

**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích  
Přírodovědecká fakulta**



**Vliv kosení, hnojení a odstranění dominantní rostliny na  
biologickou aktivitu půdy zamokřené louky**

Diplomová práce

**Bc. Michal Choma**

**Školitelka: prof. Ing. Hana Šantrůčková, CSc.**

**Konzultantka: Mgr. Eva Kaštovská, Ph.D.**

České Budějovice

2011

## **Magisterská práce**

Choma M., 2011: Vliv kosení, hnojení a odstranění dominantní rostliny na biologickou aktivitu půdy zamokřené louky. [The effect of mowing, fertilization and removal of dominant plant species on soil biological activity of a wet meadow. Mgr. Thesis, in Czech.] – 57 pp., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

### **Anotace:**

The aim of this thesis is to determine the effects of mowing, fertilization and removal of dominant plant species on soil chemical and biological properties. Soil samples were analyzed in autumn 2010 and spring 2011. Soil pH, cation exchange capacity and C, N, P contents were measured. Microbial C, N, P biomass, respiration and N mineralization rates were also analyzed.

Tato práce vznikla za podpory grantu Grantové Agentury ČR: GA206/09/1471 – Charakteristiky druhů jako determinanty vlastností společenstev a ekosystémových funkcí v bylinných společenstvech s manipulovaným druhovým složením (2009-2012, GA0/GA).

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích, dne 15. 12. 2011

.....

Na tomto místě bych rád poděkoval Haně Šantrůčkové za věnovaný čas, ochotu a trpělivé vedení, stejně tak i Evě Kaštovské za připomínky k pracovním textům. Také bych rád poděkoval Petrovi Čapkovi za neocenitelnou pomoc a rady v laboratoři i během zpracování výsledků. Poděkování patří i Janu Lepšovi za dodaná doplňující data a komentáře. Dále děkuji všem, kteří přispěli ke vzniku této práce pomocí v terénu, v laboratoři nebo měření vzorků – Lukáš Bareš, Marie Krausová, Karel Murtinger, Tomáš Pícek, Terézia Říhová a Daniel Vaněk.

V neposlední řadě bych rád poděkoval své rodině a Ivetce Kofroňové za podporu nejen při studiu.

# Obsah

1. Úvod .....	1
2. Literární rešerše .....	3
2.1. Půda .....	3
2.2. Půdní mikroorganismy.....	3
2.2.1. Bakterie v půdě .....	4
2.2.2. Houby v půdě .....	4
2.2.3. Životní prostor půdních mikroorganismů.....	5
2.2.4. Požadavky mikroorganismů na prostředí.....	5
2.2.5. Význam půdních mikroorganismů .....	6
2.3. Rhizosféra.....	8
2.3.1. Rhizodepozice .....	8
2.3.2. Interakce rostliny – půda.....	9
2.3.3. Interakce rostliny – mikroorganismy.....	10
2.4. Hnojení .....	11
2.4.1. Minerální hnojiva N, P, K.....	11
2.4.2. Vliv minerálních hnojiv na mikroorganismy.....	12
2.5. Kosení.....	13
3. Cíle práce a hypotézy.....	15
4. Metodika.....	16
4.1. Popis lokality a uspořádání experimentu .....	16
4.1.1. Louka „Ohrazení“ .....	16
4.1.2. Manipulativní experiment .....	16
4.2. Odběr a zpracování půd .....	17
4.3. Laboratorní analýzy .....	18
4.3.1. Analýzy prováděné na čerstvé půdě.....	18
4.3.2. Analýzy prováděné na vysušené půdě.....	23
4.4. Statistické zpracování dat .....	25
5. Výsledky.....	26
5.1. Vliv hnojení .....	26
5.1.1. Vliv hnojení na chemismus půdy.....	26
5.1.2. Vliv hnojení na C, N a P v půdě.....	27
5.1.3. Vliv hnojení na mikrobiální biomasu a aktivitu .....	28
5.2. Vliv kosení.....	30
5.2.1. Vliv kosení na chemismus půdy.....	30
5.2.2. Vliv kosení na C, N a P v půdě .....	31

5.2.3. Vliv kosení na mikrobiální biomasu a aktivitu.....	32
5.3. Vliv odstranění rostlinné dominanty <i>Molinia caerulea</i> .....	33
6. Diskuze .....	34
6.1. Vliv hnojení .....	34
6.1.1. Vliv hnojení na chemismus půdy .....	34
6.1.2. Vliv hnojení na C, N a P v půdě.....	35
6.1.3. Vliv hnojení na mikrobiální biomasu a aktivitu .....	36
6.2. Vliv kosení.....	37
6.2.1. Vliv kosení na chemismus půdy.....	37
6.2.2. Vliv kosení na C, N a P v půdě .....	37
6.2.3. Vliv kosení na mikrobiální biomasu a aktivitu.....	38
6.3. Vliv odstranění rostlinné dominanty <i>Molinia caerulea</i> .....	39
7. Závěry práce .....	40
8. Seznam použité literatury .....	41
9. Přílohy .....	47

# **1. Úvod**

Půdní mikroorganismy mají zásadní vliv na vlastnosti půdy a cyklus živin (Brady a Weil, 2002). Jejich klíčová role spočívá v dekompozici organického materiálu. Půdní mikroorganismy jsou teoreticky schopné rozložit veškerý organický materiál (Nannipieri et al., 2003). Vedle samotného rozkladu půdní organické hmoty se organismy účastní koloběhu a přeměn živin v prostředí (Sylvia et al., 2005). Za ty nejvýznamnější jmenujme uhlík, dusík a síru. Půdní mikroorganismy jsou součástí komplexního systému vazeb mezi nimi, půdou a rostlinami. Mnoho interakcí této soustavy stále zůstává nepopsáno. K celkovému porozumění půdních dějů máme stále ještě daleko.

