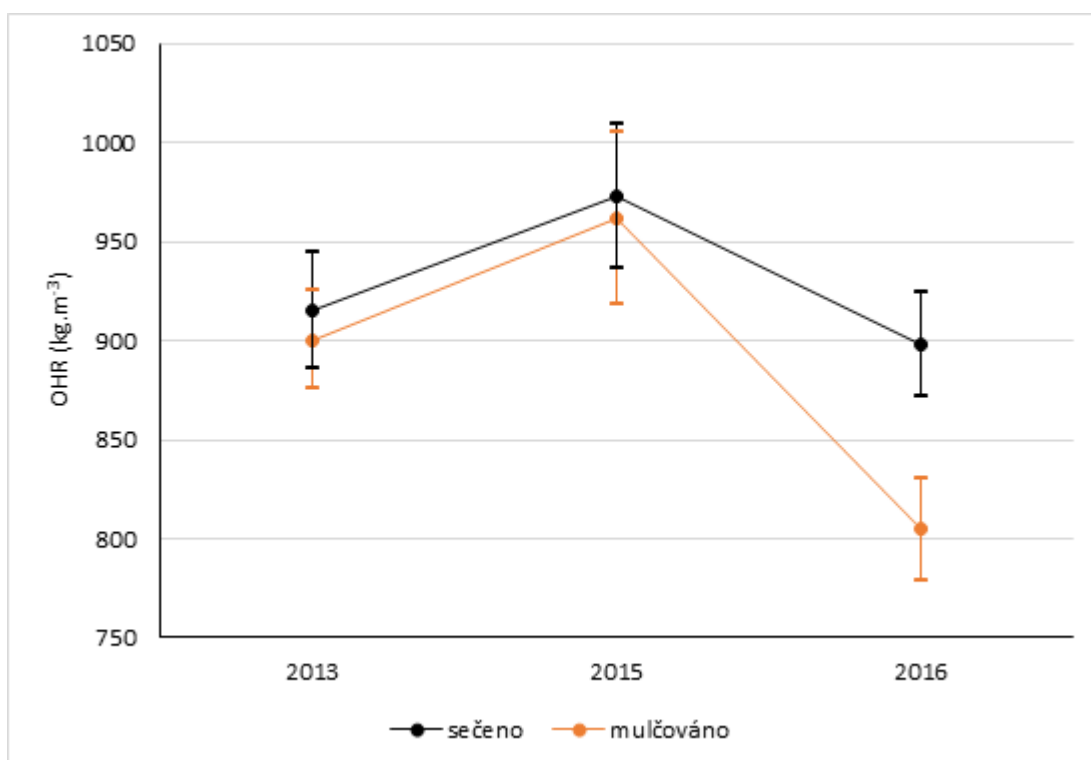
5.2.1.2 Vliv způsobu sklizně (Obr. 11)

Vývoj hodnot je v letech 2013 a 2015 u sečených i mulčovaných variant velmi podobný, přičemž se ani neprůkazný rozdíl průměrných hodnot příliš nemění. V roce 2016 jsou v obou variantách statisticky vysoce průkazné rozdíly oproti roku 2015.

U sečených variant poklesla hodnota OHR z 973 kg.m⁻³ (2015) na 898 kg.m⁻³ (2016). OHR z roku 2016 se však statisticky nelišila od počátečního stavu v roce 2013 (915 kg.m⁻³). Ani Schacht *et al.* (1996) nezaznamenal průkazný vliv sečení na OHR, když ve svém pokusu srovnával různé systémy sečení s vypalováním.

Mulčované varianty dosáhly ještě většího poklesu OHR. Ta se z hodnoty 962 kg.m⁻³ v roce 2015 dostala na 805 kg.m⁻³, a tak se statisticky průkazně odlišovala i od roku 2013. Podobné výsledky nacházíme i v literatuře, i když v pokusech na orné půdě. Shah *et al.* (2013) zaznamenal průkazné snížení OHR na pozemcích, kde byla kukuřice vyseta do mulče z pšeničné slámy. Podobně prezentuje redukcí OHR v důsledku používání mulče i Pervaiz *et al.* (2009). Fiala (2007) uvádí, že objemová hmotnost postupně stoupá dle managementu travního porostu od ponechání ladem, ve kterém je nejnižší, přes mulčování až po sečení.

Pokud souhrnně vyhodnotíme výsledky z let 2015 a 2016 v rámci sečených a mulčovaných variant a posuzujeme u nich vliv vápnění na OHR, tak zjistíme, že při sklizni sečením se vliv vápnění na hodnotu OHR statisticky průkazně neprojevil ($p = 0,3284$). Naopak u mulčované varianty jsme zaznamenali rozdíl průkazný ($p = 0,0377$) přičemž průměrná hodnoty vápněných variant činila 851 kg.m^{-3} , zatímco ve variantách bez vápnění dosahovala 915 kg.m^{-3} .



Obr. 11 Vliv způsobu sklizně TTP na objemovou hmotnost redukovanou

5.2.2 Celková pórovitost

5.2.2.1 Vliv vápnění (Obr. 12)

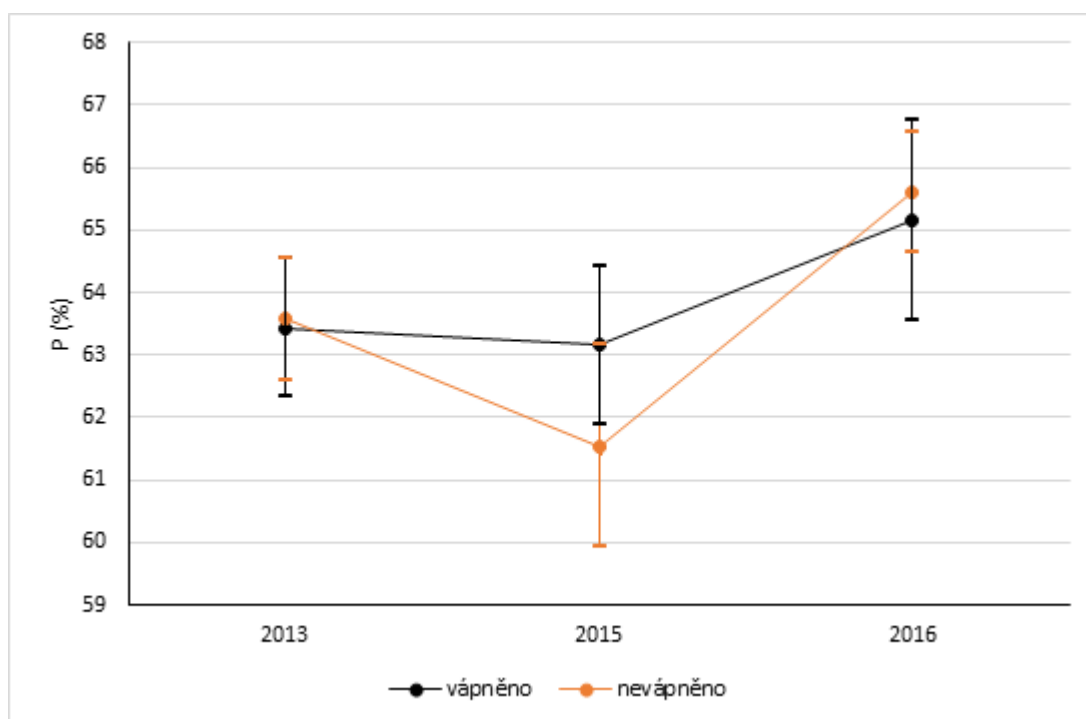
Ve vápněných variantách nedošlo mezi rokem 2013 a 2015 prakticky k žádnému posunu celkové pórovitosti a hodnoty se v průměru lišily pouze o 0,29 %. Následně v letech 2015–2016 již k průkaznému navýšení pórovitosti došlo ($p = 0,0411$), i když se tato skutečnost neprojevila v obrázku 10 a dosáhla hodnoty 65,16 %.

U nevápněných variant byly pozorovány rozdíly mezi jednotlivými roky daleko větší. Průkazný pokles pórovitosti ($p = 0,0347$) mezi roky 2013 a 2015 činil 2,03 % (pokles průměrných hodnot z 63,57 % na 61,54 %). Naproti tomu se v roce 2016

projevil vysoce průkazný nárůst pórovitosti, která dosáhla 65,60 % a statisticky průkazně se odlišovala i od počátečních hodnot v roce 2013.