Místem, kde je soustředěno biologické dění v půdě je rhizosféra (Bertin et al., 2003; Sylvia et al., 2005). Je to zóna půdy v těsném kontaktu s kořeny rostlin (Bais et al., 2006). Právě v této zóně dochází k interakcím mezi rostlinami a mikroorganismy, které mají zásadní vliv na produkci rostlin a úživnost půdy (Richards, 1987). Odtud kořeny rostlin odčerpávají vodu a živiny (Brady & Weil, 2002) a zároveň půdu obohacují o široké spektrum organických látek (Lynch & Whipps, 1990). Z tohoto důvodu je rhizosféra centrem aktivity půdních mikroorganismů (Sylvia et al., 2005). Zvláště významná je rhizosféra v travinných (lučních) společenstvech, kde prokořenění dosahuje vysoké hustoty.

Luční ekosystémy jsou více či méně úzce spjaty s činností člověka a jsou velice citlivé na změny v hospodaření (Balátová-Tuláčková, 1993). Jejich charakteristickým znakem je, že jsou pravidelně koseny nebo spásány dobyt看em (Kučera & Šumberová, 2001).

Tato diplomová práce je součástí projektu „Ohrazení“, který zkoumá právě interakce v lučním ekosystému. Cílem projektu je porozumět mechanismům, které umožňují koexistenci rostlinných druhů a tím existenci druhově bohatých lučních společenstev. Projekt zastřešuje Katedra botaniky Přírodovědecké fakulty Jihočeské Univerzity v Českých Budějovicích. Vedoucím projektu je prof. RNDr. Jan Lepš, CSc. Projekt byl založen r. 1993 a několikrát byl finančně podpořen granty Grantové agentury České republiky a Fondu rozvoje vysokých škol. Pod projekt spadá více dílčích experimentů, ale ta stěžejní část probíhá na louce „Ohrazení“, podle které je celý projekt pojmenován. Experiment na louce „Ohrazení“ studuje vliv kosení, hnojení a odstranění dominantního rostlinného druhu na chování lučního ekosystému. Pozornost je soustředěna především na funkční ekologii rostlin a mykorhizní soužití rostlin s houbami. V rámci tohoto projektu je studován i vliv provedených zásahů na půdu a půdní mikroorganismy. Tato dílčí studie je úkolem této diplomové práce.

Cílem této diplomové práce je stanovit vliv hnojení, kosení a odstranění bezkolence modrého (*Molinia caerulea*) z rostlinného společenstva na chemickou a biologickou aktivitu půdy.

## **2. Literární rešerše**

### **2.1. Půda**

Půda je dynamický přírodní útvar představující průnik mezi atmosférou, hydrosférou, biosférou a geosférou a je stěžejní částí suchozemských ekosystémů (Certini et al., 2006). Jedná se o směsici minerálních částic, organického materiálu, plynů a vody tvořící roztok s příměsí všech výše jmenovaných složek (Hillel, 2008). Pokrývá většinu plochy souše (Tarbuck et al., 2007). Půda je soustava, která je velice různorodá a dynamická. Je velice heterogenní v prostoru – strukturní i chemické vlastnosti se mohou lišit v měřítku milimetrů i na nižších škálách. Stejně tak se půda mění v čase a některé její charakteristiky mohou doznat výrazných změn i v rámci hodin (Charman et al., 2007).

Půda tvoří životní prostředí pro rostliny (umožňuje růst jejich kořenů), půdní živočichy a mikroorganismy a je pro ně zdrojem vody a živin. Poskytuje prostředí a zdroje umožňující dekompozici organického materiálu až na živiny a jejich návrat do koloběhu (Matson et al., 2002). Ve svrchních vrstvách půdy (5 – 10 cm) dochází k nejvyššímu ročnímu toku uhlíku a dusíku (Bardgett et al., 2005). Půda však zastává i funkce s lokálním i globálním významem. Nedegradovaná půda dokáže účinně zadržovat vodu v krajině a čistit ji. Na druhou stranu se degradovaná půda může stát zdrojem znečištění podzemních i povrchových vod. V současné době jsou stále aktuálním tématem globální změny klimatu a jejich možná souvislost se zvyšováním koncentrace atmosférického oxidu uhličitého a metanu. Půda je v tomto směru významným činitelem jako rozsáhlý zásobník uhlíku a vnitřních pochodů umožňující vznik těchto plynů (Blanco et al., 2008). Půda je zásadní i ve vztahu k člověku. Za všechny funkce jmenujme zdroj obživy a prostředí pro stavby.

### **2.2. Půdní mikroorganismy**

Význam půdních mikroorganismů spočívá především v jejich klíčové roli v dekompozici organického materiálu a koloběhu živin. Lze mezi ně zařadit především prokaryotické bakterie, eukaryotické mnohobuněčné houby a některé druhy řas (Brady & Weil, 2002). Nesmíme zapomenout na skupinu *Archae*, která byla poměrně nedávno fylogeneticky oddělena od bakterií (Madigan et al., 2003), my však budeme pro zjednodušení jako bakterie označovat postaru skupiny *Bacteria* i *Archae* dohromady.



### **2.2.1. Bakterie v půdě**

Bakterie jsou jednobuněčné prokaryotické organismy, které mají nejčastěji tyčinkovitý, kulovitý nebo spirálovitý tvar. Zpravidla dosahují rozměrů v rozmezí jednoho až několika mikrometrů (Hillel, 2008), ale jsou popsány jak menší, tak mnohem větší extrémní (Madigan et al., 2003). Ze všech organismů žijících v půdě dosahují největší diverzity metabolických schopností a možností. Najdeme mezi nimi zástupce, kteří jsou závislí na energii a uhlíku z organického materiálu (chemoheterotrofové), další jako zdroj energie využívají anorganické látky (např.  $\text{NH}_3$ ,  $\text{H}_2$ ,  $\text{NO}_3^-$ ; chemolitotrofové) a někteří jsou schopni fotosyntézy (chemofototrofové). Některé bakterie jsou striktně aerobní, jiné tolerují nedostatek kyslíku a existují skupiny uzpůsobené životu bez přístupu ke kyslíku (Sylvia et al., 2005). Širokou valenci mají bakterie i u dalších faktorů, jako je například teplota prostředí nebo pH (Madigan et al., 2003). Nutno podotknout, že toto široké rozpětí se týká bakterií jako celé skupiny nikoli jednotlivých zástupců. V půdě převažují chemoheterotrofové, ze kterých většina jsou saprofyty (rozkladači). Nesmíme ale zapomenout na stálé i obligátní parazity jiných mikroorganismů, živočichů i rostlin (Marendiak, 1987).

Jakousi (morfologicky) přechodovou skupinou mezi bakteriemi a houbami jsou aktinomycety. Tvoří většinou se vlákna složená z prokaryotických buněk. Jsou to převážně rozkladači (Madigan et al., 2003; Hillel, 2008).

### **2.2.2. Houby v půdě**

Houby patří na rozdíl od bakterií mezi eukaryotické organismy (Madigan et al., 2003). Existují i jednobuněčné formy hub, například kvasinky, ale většina půdních hub tvoří mnohobuněčná vlákna – tzv. hyfy (Brady & Weil, 2002). V tom mají oproti bakteriím výhodu, že se lépe dostávají ke zdroji potravy, díky tomu, že dokážou překlenout i póry vyplněné vzduchem (Sylvia et al., 2005). Ačkoli jsou houbová vlákna jen několik mikrometrů široká, mohou dorůstat délky centimetrů až metrů (Hillel, 2008). Všechny bakterie jsou pouhým okem nepozorovatelné, ale mezi houbami se vyskytují jak mikroskopičtí, tak makroskopičtí zástupci (Madigan et al., 2003).

Všechny houby patří mezi heterotrofy. Jsou tedy závislé na organické hmotě jako zdroji uhlíku v mrtvé či živé formě (Sylvia et al., 2005). Jsou to buď dekompozitoři organické hmoty, paraziti nebo symbionti rostlin v rámci mykorhiz (Gryndler et al., 2004). Houby jsou velmi významným faktorem určujícím kvalitu půdy (Sylvia et al., 2005).

### **2.2.3. Životní prostor půdních mikroorganismů**

Ačkoli je prakticky veškerá aktivní část půdy osídlena mikroorganismy, těžiště jejich počtu a aktivity je soustředěno v nejsvrchnější vrstvě půdy, která zpravidla nezasahuje pod 20 cm od povrchu (Hillel, 2008). Bardgett et al. (2005) odhadují, že 1 gram půdy lučního ekosystému může obsahovat až miliardu bakteriálních buněk a kilometr houbových vláken. I když se nám z těchto čísel může na první pohled zdát, že je půda nasycena mikroorganismy, opak je pravdou. Mikrobi osídlují odhadem 5% až zlomky procenta ploch pro ně příznivých (Marendiak, 1987; Nannipieri et al., 2003; Bardgett et al., 2005).

Výše bylo zmíněno, že půda je velice heterogenní prostředí. Je tvořena velkým množstvím agregátů tvořených minerálními a organickými částicemi. Jejich velikost se pohybuje v rozmezí od zlomků mikrometrů až po několik milimetrů. Volný prostor mezi nimi tvoří póry, které jsou vyplněny vzduchem nebo půdním roztokem (Marendiak, 1987; Brady & Weil, 2002). Právě na povrchu těchto půdních částic (především těch organických – jsou zdrojem potravy) mikroorganismy žijí (Marendiak, 1987; Sylvia et al., 2005).

Jednobuněčné mikroorganismy se ve svém prostředí nevyskytují jako samostatné izolované buňky. Buňky stejného druhu (často pocházející z jediné mateřské buňky) tvoří populace (Madigan et al., 2003). Výše bylo nastíněno, že diverzita mikroorganismů je nesmírná, proto je logické, že se ve svém životním prostředí setkávají navzájem spousty geneticky i funkčně odlišných skupin mikroorganismů. Odlišné populace žijící ve vzájemných interakcích jsou nazývány mikrobiálními společenstvy (Madigan et al., 2003).

### **2.2.4. Požadavky mikroorganismů na prostředí**

Mikroorganismy většinu času přežívají v neaktivní formě. Až pokud se podmínky prostředí dostanou do optimálních mezí, dojde k jejich probuzení a bouřlivému nárůstu metabolismu a biomasy. Po vyčerpání zdrojů, popřípadě změně vnějších faktorů, přechází opět do klidového stadia (Whalen & Sampedro, 2010).

Většina půdních mikroorganismů potřebuje půdní organickou hmotu jako zdroj energie. Bakteriím vyhovují jednoduché látky (např. cukry, škrob). Oproti tomu v prostředí s převahou celulózy a hůře rozložitelných látek, dominují houby a aktinomycety. Mezi mikroorganismy mohou být specialisté, kteří jsou vázáni na využívání konkrétních látek, například určitých aminokyselin (Brady & Weil, 2002).

Dále mají mikroorganismy specifické nároky na dostupnost živin v minerálních formách ( $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  atd.; Marendiak, 1987), vody a kyslíku. Vliv na metabolismus mají i teplota a pH (Whalen & Sampedro, 2010).