Z grafu (Obr. 12) je patrné, že hodnoty pórovitosti byly v posledním sledovaném roce téměř shodné. Průkazně se však vápněné a nevápněné varianty nelišili ani v roce 2015. Můžeme však konstatovat, že pozitivní vliv vápnění oproti prvnímu roku, byl prokázán. Podobné výsledky uvádí i Haynes & Naidu (1998), kteří píší, že nárůst pórovitosti je po vápnění důsledkem většího rozvoje kořenové soustavy rostlin a vyšší aktivitou půdního edafonu, zejména žížal, které zároveň zvyšují podíl nekapilárních pórů. Graf (Obr. 12) také potvrzuje vyšší odolnost vápněných půd vůči vnějším vlivům, což se projevuje menšími výkyvy hodnot mezi ročníky pozorování.

Pokud porovnááme vliv vápnění na celkovou pórovitost v rámci jednotlivých variant sečeno/mulčováno souhrnně za rok 2015 i 2016, dojdeme k závěru, že u sečených variant se vliv vápnění průkazně neprokázal ($p = 0,1556$). Pórovitost sečených variant po vápnění činila 62,41 %, ve variantách bez vápnění 63,51 %. Jestliže takto porovnáme mulčované varianty z let 2015 a 2016, zjistíme, že se vliv vápnění projevil průkazným způsobem ($p = 0,0236$). Průměr vápněných variant dosáhl 65,91 %, zatímco u nevápněných variant byla pórovitost 63,63 %.

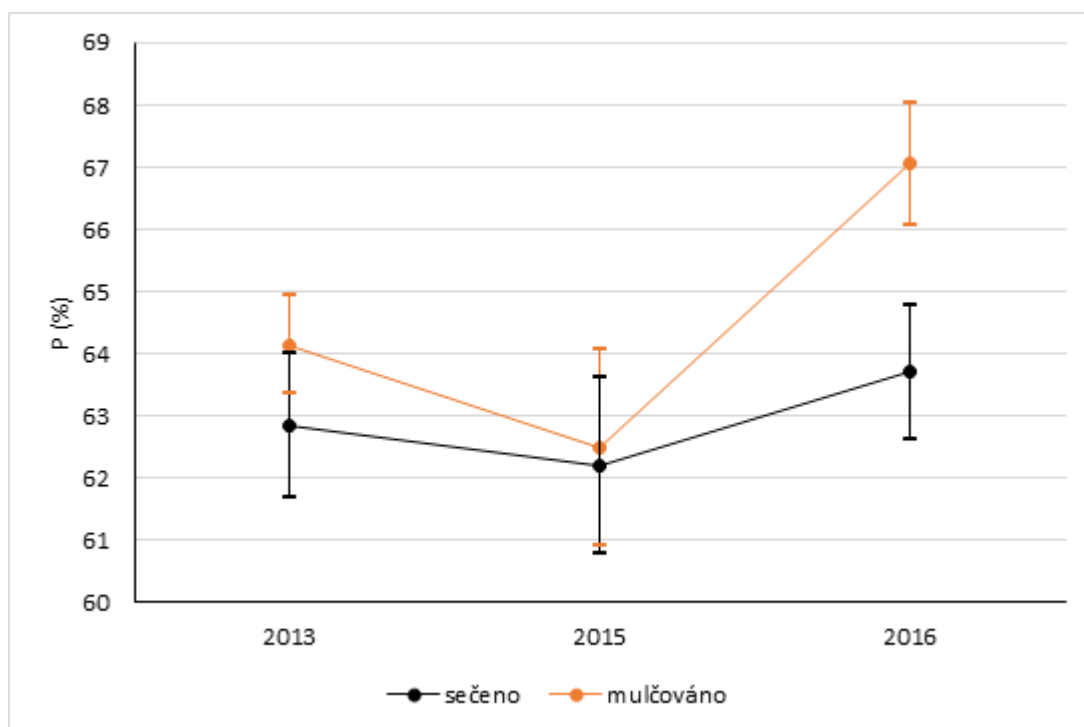


Obr. 12 Vliv vápnění na celkovou pórovitost půdy

5.2.2.2 Vliv sklizně (Obr. 13)

Vliv sklizně na celkovou pórovitost se v roce 2015 vůbec neprojevil a rozdíl mezi sečenou a mulčovanou variantou byl minimální (62,21 % a 62,48 %). K nárůstu průměrné hodnoty u obou variant došlo v roce 2016. U mulčované varianty došlo k výraznému zvýšení, kdy se procento celkové pórovitosti vyšplhalo na 67,05 %, a tak se statisticky vysoce průkazně odlišovalo od předchozích let. To potvrzuje i Shah *et al.* (2013), který připisuje mulčování příznivý vliv na celkovou pórovitost, a tím i infiltrační rychlost a hydraulickou vodivost.

Průměr sečených variant vzrostl v posledním roce pouze na 63,71 %, což představuje statisticky neprůkazný rozdíl oproti roku 2015 a je tedy zřejmé, že sečení prakticky neovlivňuje pórovitost. Ke stejnému výsledku dospěl i Huhta (2001), který experimentálně porovnával pastvu a sečení travního porostu. Schacht *et al.* 1996 pozoroval u sečených variant dokonce snížení infiltrační schopnosti půdy, tedy objemu pórů pro odvod vody.



Obr. 13 Vliv způsobu sklizně TTP na celkovou pórovitost

5.2.3 Nekapilární póry

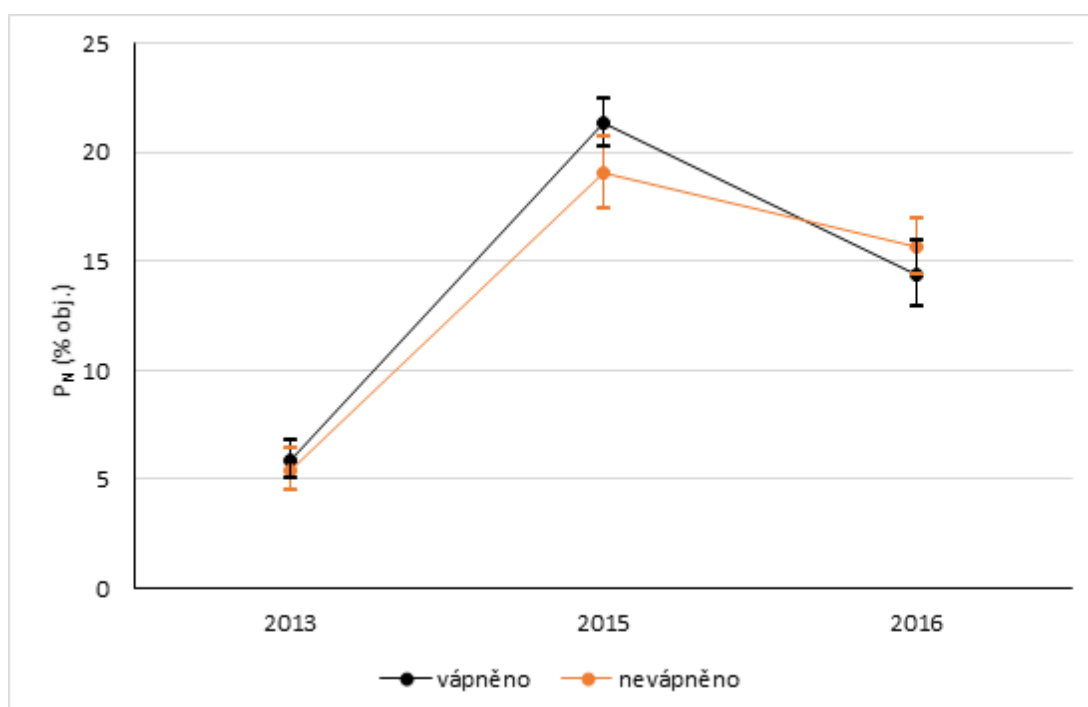
5.2.3.1 Vliv vápnění (Obr. 14)

Z výsledků pokusu je patrný velmi podobný průběh obou variant jak vápněných, tak i nevápněných, kdy byl zaznamenán v roce 2015 velmi výrazný nárůst objemu nekapilárních pórů, jehož hodnoty v následujícím roce značně poklesly.