Velice příznivým prostředím pro půdní mikroorganismy je tzv. rhizosféra. Je to zóna půdy, kde jsou mikroorganismy v úzkém kontaktu s kořeny rostlin (Richards, 1987). Rhizosféře se budeme blíže věnovat v následující kapitole.

### 2.2.5. Význam půdních mikroorganismů

Mikrobiální (respektive bakteriální) druhová bohatost je obrovská. Stojí za ní nejen 3,8 miliard let dlouhá evoluce, ale schopnost sdílení genetické informace nejen v rámci příbuzných buněk, ale i mezi „cizími“ prokaryoty a v některých případech i eukaryoty (McArthur, 2006). Z hlediska půdy, respektive plnění jejích funkcí (zejména primární produkce, dekompozice organického materiálu a recyklace živin) nezáleží především na druhovém původu, ale spíše na příslušnosti k funkční skupině. Tedy na tom, jak ten který druh interaguje se svým prostředím.

Mnoho autorů se shoduje na tom, že schopnost dekompozice organické hmoty je tou nejzásadnější rolí půdních mikrobů v přírodních cyklech (např. Brady & Weil, 2002; Sylvia et al., 2005; Hillel, 2008). Půdní mikroorganismy však zastávají mnoho dalších funkcí v koloběhu živin a energie terestrickými ekosystémy, které nelze označit za málo významné. Jmenujme několik příkladů za všechny.

Například *Rhizobium* žijící v symbióze s kořeny rostlin je schopno redukovat vzdušný dusík na amoniak a ten následně vázat do organických látek. Umění fixace vzdušného dusíku však nenáleží jen symbiotickým bakteriím, jsou jej prokazatelně schopny i některé volně žijící bakterie a sinice (Madigan et al., 2003; McArthur, 2006).

Další funkční skupinou nemalého významu jsou půdní houby schopné mykorhizy (tedy oboustranně prospěšnému soužití s rostlinami, resp. jejich kořeny). Druhů mykorhiz je více, jako příklad si uvedeme ektomykorhizy a endomykorhizy (například arbuskulární mykorhizy, AM; Gryndler et al., 2004). Protože ektomykorhiz se účastní především dřeviny, vyskytují se v největší míře v lesnatých oblastech mírného a boreálního pásu (Rinaldi et al., 2008). Účasti v AM je schopno odhadem 80% všech suchozemských rostlin, můžeme se s nimi setkat prakticky všude (Giovanetti et al., 2006). Ne všechny mykorhizy jsou mutualistické (oboustranně prospěšné), avšak ve většině případů se jedná o vzájemnou výměnu živin a metabolitů, ze které mají prospěch jak rostliny, tak i houby (Brundrett,

2004). Mykorhizy jsou pro účastníci se rostliny často nepostradatelné – partnerské houby jim výrazně pomáhají v příjmu vody a živin z půdy, také je chrání před patogeny. Houby z tohoto vztahu získávají snadno dostupné organické látky (produkty metabolismu) od rostlin (Martin et al., 2001; Brady & Weil, 2002). Mykorhizy mají také pozitivní vliv na kvalitu půdy, například podporují imobilizaci fosforu a přispívají k tvorbě půdních agregátů (Whalen & Sampedro, 2010).

#### **2.2.5.1. Vliv půdních mikroorganismů na koloběh živin**

Nezastupitelnou funkci má půda v koloběhu živin. Jsou to právě půdní mikroorganismy, které jsou schopny rozkladu organického materiálu až na nejjednodušší živiny. Mikroorganismy by v uzavřeném systému dříve nebo později teoreticky dokázaly rozložit všechny jednoduché i složité organické látky včetně lidskou aktivitou vytvořených (a často škodlivých) polutantů (Nannipieri et al., 2003).

Půdní organickou hmotu lze definovat jako odumřelé zbytky rostlinných a živočišných těl a mikrobiálních buněk v různém stádiu rozkladu (Whalen & Sampedro, 2010). Významná je především jako zdroj živin v půdě, živné médium pro mikroorganismy a mj. má pozitivní vliv na agregaci půdy (Hillel, 2008). Půdní organickou hmotu představuje široké spektrum uhlovodíků – aminokyseliny, proteiny, lipidy, polysacharidy, fenoly atd. (Charman et al., 2007). Právě chemická skladba a struktura molekul určuje rychlost dekompozice materiálu, která může dosahovat řádově dnů i stovek let. Důležitým faktorem pro dekompozici je poměr uhlíku a dusíku (C:N) v organickém substrátu. Mikroorganismy potřebují pro stavbu svých buněk přijímat uhlík a dusík v určitém optimálním poměru. Brady & Weil (2002) uvádějí tento poměr 25:1. Pokud má tedy organická hmota poměr 25:1 a nižší, jejím rozkladem získávají mikroorganismy uhlík a dusík v žádoucím poměru. Čím je ale poměr C:N substrátu vyšší, tím méně je pro mikroorganismy atraktivní, protože musejí získávat dusík dodatečně z jiných zdrojů. Takováto organická hmota se bude rozkládat pomaleji. Další vlastností významnou pro rychlost rozkladu je obsah těžko rozložitelných látek, především ligninu a fenolů. Špatná rozložitelnost fenolických látek je způsobena tím, že některé z nich mají baktericidní účinky (Madigan et al., 2003). V neposlední řadě mají na rozložitelnost organického materiálu vliv i vnější podmínky jako pH, vlhkost, aerace a teplota (Brady & Weil, 2002).