Ve vápněných variantách došlo k extrémnímu navýšení z 5,89 % objemu v roce 2013 na 21,39 % objemu v roce 2015. V následujícím roce však průměrná hodnota značně poklesla na 14,43 % objemu. V obou sledovaných obdobích se jednalo o statisticky vysoce průkazné změny ($p = 0,0001$).

Nevápněné varianty vykázaly v roce 2015 také vysoce průkazný nárůst objemu nekapilárních pórů oproti hodnotám z roku 2013, kdy průměrná hodnota vzrostla z 5,43 % objemu na 19,05 % objemu. Pokles u těchto variant v posledním roce byl také vysoce průkazný ($p = 0,0004$) a nekapilární pórovitost činila 15,70 % objemu.

Na základě výsledků lze konstatovat, že vápnění v pokusu neovlivnilo objem nekapilárních pórů. To může vypovídat o použití nízké meliorační dávky vápna, která neměla vliv na vlastnosti související s nárůstem pórovitosti (zvýšení pH, nárůst organické hmoty a mikrobiální aktivity atd.).



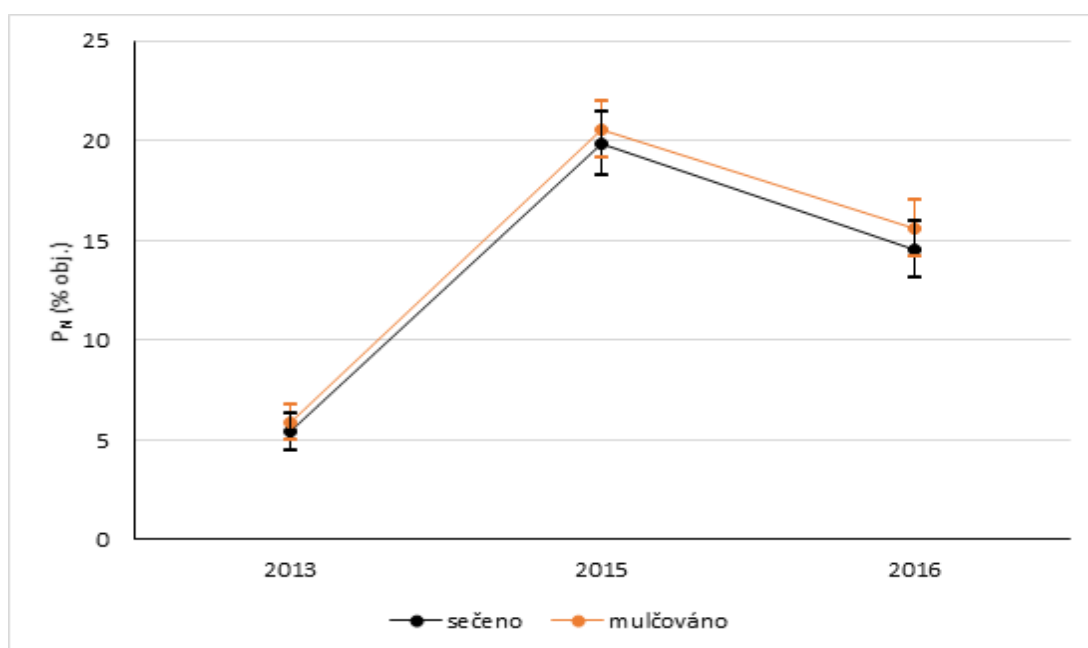
Obr. 14 Vliv vápnění na procento nekapilárních pórů

5.2.3.2 Vliv sklizně (Obr. 15)

Velmi silný nárůst nekapilární pórovitosti mezi roky 2013 a 2015 je zřejmý i při posuzování průměrných hodnot sečených a mulčovaných variant. U obou variant byl zjištěn v roce 2015 vysoce průkazný nárůst objemu nekapilárních pórů oproti počátečním hodnotám z roku 2013. Následující rok 2016 se v obou variantách hodnoty průkazně snížily.

Pokud porovnáme sečené a mulčované varianty mezi sebou, zjistíme, že je jejich vývoj velmi podobný a ani v jednom roce se průkazně nelišily. Po sečení v roce 2015 byla průměrná hodnota 19,86 % objemu a po mulčování 20,58 % objemu ($p = 0,4252$). Následující rok se rozdíl jen mírně zvýšil, kdy hodnota sečených variant poklesla na 14,52 % objemu a mulčovaných na 15,61 % objemu (parametr p poklesl na 0,1972).

Jak vidíme z obrázků 15 a 17, byl i poměr nekapilární a kapilární pórovitosti v roce 2015 pravděpodobně ovlivněn výrazným suchem během roku, což mohlo napomoci vzniku prasklin, rozpadu půdní struktury na jednotlivé agregáty, které samy o sobě nedokázali dlouhodobě udržet vodu. Pravděpodobně došlo i ke špatnému sycení vzorků u extrémně vyschlé půdy, kvůli její částečné hydrofobicitě. Tímto způsobem tak byla do určité míry ovlivněna vypovídací hodnota ročníku. I když neprůkazně, přece jen pozorujeme nižší zastoupení nekapilárních pórů u sečených variant. Jejich pokles v důsledku sečení pozorovali i Hejduk & Kasprzak (2005), přičemž u nich narůstal objem pórů kapilárních.



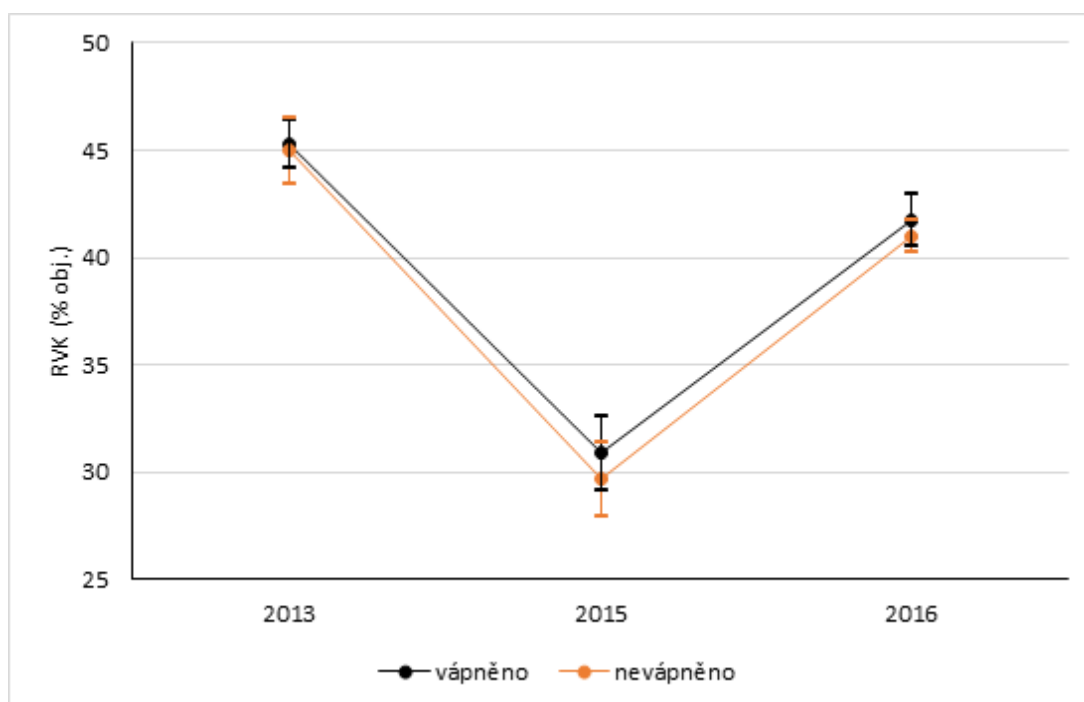
Obr. 15 Vliv způsobu sklizně na procento nekapilárních pórů

5.2.4 Retenční vodní kapacita (RVK)

5.2.4.1 Vliv vápnění (Obr. 16)

I v tomto ukazateli jsou průměrné výsledky vápněných a nevápněných variant velmi podobné. V obou případech nastal mezi rokem 2013 a 2015 vysoce průkazný pokles RVK, kdy ve vápněné variantě poklesl průměr ze 45,27 % objemu na 30,88 % objemu a u nevápněné ze 44,97 % objemu na 29,69 % objemu (v obou případech $p = 0,0001$). V následujícím roce došlo, opět v obou variantách, k vysoce průkaznému nárůstu RVK na hodnotu 41,72 % objemu u vápněné varianty a 40,95 % objemu u nevápněné.

Při srovnání vápněné a nevápněné varianty nebyl mezi nimi zaznamenán průkazný rozdíl ani v roce 2015 ($p = 0,2499$) ani v roce 2016 ($p = 0,2072$). K rozdílným výsledkům došel např. Hoyr (1981), který pozoroval pozitivní vliv vápnění na RVK. Auler *et al.* (2017) prokázal na orné půdě také zvýšení retenční vodní kapacity u vápněných variant bez ohledu na způsob kultivace nebo aplikace vápenatých hmot do půdy. Zvýšení retenční kapacity půdy jako výsledek vápnění uvádí i Chan & Heenan (1998). V našem případě můžeme k vlivům, které extrémně snížili kapilární pórovitost v roce 2015 počítat určitě i sucho a při srovnání s nekapilární pórovitostí jasně vidíme negativní korelaci obou sledovaných parametrů.

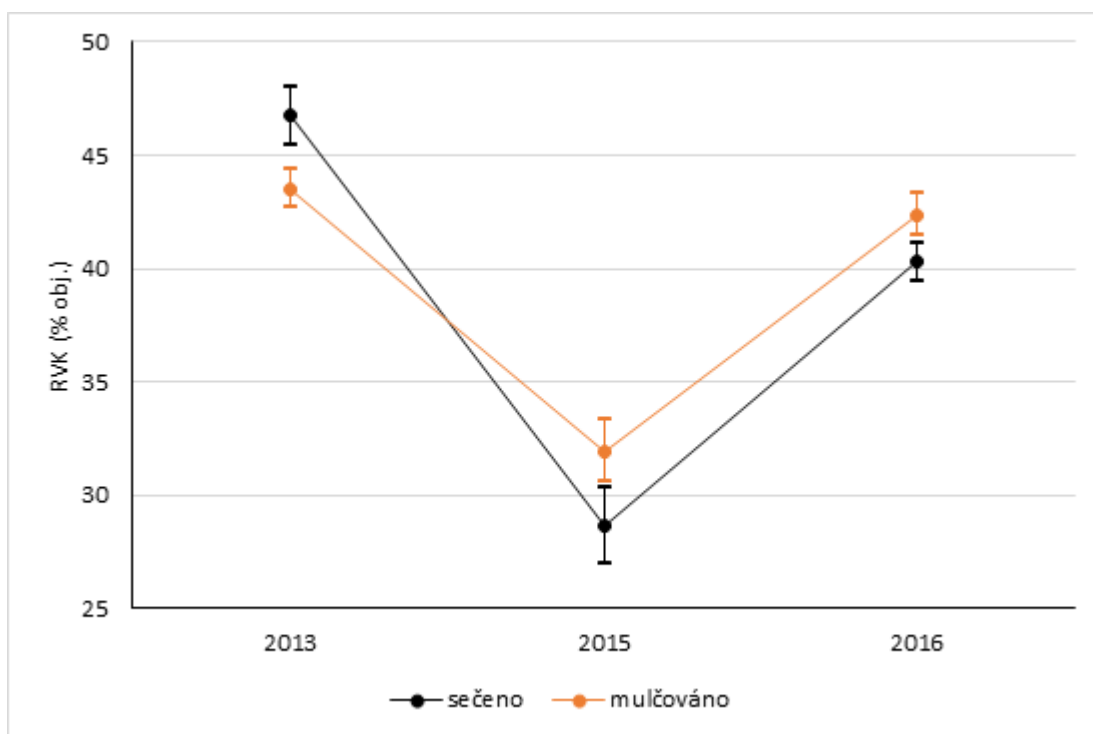


Obr. 16 Vliv vápnění na retenční vodní kapacitu

5.2.4.2 Vliv sklizně (Obr. 17)

Co se týká srovnání jednotlivých let v rámci sečených nebo mulčovaných variant, byl pozorován u obou vysoce průkazný pokles hodnot v roce 2015 a následně vysoce průkazný nárůst v roce 2016 na hodnoty mírně nižší než v roce 2013. Průměrná hodnota sečených variant (2016) se statisticky lišila od původní (2013) a poklesla ze 46,72 % objemu na 40,3 %. Mulčované varianty se po extrémním poklesu z roku 2015 zvýšili na 42,37 % objemu, což představuje statisticky neprůkazný rozdíl oproti roku 2013 (43,52 % obj.).

Srovnáním sečených a mulčovaných variant mezi sebou zjistíme v roce 2015 statisticky vysoce průkazný rozdíl ($p = 0,0008$) ve prospěch mulčované varianty, u které byla retenční vodní kapacita vyšší (31,94 % obj.) než u varianty sečené (28,64 % obj.). Statisticky vysoce průkazný rozdíl mezi variantami zůstal i v roce 2016, kdy průměr mulčovaných variant činil 42,37 % objemu, zatímco sečených pouze 40,3 % objemu. Znamená to tedy, že i přes extrémní podmínky dokázaly půdy pod mulčem udržet půdní strukturu v lepší kondici pro případný příjem srážek. Vyšší RVK zaznamenal při mulčování travního porostu i Raus & Knot (2012).



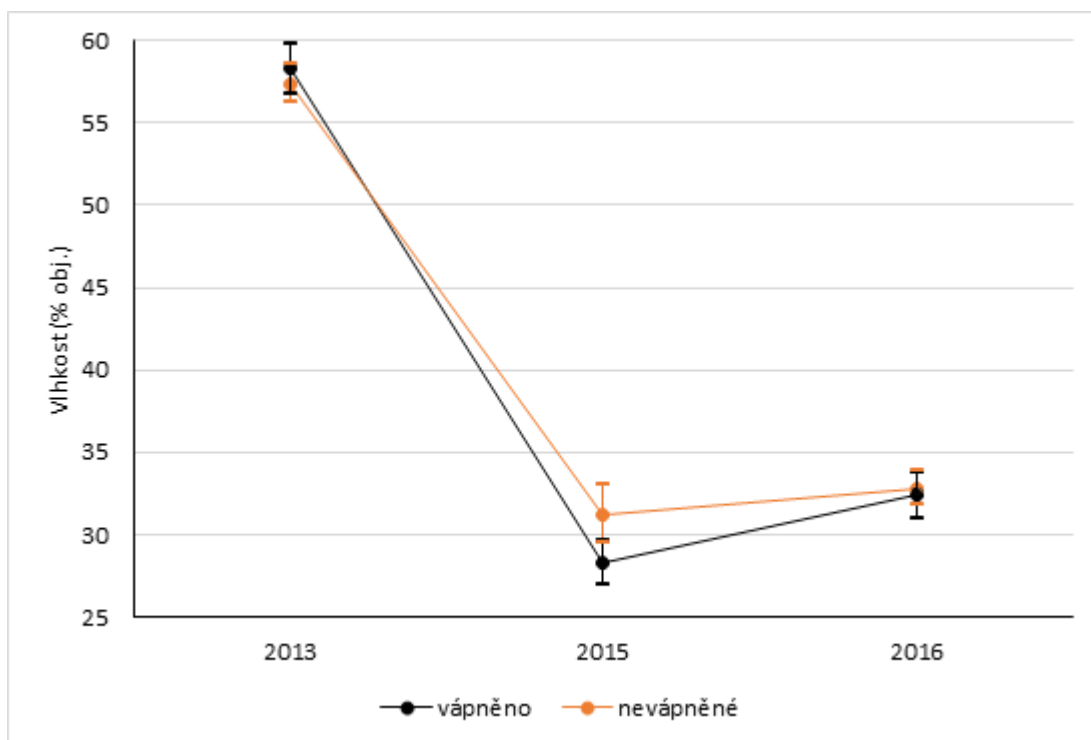
Obr. 17 Vliv způsobu sklizně TTP na retenční vodní kapacitu

5.2.5 Vlhkost půdy

5.2.5.1 Vliv vápnění (Obr. 18)

V roce 2015 došlo k extrémnímu poklesu průměrných hodnot vlhkosti půdy v obou variantách, což pravděpodobně způsobilo již zmiňované výrazné sucho. Ve vápněných poklesla hodnota z 58,31 % objemu na 28,28 % objemu, u nevápněných byl pokles menší z 57,41 % objemu na 31,26 % objemu. Následující rok byl zaznamenán mírný nárůst vlhkosti půdy. U vápněných variant na 32,36 % objemu (průkazný rozdíl), u nevápněných variant na 32,85 % objemu.