Dekompozicí organického materiálu se rozumí chemický rozklad složitějších sloučenin na látky jednodušší během mikrobiálního metabolismu (Sylvia et al., 2005). Část

organického materiálu dekompozitoři využijí jako zdroj energie tím, že jej zmineralizují na CO<sub>2</sub> v dýchacím řetězci. Část zabudují do vlastní biomasy a část se jako vedlejší produkty metabolismu vrací zpět do půdy jako živiny (Brady & Weil, 2002; Madigan et al., 2003). Nejjednodušší ve vodě rozpustné látky (např. jednoduché cukry a peptidy) jsou mikroorganismy schopné zpracovat ihned. Složitější látky jsou rozkládány pomocí extracelulárních enzymů. Tyto enzymy mikroorganismy vylučují ve větším množství do svého okolí. Jimi jsou složité sloučeniny rozkládány na jednodušší, které jsou už mikroorganismy využitelné (Whalen & Sampedro, 2010).

Vedle samotného navrácení živin do koloběhu rozkladem organického materiálu jsou mikroorganismy významné tím, že přeměňují formy C, N, S, Fe a Mn z jednoho oxidačního stupně do druhého v energetickém metabolismu. K přeměnám dusíku kromě výše uvedených fixátorů N<sub>2</sub> přispívají i nitrifikace (oxidace amonných iontů na dusitanové a dusičnanové), denitrifikace (redukce dusitanů a dusičnanů na N<sub>2</sub> nebo oxidy dusíku) a amonifikace (mineralizace organického dusíku na amoniak; Sylvia et al., 2005). Účastní se i přeměn dalších základních živin, kupříkladu síry a fosforu (McArthur, 2006).

### **2.3. Rhizosféra**

Zóna půdy, která obklopuje kořeny rostlin a zároveň je jimi ovlivněna se nazývá rhizosféra (Bais et al., 2006). Udává se, že je jen několik milimetrů tenká (Cardon & Whitbeck, 2007). Rhizosféra je místem nejvyšší biologické aktivity v půdě (Bertin et al., 2003; Sylvia et al., 2005). Děje v rhizosféře mají významný vliv na produkci rostlin, úživnost půdy a na ekosystémové úrovni významně ovlivňují toky energií a živin (Richards, 1987). V lučních ekosystémech, kde dochází k vysokému prokořenění, lze za rhizosféru považovat celou vrstvu půdy, která je pod vlivem kořenů.

#### **2.3.1. Rhizodepozice**

Ovlivnění půdy kořeny rostlin spočívá v produkci tzv. rhizodepozic. Jedná se o chemické látky, které rostliny pasivně i aktivně vylučují do půdy (Bertin et al., 2003). Touto formou rostlina vyloučí až 5 – 10% fotosyntézou navázaného uhlíku (Nguyen, 2003; Nannipieri et al., 2007). Rhizodepozice jsou zpravidla organické látky o různé molekulové hmotnosti – monomery jako aminokyseliny a glukóza, polymery polysacharidů a proteinů a pozůstatky po kořenových buňkách (Nannipieri et al., 2007). Rhizodepozice lze podle jejich původu a vlastností rozdělit do čtyř skupin: ve vodě rozpustné *exudáty*, *sekrety* mající

metabolický význam (např. enzymy), *lysáty* tvoří materiál uvolňovaný po odumření buněk (např. buněčné stěny) a *plynné sloučeniny* např. CO<sub>2</sub> (Lynch & Whipps, 1990).

Rhizodepozice tvoří širokou škálu látek různého složení a funkce a význam většiny z nich ještě nebyl plně pochopen. Na druhou stranu látky, jejichž funkce byla odkryta, mají významnou roli v biologických procesech. Exudáty mohou být startéry symbiózy s mikroorganismy nebo naopak mohou sloužit jako antigeny proti škůdcům (Bais et al., 2006) a jsou často velmi lákavým a výhodným substrátem pro půdní mikroorganismy (Sylvia et al., 2005).

Exudace je ovlivněna velikou škálou podmínek prostředí. Zevrubněji se této problematice věnují Jones et al. (2004). Podle nich množství a charakter exudátů ovlivňuje status rostliny (např. druh, věk, stres, míra fotosyntézy), podmínky stanoviště (např. teplota, vlhkost, vítr, světlo, nadmořská výška), půdní abiotické faktory (půdní typ, textura, aerace, obsah vody, živin a škodlivin, pH, kationová výměnná kapacita) a půdní biotické faktory (herbivorie kořenů, velikost, struktura a aktivita mikrobiální komunity, parazitismus, produkce fytohormonů a inhibitorů mikroorganismy).

### **2.3.2. Interakce rostliny – půda**

Vegetační pokryv se nemalou měrou podílí na určování vlastností půdy. Rostlinný opad přispívá k zásobě organické hmoty v půdě. Charakter opadu může mj. ovlivňovat zásobu živin a pH půdy (Slavíková, 1986). Kořeny uvolňují plynný CO<sub>2</sub> do půdního vzduchu (Taiz & Zeiger, 1991) a širokou škálu organických látek do půdního roztoku (Lynch & Whipps, 1990). Půdní roztok je o živiny obohacován i smyvem z povrchu rostlin dešťovou vodou (Slavíková, 1986). Kořeny ovlivňují půdu i fyzicky – tím, že rostou, zvětšují a vytvářejí nové póry. Také přispívají k tvorbě půdních agregátů (Brady & Weil, 2002).

Půda rostlinám poskytuje prostor pro růst kořenů, vodu a minerální živiny (Brady & Weil, 2002), které rostliny přijímají v iontové formě (Larcher, 1995). Množství a dostupnost živin jsou ovlivněny kationovou výměnnou kapacitou a pH půdy (Taiz & Zeiger, 1991). Půdní prostředí také odolává denním výkyvům atmosférických teplot a poskytuje kořenům rostlin relativně stálé prostředí (Brady & Weil, 2002).

### 2.3.3. Interakce rostliny – mikroorganismy

Z půdních mikroorganismů se v rhizosféře vyskytují především saprotrofové a symbionti profitující z přísunu příznivých látek ve formě exudátů. Nesmíme ale zapomenout, že své místo zde mají i patogeny (Whipps, 2001).

Mikroorganismy mají pro rostliny pozitivní a často nezastupitelný význam především v půdách chudých na živiny (van der Heijden et al., 2008), kde zpřístupňují živiny dekompozicí organické hmoty (Hillel, 2008). Významně zvyšují přísun dusíku pro rostliny jako symbiotičtí fixátoři dusíku (Richards, 1987) a pomáhají rostlinám s transportem živin v roli mykorhizních hub (Gryndler, 2004). Jsou zdokumentovány i složitější vazby, kdy mykorhizní houby s bakteriemi v synergistické vazbě společnými silami podporují rostliny. (Artursson et al., 2004). Takovýmto způsobem mohou mikroorganismy pomáhat rostlinám se získáním až 90% dusíku a fosforu (van der Heijden et al., 2008). Bais et al. (2006) píše, že některé bakterie produkují látky stimulující růst rostlin, dokonce i přímo fytohormony. Bakterie mohou být rostlinám i nápomocné v obraně proti negativním vlivům prostředí. Mohou vytvářet ochranné biofilmy na povrchu kořenů (Ramey et al., 2004), fungovat jako antibiotika a likvidovat potencionální patogeny mikrobiálního, rostlinného i živočišného původu (Whipps, 2001; Bais et al., 2006).

Vedle významných prospěšných vlivů na život rostlin jsou mikroorganismy schopny rostlinám přímo i nepřímo činit potíže. Záporně na rostliny působí parazitické mikroorganismy nebo mikrobiální metabolity a patogeny. Necíleně mohou mikroorganismy škodit tím, že živiny převádějí do rostlinám nedostupných forem. Negativně některé druhy rostlin působí na mikroorganismy, které aktivně podporují růst jiných druhů rostlin a tím snižují jejich konkurenceschopnost. Nesmíme zapomenout ani na kompetici o živiny (Whipps, 2001; Ramey et al., 2004; van der Heijden et al., 2008).

Z výše uvedeného se vliv kořenů rostlin na mikroorganismy může zdát pozitivní, protože exudáty jsou velmi cenným živným substrátem pro mikroorganismy. Ovšem rostliny si mohou s mikroorganismy konkurovat o živiny, dokonce je mohou i poškozovat produkcí antibiotik (Bais et al., 2006). Vedle inhibice mikrobů jsou rostliny schopné cíleně podporovat některé druhy mikroorganismů. Například rostliny využívající mykorhizní spolupráce s houbami mohou startovat klíčení spor i růst hyf svých partnerů (Jones et al., 2004). Rostliny jsou si patrně „vědomy“ přínosů mikroorganismů a bylo dokázáno, že jsou schopny chemicky lákat mikroby do okolí svých kořenů (Bais et al., 2006). Někteří autoři

(Marschner et al. 2001; Bertin et al., 2003; Smith et al., 2008) uvádějí, že druhové složení rostlin může mít vliv na druhové složení společenstev půdních mikroorganismů.

## **2.4.Hnojení**

Hnojení je nejrozšířenější způsob zvýšení produkčního potenciálu půdy (Charman & Murphy, 2007). Hnojivo je buď přímo zdrojem živin pro rostliny, nebo pomáhá zlepšit jejich výživu. Přímou nebo nepřímou podporuje růst a vývoj rostlin a zvyšuje půdní úrodnost (Havelka et al., 1979).

Hnojiva lze rozdělit na organická a minerální. Organická hnojiva jsou zpravidla vedlejší produkty zemědělské výroby. Jsou buď rostlinného (kompost, sláma, zelené hnojení) nebo živočišného (chlévkový hnůj, močůvka, kejda) původu (Havelka et al., 1979).

Minerální (průmyslová) hnojiva jsou umělé výrobky obsahující zvýšené množství živin. Aplikací minerálního hnojiva jsou do půdy dodány kationty a anionty. Část z nich vstupuje do půdního roztoku a je tak přímo dostupná rostlinám. Druhá část reaguje s půdním sorpčním komplexem (Šimon et al., 1989). Dle Whalen & Sampedro (2010) mají minerální hnojiva jisté uživatelské výhody v porovnání s organickými. 1) jsou většinou rozpustné ve vodě, takže živiny jsou ihned dostupné rostlinám (oproti organickým, které musejí být nejprve mikrobiálně rozloženy), 2) jsou bohaté na živiny, stačí aplikovat relativně malé množství a za 3) mají známou a výrobcem garantovanou skladbu živin.

### **2.4.1. Minerální hnojiva N, P, K**

Takzvaná plná vícesložková minerální hnojiva obsahují dusík, fosfor a draslík (Havelka et al., 1979). Tato hnojiva patří mezi nejpoužívanější, protože N, P a K jsou živiny potřebné v největším množství (Hillel, 2008).

Dusík je nedílnou součástí nukleových kyselin a aminokyselin, které jsou obsaženy v proteinech, které mají jak stavební tak i funkční význam – enzymy (Lehninger et al. 1993; Voet & Voet, 2011). Ačkoli je dusíku ve vzduchu ( $N_2$ ) a půdě (organická hmota) relativně velké množství, není většině organismů přímo dostupný. Musí být buď fixován bakteriemi schopnými fixace atmosférického dusíku nebo mineralizován dekompozitory (Lack & Evans, 2002). Van Eekeren (2009) ve své práci uvádí názor, že dostupný dusík (tedy formy  $NH_4^+$  a  $NO_3^-$ ) v půdě hraje hlavní roli ve významu hnojení na půdní mikroorganismy. Ty jsou ovlivněny přímo dostupností dusíku a nepřímo biomasou kořenů.