Mezi sebou se vápněná a nevápněná varianta lišila statisticky průkazně pouze v roce 2015 ($p = 0,0021$). Další rok byly průměrné hodnoty obou variant téměř shodné. Pokud pomineme vliv počasí, můžeme výsledek srovnat s pozorováním Hamiltna & Crete (1978). Ti zaznamenali negativní vliv zvyšování pH v důsledku vápnění, na míru vlhkosti půdy. To je výsledkem i tohoto pokusu alespoň v roce 2015, kdy mezi vápněnou a nevápněnou variantou vidíme i největší rozdíl v pH (viz výše).



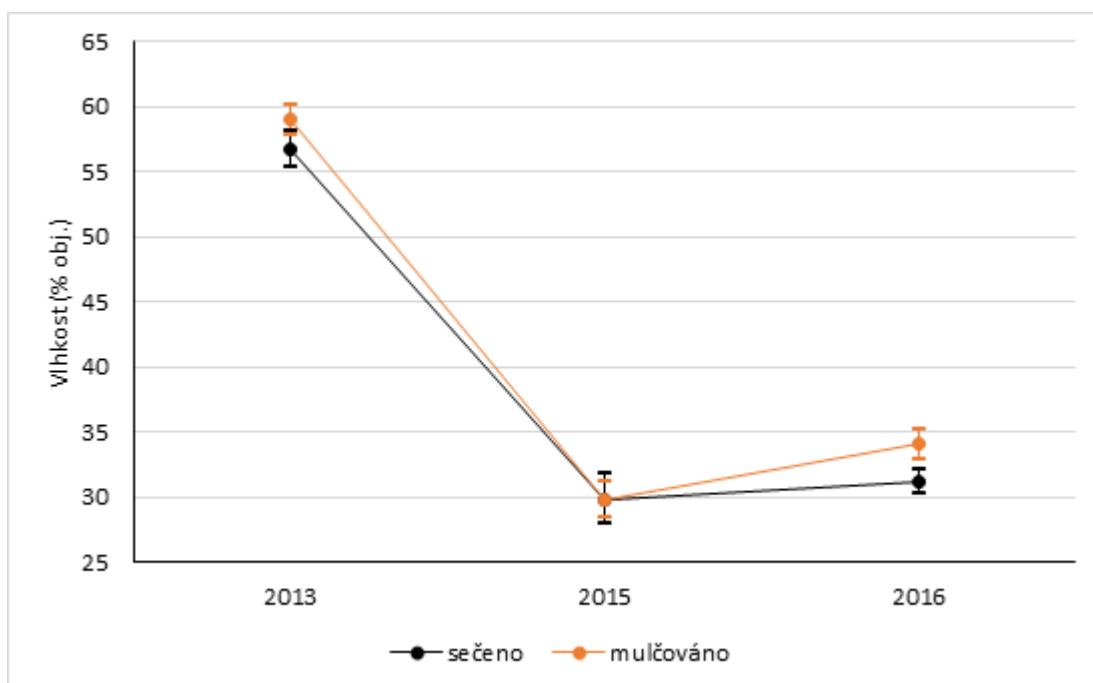
Obr. 18 Vliv vápnění na vlhkost půdy

5.2.5.2 Vliv sklizně (Obr. 19)

Opět byl pozorován významný pokles u sečených i mulčovaných variant v roce 2015. V roce 2016 došlo k určitému nárůstu průměrných hodnot, který byl u mulčované varianty průkazný.

V objemových procentech vlhkosti se varianty v roce 2015 téměř nelišily. Průměr sečených variant dosahoval 29,83 % objemu a mulčovaných 29,71 % objemu. Změna nastala v roce 2016, kdy se mulčované varianty statisticky vysoce průkazně ($p = 0,0001$) lišily od sečených (31,16 % obj. sečeno, 34,05 % obj. mulčováno).

Vyrovnanost variant v roce 2015 může být způsobena dlouhotrvajícím suchem v letních a podzimních měsících, kdy půdě nepomohl ani trvalý povrch mulčem. Jeho účinek se projevil v roce 2016 průkazným rozdílem ve vlhkosti oproti sečeným variantám, přičemž pozitivní vliv na půdní vlhkost prokázal i Montenegro *et al.* (2015), když hodnotil efekty mulče na povrchu orné půdy. Ke stejnému výsledku dospěl i Mulumba & Lal (2008). Opačný efekt zaznamenali na mulčovaných plochách travních porostů Raus & Knot (2012), kteří tento výsledek komentovali zvýšenou potřebou vody pro růst rostlin, které jsou při mulčování lépe zásobeny živinami.



Obr. 19 Vliv způsobu sklizně TTP na vlhkost půdy

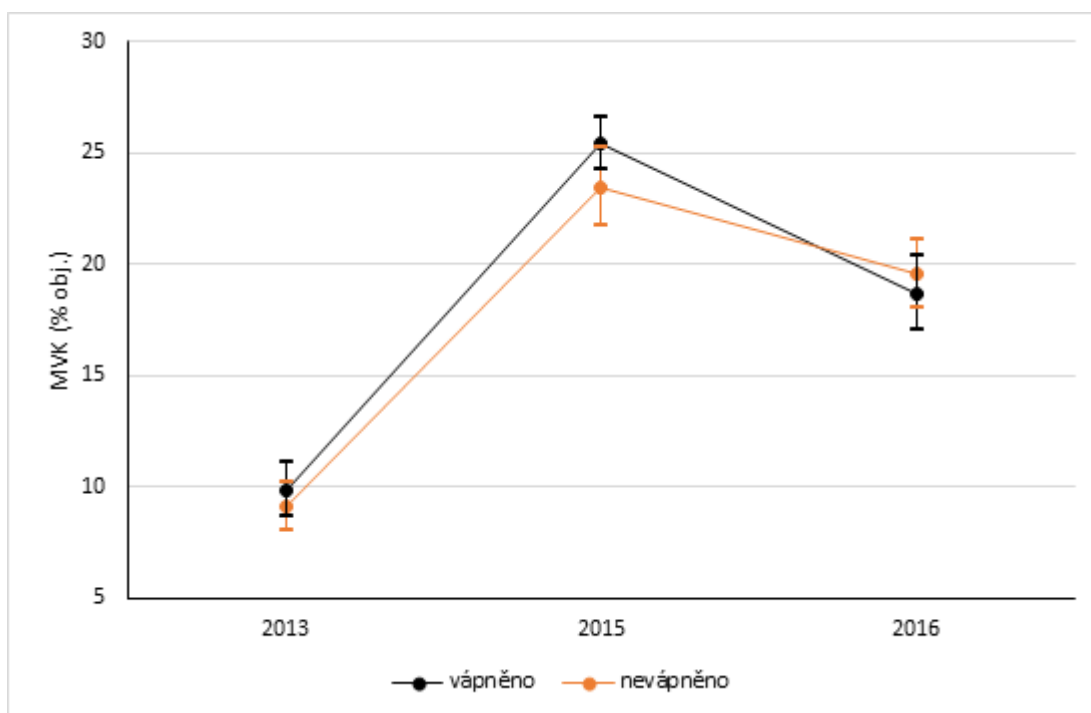
5.2.6 Minimální vzdušná kapacita (MVK)

5.2.6.1 Vliv vápnění (Obr. 20)

Ve vápněných variantách se MVK mezi lety 2013 a 2015 výrazně zvýšila ($p = 0,0001$) z 9,86 % objemu na 25,40 % objemu, přičemž v dalším roce hodnoty poklesly s vysokou průkazností na 18,69 % objemu. U vápněných variant byl pozorován velmi podobný vývoj hodnot. Z původní hodnoty 9,08 % objemu vzrostl vysoce průkazně průměr variant na 23,45 % objemu a v roce 2016 jsme zaznamenali opět pokles na 19,60 % objemu ($p = 0,0003$).

Protože rozptyl hodnot v roce 2015 nebyl homogenní, použili jsme k hodnocení Kruskal-Wallisův test, ve kterém vyšel rozdíl variant vápněno/nevápněno průkazně ($p = 0,0246$). V roce 2016 již průkazný rozdíl průměrných hodnot nebyl potvrzen.

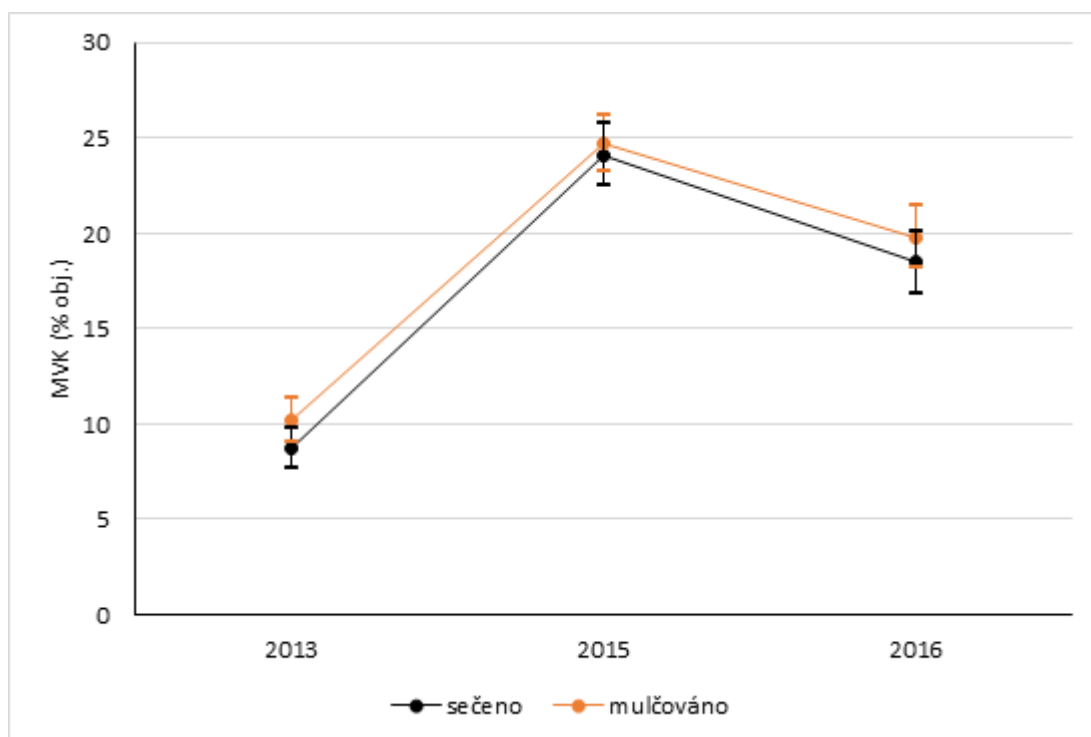
Z podoby grafů (Obr. 20 a 14) je zřejmá závislost minimální vzdušné kapacity na objemu nekapilárních pórů, který ji prakticky podmiňuje. Hodnoty jsou MVK vyšší pouze o objem části semikapilárních pórů.



Obr. 20 Vliv vápnění na minimální vzdušnou kapacitu

5.2.6.2 Vliv způsobu sklizně (Obr. 21)

Vliv způsobu sklizně se na hodnoty minimální vzdušné kapacity neprojevil ani v jednom roce pozorování. V sečených variantách dosáhla v roce 2015 24,14 % objemu a po mulčování 24,72 % objemu. Podobně malé rozdíly byly stanoveny i následující rok, kdy hodnoty průkazně klesly a činily 18,47 % objemu po sečení a 19,83 % objemu v mulčovaných variantách. I zde je zřetelně patrná souvislost s nekapilární pórovitostí.



Obr. 21 Vliv způsobu sklizně TTP na minimální vzdušnou kapacitu

6 ZÁVĚR

Z výsledků pokusu vyplývá, že vápnění i způsob sklizně travního porostu nepůsobily zcela jednoznačně na všechny fyzikální a hydrofyzikální vlastnosti pseudogleje. U některých ukazatelů byly zaznamenány v roce 2015 extrémní odchylky, které připisují dlouhodobému suchu, protože došlo pravděpodobně ke špatnému nasycení vzorků z důvodu hydrofobity extrémně vyschlé půdy.

Použitá jednorázová dávka vápna většinu sledovaných vlastností na pseudogleji neovlivnila. Na objemovou hmotnost a celkovou pórovitost měla stabilizační účinky, ale u žádné ze sledovaných vlastností nevedla k významnému zlepšení oproti nevápněným variantám. Bylo by tedy potřeba dávku aplikovat pravidelně a sledovat vývoj v delším časovém úseku, nebo ji výrazně zvýšit.

Nevýhodu mulčování pozorujeme ve snižování výměnné půdní reakce, které může působit z dlouhodobého hlediska problémy zejména ve výživě rostlin. Ve srovnání se sečenými variantami však mulčování příznivě působilo na zvýšení obsahu C_{ox} , snížila se objemová hmotnost redukována a současně se zvýšilo procento celkové pórovitosti i retenční vodní kapacita. Pseudoglej je tedy u mulčovaných variant lépe připraven na příjem vody a její dlouhodobé zadržení. Díky vyšší vlhkosti i v suchém roce může dojít k rychlejší infiltraci a lepšímu vedení vody.

7 LITERATURA:

ADAMS, F., C. E. EVANS. 1962. A Rapid Method for Measuring Lime Requirement of Red-yellow Podzolic Soils. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 26, 355–357.

ALBERT, E. *et al.* Umsetzung der Düngeverordnung. Dresden: Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2007.

ANONYM. Liming To Improve Soil Quality in Acid Soils. *SOIL QUALITY – AGRONOMY TECHNICAL NOTE*. Soil Quality Institute, 1999, (8), 1–6.

AULER, A. C., PIRES, L. F., dos SANTOS, J. A. B., CAIRES, E. F., BORGES, J. A. R. and GIAROLA, N. F. B. (2017), Effects of surface-applied and soil-incorporated lime on some physical attributes of a Dystrudept soil. *Soil Use Manage*, 33: 129–140. doi:10.1111/sum.12330

BAUER, A. & A. L. BLACK. Organic Carbon Effects on Available Water Capacity of Three Soil Textural Groups. *Soil Science Society of America Journal*. 1992, **56**(1), 248-. DOI: 10.2136/sssaj1992.03615995005600010038x. ISSN 0361-5995. Dostupné také z: <https://www.soils.org/publications/sssaj/abstracts/56/1/SS0560010248>

BOLAN, N. S., D. C. ADRIANO & D. CURTIN. Soil Acidification and Liming Interactions with Nutrient and Heavy Metal Transformation and Bioavailability.. *Advances in agronomy* [online]. San Diego, Calif: Academic, 2003, s. 217 [cit. 2017-01-23]. ISBN 9780080915418. Dostupné z: <http://www.dzumervis.nic.in/Microbes%20and%20Metals%20Interaction/pdf/Soil%20acidification%20and%20liming.pdf>

CULEK, M. Biogeografické regiony České republiky. Brno: Masarykova univerzita, 2013. ISBN 978-80-210-6693-9.

DUFFKOVÁ, R. & T. KVÍTEK. Effect of Cutting Regime on Soil Physical Properties of Wet Thistle Meadows. *Soil and Water Research*. 2009, **4**(3), 104–115.

DUFFKOVÁ, R., T. KVÍTEK & J. VOLDŘICHOVÁ. Soil organic carbon and nitrogen characteristics in differently used grasslands at sites with drainage and without drainage. *PLANT SOIL ENVIRON*. 2005, **51**(4), 165–172.

EDMEADES, D. C., M. JUDD & S. U. SARATHCHANDRA. The effect of lime on nitrogen mineralization as measured by grass growth. *Plant and Soil*. 1981, **60**(2), 177-186. DOI: 10.1007/BF02374102. ISSN 0032-079x. Dostupné také z: <http://link.springer.com/10.1007/BF02374102>

EVRENDILEK F., CELIK I., KILIC S. (2004): Changes in soil organic carbon and other physical soil properties along adjacent Mediterranean forest, grassland, and cropland ecosystems. *Journal of Arid Environments*, 59: 743–752.

FIALA, Josef. Modifikovaná pratotechnika trvalých travních porostů - mulčování. Praha, 2007. ISBN 978-80-87011-24-9.

FORNARA, D. A., STEINBEISS, S., MCNAMARA, N. P., GLEIXNER, G., OAKLEY, S., POULTON, P. R., MACDONALD, A. J., BARDGETT, R. D.: Increases in soil organic carbon sequestration can reduce the global warming potential of long-term liming to permanent grassland. *Global Change Biology*. 2011, 17, 1925–1934.