Fosfor je obsažen v buněčných membránách a nukleových kyselinách. Je součástí adenosin trifosfátu (ATP), což je klíčová molekula energetického metabolismu buňky (Voet & Voet, 2011), a enzymů účastnících se syntézy bílkovin a nukleových kyselin (Zubay et al., 1995). Fosfor je v půdě obsažen buď jako součást primárních a sekundárních minerálů (především apatitu) nebo organické hmoty. Zvětráváním minerálů a mineralizací organické hmoty se fosfor uvolňuje do půdního roztoku ve formě fosfátů. V půdním roztoku se vyskytuje velice malá část celkové zásoby fosforu v půdě, protože při nižším pH dochází ke srážení fosfátů s Fe nebo Al, při vyšším s Ca (Schlesinger, 1997; Šimek, 2003).

Draslík je součástí enzymů, které se účastní syntézy bílkovin (Madigan et al., 2003) a glykolýzy (Brody, 1994). Je promotorem syntézy enzymu RUBISCO účastnícího se fixace CO<sub>2</sub> a fotorespirace (Shuman, 1994). Vyskytuje se v půdě jako součást primárních a sekundárních minerálů, sorbován na koloidech a rozpuštěný v půdním roztoku. Poslední dvě možnosti z uvedených představují snadno dostupný K a tvoří jen 1 – 2% celkového draslíku v půdě (Brady & Weil, 2002).

#### **2.4.2. Vliv minerálních hnojiv na mikroorganismy**

Větší počet studií se shoduje na tom, že organická hnojiva mají pozitivnější vliv na úživnost půdy a půdní mikroorganismy než hnojiva minerální. Celkový obsah uhlíku a dusíku v půdě je vyšší v případě hnojení organickým hnojivem (van Eekeren, 2009). Chu et al. (2007) dospívají k závěru, že v půdách hnojených organickým hnojivem dosahují mikroorganismy větší biomasy a aktivity v porovnání s půdami hnojenými minerálním. Böhme et al. (2005) dokonce uvádějí, že v některých případech na půdách ošetřených minerálním hnojivem dochází k úbytku mikrobiální biomasy v porovnání s nehnojenou kontrolou.

Méně pozitivní (až negativní) vliv minerálních hnojiv může spočívat ve snížení pH půdy (Ramirez, et al., 2010), které je obvyklým doprovodným jevem přidavku minerálních hnojiv (Charman & Murphy, 2007). K okyselení půd ošetřovaných minerálními hnojivy může vést oxidace amonných hnojiv, při kterých vznikají silné anorganické kyseliny (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, HNO<sub>3</sub>; Brady & Weil, 2002) nebo odtok dusičnanových iontů, které obvykle s sebou odnášejí bazické kationty, které jsou v půdním roztoku nahrazovány H<sup>+</sup> (Charman & Murphy, 2007).

Velkou roli hraje vyvážení přidavku živin (Hu et al., 2011). Ačkoli hnojení dusíkem může vést ke zvýšení mikrobiální biomasy a množství půdní organické hmoty (Ramirez et al.,

2010), příliš velký přídavek dusíku může vést naopak k úbytku mikrobiální biomasy (O'Donnel et al., 2001). Zdá se, že dostatek fosforu je důležitým faktorem, který má vliv na mikrobiální biomasu a úživnost půdy (Chu et al., 2007; Hu et al., 2011).

Hraško (1985) uvádí, že aplikace průmyslových hnojiv vede k úbytku půdních hub. Vysvětlují to tím, že s organickým hnojivem se do půdy dostávají i zdroje energie, zatímco průmyslová hnojiva poskytují pouze živiny v minerální formě. Tuto teorii podporuje například i studie Smith et al. (2008). V jejich pokusu také půda hnojená minerálním hnojivem měla nižší poměr hub k bakteriím než nehnojená.

Negativní selekce hub po přidavku minerálních hnojiv je vedle snížení pH a nevyváženosti poměru dodávaných živin další možný důvod, proč mají průmyslová hnojiva méně pozitivní až negativní vliv na biomasu půdních organismů.

## **2.5. Kosení**

Kosením dochází k odstranění nadzemních částí rostliny, které vede k fyziologickým změnám v rostlinách (Lack & Evans, 2002). Rostliny pod vlivem defoliace jinak interagují s okolním prostředím (Bardgett et al., 1998). Kosení je zásah srovnatelný se pasením dobytka i jinými formami herbivorie, které snižují nadzemní biomasu rostlin. Proto v následující podkapitole nebude navzdory jejímu názvu probíráno pouze kosení, ale i ostatní formy defoliace.

Obecně se dá říci, že kosení (popř. spásání nebo mulčování) má pozitivní vliv na diverzitu lučních společenstev (Ryser et al., 1995; Zelený et al., 2001; Ilmarinen et al., 2007). Defoliace nemá jen přímý efekt na nadzemní části rostlin, ale nepřímo ovlivňuje i podzemní části rostlin a jejich prostřednictvím i půdní organismy (Bardgett et al., 1998; Lemaire et al., 2000). Její efekt na půdní mechanismy je obtížně předvídatelný, protože je závislý na mnoha faktorech, které se případ od případu liší. Zzároveň nám chybí plné porozumění komplexním interakcím mezi nadzemní a podzemní částí potravního řetězce (Bardgett et al., 1998).

Defoliace půdní poměry ovlivňuje změnou kvality a kvantity organické hmoty vstupující do půdy kořeny rostlin a formou opadu (Bardgett et al., 1998). Rostliny na defoliaci zpravidla reagují zvýšením toku C do podzemních částí rostliny a zvýšením exudace (Holland et al., 1996; Guitian & Bardgett, 2000), a tím pádem zvýšením snadno dostupného substrátu pro mikroorganismy a nárůstem mikrobiální biomasy v okolí kořenů

rostlin (Guitian & Bardgett, 2000; Uhlířová et al., 2005) především ve prospěch bakterií (Bardgett et al., 1998).