GAISLER, J., V. PAVLŮ, J. MLÁDEK, M. HEJCMAN & L. PAVLŮ. *Obhospodařování travních porostů ve vztahu k agro-environmentálním opatřením: (otázky a odpovědi)*. Praha: Výzkumný ústav rostlinné výroby, 2011. ISBN 978-80-7427-084-0.

GAISLER, Jan. *Extenzivní obhospodařování trvalých travních porostů v podhorských oblastech mulčováním: uplatněná certifikovaná metodika pro praxi*. Praha: Výzkumný ústav rostlinné výroby, 2010. ISBN 978-80-7427-049-9.

GALLER, Josef. *Kalk – Basis für Bodenfruchtbarkeit*. Salzburg: Landwirtschaftskammer Salzburg, 2013.

GEBBERS, R., M. SCHIRRMANN, E. KRAMER a J. SEIDEL. Predicting lime requirements by fusion of proximal soil sensors. Conference: Precision Agriculture 2011. *8th conference on Precision Agriculture*. 2011.

GRIEVE, I. C., DAVIDSON, D. A., BRUNEAU, P. M. C., 2005. Effects of liming on void space and aggregation in an upland grassland soil. *Geoderma* 125, 39–48.

HAMILTON, H. A. a R. CRETE. Influence of soil moisture, soilpH, and liming sources on the incidence of clubroot, the germination and growth of cabbage produced in mineral and organic soils u-nder controlled conditions. *Can. J. plant Sci.* [online]. 1978, 58, 45-53 [cit. 2017-04-14]. Dostupné z: <http://www.nrcresearchpress.com/doi/pdf/10.4141/cjps78-010>

HAYNES, R. J. & R. NAIDU. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 1998, **51**(2), 123-137. DOI: 10.1023/A:1009738307837. ISSN 13851314. Dostupné také z: <http://link.springer.com/10.1023/A:1009738307837>

HEJDUK, S. & K. KASPRZAK. A contribution to proposals of the width of protective grasslands strips. *Soil and Water*. 2005, 4, 30–35.

HOYR, P. B. 1981. Improvements in soil tilth and rapeseed emergence by lime applications on acid soils in the Peace River region. *Can. J. Soil Sci.* 61: 91–98.

HUHTA, A.-P. Restorative mowing on semi-natural grasslands: community-level changes and species-level responses. Oulu, Finland, 2001. University of Oulu.

CHAN, K. Y. & D. P. HEENAN. Effect of lime (CaCO₃) application on soil structural stability of a red earth. *Australian Journal of Soil Research* [online]. 1998, 36(1), 73- [cit. 2017-04-12]. DOI: 10.1071/S97054. ISSN 0004-9573. Dostupné z: <http://www.publish.csiro.au/?paper=S97054>

JANDÁK, J. *Cvičení z půdoznalství*. Vyd. 1. V Brně: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, 2003, 92 s. ISBN 80-7157-733-2.

JANDÁK, J., E. POKORNÝ & A. PRAX. *Půdoznalství*. Vyd. 3., přeprac. Brno: Mendelova univerzita v Brně, 2010. ISBN 978-80-7375-445-7.

JASKULSKA, I., D. JASKULSKI & M. KOBIERSKI. Effect of liming on the change of some agrochemical soil properties in a long-term fertilization experiment. *Plant Soil Environ.* 2014, 60(4), 146–150.

JASTROW, J. D., 1996. Soil aggregate formation and the accrual of particulate and mineral associated organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 28, 656–676.

JENSEN, L. S., D. J. MCQUEEN & T. G. SHEPHERD. Effects of soil compaction on N-mineralization and microbial-C and -N. I. Field measurements. *Soil and Tillage Research*. 1996, 38(3-4), 175-188. DOI: 10.1016/S0167-1987(96)01033-1. ISSN 01671987. Dostupné také z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167198796010331>

KAHLON, Meharban SINGH, Rattan LAL & Merrie ANN-VARUGHESE. *Twenty two years of tillage and mulching impacts on soil physical characteristics and carbon sequestration in Central Ohio*. DOI: 10.1016/j.still.2012.08.001. Dostupné také z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167198712001614>

KOLLÁROVÁ, M., P. PLÍVA, A. JELÍNEK, P. ZEMÁNEK, P. BURG, V. ALTMANN, M. MIMRA & V. HÁJKOVÁ. *Zásady pro obhospodařování trvalých travních porostů*. Praha: Výzkumný ústav zemědělské techniky, 2007. ISBN 978-80-86884-20-2.

Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen. Kalkung [online]. Münster: Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen, 2015 [cit. 2017-04-16]. Dostupné z: <https://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/ackerbau/duengung/basisinfos/kalkung-pdf.pdf>

MAHLER, R. L. Liming Materials. In: *University of Idaho* [online]. Moscow: COLLEGE OF AGRICULTURAL AND LIFE SCIENCES, 1994 [cit. 2017-01-26]. Dostupné z: <https://www.cals.uidaho.edu/edcomm/pdf/CIS/CIS0787.pdf>

MARX, E. S., J. HART & R. G. STEVENS. *Soil Test Interpretation Guide*. Oregon State University, 1996.

MATULA, J. *Optimalizace výživného stavu půd pomocí diagnostiky KVK-UF*. Praha: Výzkumný ústav rostlinné výroby, 2007. ISBN 978-80-87011-16-4.

MEHLICH A. 1976. New buffer method for rapid estimation of exchangeable acidity and lime requirement. *Commun Soil Sci Plant Anal* 7(7): 637–52.

MIJANGOS, I., ALBIZU, I., EPELDE, L., AMEZAGA, I., MENDARTE, S., GARBISU, C., 2010. Effects of liming on soil properties and plant performance of temperate mountainous grasslands. *J. Environ. Manage.* 91, 2066–2074.

MONTENEGRO, A. A. A., J. R. C. de B. ABRANTES, J. L. M. P. DE LIMA a T. E. M. DOS SANTOS. Impact of mulching on soil and water conservation in Semiarid catchment: Simulated rainfall in the Field and in the Laboratory. *Bodenkultur* [online]. 2013, 64(3-4), 79-85 [cit. 2017-04-13]. Dostupné z: <https://diebodenkultur.boku.ac.at/volltexte/sondernummern/band-64/heft-3-4/montenegro.pdf>

MULUMBA, L. N. & R. LAL. Mulching effects on selected soil physical properties. *Soil and Tillage Research* [online]. 2008, **98**(1), 106-111 [cit. 2017-04-16]. DOI: 10.1016/j.still.2007.10.011. ISSN 01671987. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167198707001985>

NĚMEČEK, J. Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. 2. uprav. vyd. Praha: Česká zemědělská univerzita, 2011. ISBN 978-80-213-2155-7.

NĚMEČEK, J., L. SMOLÍKOVÁ & M. KUTÍLEK. *Pedologie a paleopedologie: celostátní vysokoškolská příručka pro stud. přírodověd. fak., skupiny stud. oborů geologické vědy*. Praha: Academia, 1990. ISBN 80-200-0153-0.

NEUBERG, J. *et al.* *Komplexní metodika výživy rostlin*. Praha: Ústav vědeckotechnických informací pro zemědělství, 1990.

PARADELO, R., I. VIRTO a C. CHENU. Net effect of liming on soil organic carbon stocks: A review. *Agriculture, Ecosystems*. 2015, **202**(2), 98-107. DOI: 10.1016/j.agee.2015.01.005. ISSN 01678809. Dostupné také z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167880915000067>

POKORNÝ, E., B. ŠARAPATKA & K. HEJÁTKOVÁ. *Hodnocení kvality půdy v ekologicky hospodařícím podniku: metodická pomůcka*. Náměšť nad Oslavou: ZERA - Zemědělská a ekologická regionální agentura, 2007. ISBN 978-80-903548-5-2.

RAUS, J. & P. KNOT. Soil physical properties of mulched and mowed grass-clover turfs [online]. Brno, 2012 [cit. 2017-04-14]. Dostupné z: https://mnet.mendelu.cz/mendelnet2012/articles/34_raus_706.pdf. Mendel University in Brno.

SÁŇKA, M. & J. MATERNA. *Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR*. Praha: Ministerstvo životního prostředí, 2004, **12**(11/2004). ISSN 1213-3393.

SAPEK, B. & BURZYŇSKA, I.: Effects of liming on organic carbon content in the mineral soil of a permanent grassland. *Polish Journal of Soil Science*. 1996, 29, 113–120.

SHAH, S. S. H., ANWAR-UL-HASSAN, A. GHAFOR & A. BAKHSH. Soil physical characteristics and yield of wheat and maize as affected by mulching materials and sowing methods. *Soil Environ*. [online]. 2013, **32**(1), 14-21 [cit. 2017-04-13]. ISSN 2075-1141. Dostupné z: www.se.org.pk/File-Download.aspx?publishedid=329

SHAINBERG, I., M. E. SUMNER, W. P. MILLER, M. P. W. FARINA, M. A. PAVAN a M. V. FEY. *Use of Gypsum on Soils: A Review*. , 1. DOI: 10.1007/978-1-4612-3532-3_1. Dostupné také z: http://link.springer.com/10.1007/978-1-4612-3532-3_1

SHOEMAKER, H. E., MCLEAN, E. O; PRATT, P. F. Buffer Methods for the determination of lime requirement of soils with appreciable amount of exchangeable aluminum. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 1961, 25, 274-277.

SHUKLA, Manoj. Soil physics: an introduction. Boca Raton: *CRC Press*, c2014. ISBN 978-1-4398-8842-1.

SCHACHT, W. H., J. STUBBENDIECK, T. B. BRAGG, A. J. SMART & J. W. DORAN. Soil quality response of reestablished grasslands to mowing and burning. *Journal of range management*. 1996, 49(5), 458–463.

SCHECHTNER, G.: Wirksamkeit der Kalkdüngung auf Grünland. *Die Bodenkultur*. 1993, 44, 135–152.

SCHERER, H., U. RUBENSCHUH, M. REX, *et al.* DLG-Merkblatt 353: Hinweise zur Kalkdüngung. In: *DLG* [online]. Frankfurt am Main: DLG e. V., 2009 [cit. 2017-01-28]. Dostupné z https://www.agrarheute.com/sites/default/files/media/633828/633828_0.pdf

SCHRAMA, M. J. J., V. CORDLANDWEHR, E. J. W. VISSER, T. M. ELZENGA, Y. DE VRIES & J. P. BAKKER. Grassland cutting regimes affect soil properties, and consequently vegetation composition and belowground plant traits. *Plant and Soil*. 2013, **366**(1-2), 401-413. DOI: 10.1007/s11104-012-1435-9. ISSN 0032-079x. Dostupné také z: <http://link.springer.com/10.1007/s11104-012-1435-9>

SIKORA, F. & K. P. MOORE. 2008. The Moore-Sikora Buffer for Lime Requirement Determinations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72:1163-1173.

SMATANOVÁ, M. Metodický pokyn č. 9/SZV: Pracovní postupy pro agrochemické zkoušení zemědělských půd v České republice v období 2017 až 2022 [online]. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, 2016 [cit. 2017-04-26]. Dostupné z: http://eagri.cz/public/web/file/237065/Methodicky_pokyn_c._9_SZV_3._vydani.pdf

Souhrnné přehledy o půdním fondu z údajů katastru nemovitostí České republiky [online]. Praha: Český úřad zeměměřický a katastrální, 2017 [cit. 2017-04-25]. ISSN 1804-2422. Dostupné z: http://www.cuzk.cz/Periodika-a-publikace/Statisticke-udaje/Souhrne-prehledy-pudniho-fondu/Rocenska_pudniho_fondu_2017.aspx

ŠARAPATKA, B. *Pedologie a ochrana půdy*. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, 2014. ISBN 978-80-244-3736-1.

ŠIMEK, M., HOPKINS, D., KALČÍK, J., PICEK, T., ŠANTRŮČKOVÁ, H., STAŇA, J., TRAVNIK, K.: Biological and chemical properties of arable soils affected by long-term organic and inorganic fertilizer applications. *Biology and Fertility of Soils*. 1999, 29 (3), 300–308.

VANĚK, V., J. BALÍK, M. PAVLÍK, D. PAVLÍKOVÁ & P. TLUSTOŠ. *Výživa a hnojení polních plodin*. Praha: Profi Pres, 2016. ISBN 978-80-86726-79-3.

Vyhláška Ministerstva zemědělství č. 327/1998 Sb. EAGRI [online]. Praha: Ministerstvo zemědělství, 1998 [cit. 2017-02-18]. Dostupné z: <http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/pravni-predpisy-mze/tematicky-prehled/100163546.html>

WALTERS, R. Technical Note 3. Soil Acidity and Liming. In: *The Open Furrow* [online]. Raleigh, 2016 [cit. 2017-04-02]. Dostupné z: <http://open-furrow-agrosphere.net/Documents/DHC/Soil%20Acidity%20and%20Liming.pdf>

Základní metody zrnitostního rozboru. *Půdoznalství - laboratorní cvičení* [online]. Brno: MENDELU, 2015 [cit. 2017-03-02]. Dostupné z: https://web2.mendelu.cz/af_291_projekty2/vseo/stranka.php?kod=5493

ZOUBKOVÁ, L. *Návody k laboratorním cvičením z pedologie* [online]. Ústí nad Labem: Univerzita Jana Evangelisty Purkyně, Fakulta životního prostředí, 2014 [cit. 2017-04-26]. ISBN 978-80-7414-800-2. Dostupné z: http://envimod.fzp.ujep.cz/sites/default/files/skripta/22e_final_tisk.pdf

8 SEZNAM OBRÁZKŮ

Obr. 1 Půdní sonda Kameničky (foto Jandák).....	- 36 -
Obr. 2 Odběr vzorků - Kameničky (foto Hábová 2016)	- 37 -
Obr. 3 Vliv vápnění na průměrný obsah C_{ox}	- 41 -
Obr. 4 Vliv způsobu sklizně na obsah C_{ox}	- 42 -
Obr. 5 Vliv vápnění na aktivní půdní reakci	- 44 -
Obr. 6 Vliv způsobu sklizně na aktivní půdní reakci	- 45 -
Obr. 7 Vliv vápnění na výměnnou půdní reakci.....	- 46 -
Obr. 8 Srovnání průměrných hodnot pH/KCl z let 2015 a 2016.....	- 47 -
Obr. 9 Vliv sečení a mulčování na výměnné pH.....	- 48 -
Obr. 10 Vliv vápnění na objemovou hmotnost redukovanou.....	- 50 -
Obr. 11 Vliv způsobu sklizně TTP na objemovou hmotnost redukovanou	- 51 -
Obr. 12 Vliv vápnění na celkovou pórovitost půdy	- 52 -
Obr. 13 Vliv způsobu sklizně TTP na celkovou pórovitost	- 53 -
Obr. 14 Vliv vápnění na procento nekapilárních pórů	- 54 -
Obr. 15 Vliv způsobu sklizně na procento nekapilárních pórů	- 55 -
Obr. 16 Vliv vápnění na retenční vodní kapacitu.....	- 56 -
Obr. 17 Vliv způsobu sklizně TTP na retenční vodní kapacitu.....	- 57 -
Obr. 18 Vliv vápnění na vlhkost půdy.....	- 58 -
Obr. 19 Vliv způsobu sklizně TTP na vlhkost půdy	- 59 -
Obr. 20 Vliv vápnění na minimální vzdušnou kapacitu	- 60 -
Obr. 21 Vliv způsobu sklizně TTP na minimální vzdušnou kapacitu.....	- 61 -

9 SEZNAM TABULEK

Tabulka 1. Kritéria hodnocení zrnitostního rozboru (Vopravil et al. 2010).....	- 14 -
Tabulka 2. Optimální hodnoty pH/KCl minerálních půd (Neuberg et al. 1990).....	- 23 -
Tabulka 3. Roční normativy dávek vápenatých hnojiv v tunách CaO.ha ⁻¹ -TTP (Smatanová 2016).....	- 25 -
Tabulka 4. Maximální jednorázová dávka CaO na 1 hektar (Smatanová 2016).....	- 25 -
Tabulka 5. Dávky melioračního vápnění odvozené z výchozí hodnoty pH/KCl v t.ha ⁻¹ CaO pro hloubku půdy 20 cm (Neuberg et al. 1995)	- 25 -
Tabulka 6. Formulář pro výpočet základních parametrů neporušeného půdního vzorku (Jandák, 2003; upraveno Mikulenčák 2017)	- 38 -
Tabulka 7. Formulář pro výpočet základních parametrů neporušeného půdního vzorku (Jandák, 2003; upraveno Mikulenčák 2017)	- 39 -
Tabulka 8. Zrnitostní rozbor porušeného půdního vzorku	- 40 -