Herbivorie či kosení také ovlivňuje rostlinný opad vstupující do půdy. Může pozměnit poměr uhlíku vůči ostatním živinám (např. C:N) a zvýšit obsah fenolických a vysokomolekulárních uhlovodíků, což může inhibovat dekompozici a celkovou mikrobiální aktivitu (Bardgett et al., 1998).

### **3. Cíle práce a hypotézy**

Cílem práce je stanovit vliv hnojení, kosení a odstranění rostlinné dominanty (bezkolenec modrý, *Molinia caerulea*) z rostlinného společenstva na chemické a biologické vlastnosti půdy.

Dílčí hypotézy jsou:

- 1) Hnojení ovlivní chemickou a biologickou aktivitu půdy přímo zvýšením dostupnosti živin (N, P) a nepřímo zvýšením vstupu rostlinného materiálu do půdy.
  - 2) Kosení ovlivní chemickou a biologickou aktivitu půdy změnou čerpání živin a změnou vstupu organické hmoty do půdy. Sníží se vstup z nadzemní biomasy, ale zvýší se vstup organického materiálu z rhizodeponií.
  - 3) Vliv odstranění rostlinné dominanty na chemickou a biologickou aktivitu půdy se projeví v případě, že se změní vstup organické hmoty do půdy.
- Chemické vlastnosti půdy jsme charakterizovali pH a kationtovou výměnnou kapacitou.
  - Dostupnost živin jsme posuzovali podle množství a poměrů extrahovatelných forem C, N, P a koncentrace amonných a dusičnanových iontů.
  - Vlastnosti organické hmoty v půdě jsme odvozovali z množství a poměrů celkového obsahu C a N a extrahovatelných forem C a N.
  - Biologickou aktivitu jsme charakterizovali množstvím a poměry C, N a P v mikrobiální biomase, rychlostí respirace a mírou mineralizace N.
  - Vstup rostlinné organické hmoty jsme popisovali množstvím nadzemní biomasy a změnou  $C_{ex}$ . Kořenová biomasa rostlin bohužel nebyla zkoumána.

## **4. Metodika**

### **4.1. Popis lokality a uspořádání experimentu**

#### **4.1.1. Louka „Ohrazení“**

Místem experimentu je louka nedaleko obce Ohrazení ležící cca 10 km jihovýchodně od Českých Budějovic (GPS souřadnice 48°57' N, 14°36' E; 510 m.n.m.). Průměrná roční teplota dosahuje 7 – 8°C a průměrný roční srážkový úhrn se pohybuje kolem 620 mm.

Louka je charakterizována jako vlhká, oligotrofní a druhově bohatá. V minulosti byla dlouhodobě tradičně obhospodařována – jedenkrát až dvakrát ročně kosena. Od konce 80. let 20. století byla opuštěna. Fytocenologicky patří do svazu *Molinion* a vykazuje prvky sv. *Violion caninae*. Na začátku pokusu byl dominantním druhem bezkoleneček modrý (*Molinia caerulea*) s 35% pokryvností. Bližší popis uvádí Lepš (1999) a webové stránky projektu na: [http://botanika.prf.jcu.cz/suspa/ohrazeni\\_nove](http://botanika.prf.jcu.cz/suspa/ohrazeni_nove).

#### **4.1.2. Manipulativní experiment**

Pokus spočívá v zásahu do lučního společenstva formou pravidelného kosení, hnojení a odstranění dominantní traviny bezkolenečky modrého (*Molinia caerulea*) ve všech možných kombinacích – celkem 8 variant zásahů (*Obr. 1*). Každá varianta je provedena ve třech opakováních, tedy celý experiment sestává z 24 pokusných plošek. Plochy jsou čtverce 2 x 2 m, kdy přímo studovanou oblastí je 1 m<sup>2</sup> ve středu čtverce. Experiment byl zahájen r. 1994. Rostlinná biomasa na jednotlivých variantách v roce 2010 je uvedena v *Tab. 1 v příloze*.

#### **Forma zásahu:**

- ***hnojení:***

Hnojeno je komerčním minerálním hnojivem ve složení 12 hm % dusík ve formě nitrátu amonného (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>), 19 hm % fosfor ve formě P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> a 19 hm % draslík (K<sub>2</sub>O). Aplikuje se 65 g hnojiva na m<sup>2</sup> ročně (50 g na podzim a 15 g na jaře). To odpovídá 78 kg N ha<sup>-1</sup>, a 123 kg P a K ha<sup>-1</sup>.

- ***kosení***

Kosení kosou probíhá každoročně na přelomu června a července, pokosená biomasa je z ploch odstraněna.

- ***odstranění dominanty***

Na jaře r. 1995 byla z příslušných ploch vytrhána všechna individua *Molinia caerulea*, nově vyrostlí jedinci se každoročně odstraňují.

1 koseno odstr.	2	3 koseno odstr.	4
5 odstr.	6 koseno	7 odstr.	8 koseno
9 koseno	10 odstr.	11 koseno	12 odstr.
13	14 koseno odstr.	15	16 koseno odstr.
17 odstr.	18 koseno	19 odstr.	20 koseno
21 koseno odstr.	22	23 koseno odstr.	24

**Obr. 1:** Schéma provedení manipulativního experimentu na louce „Ohrazení“

Vysvětlivky:

*I - 24* – čísla ploch

*šedý podklad* – provedeno hnojení

*koseno* – provedeno kosení

*odstr.* – provedeno odstranění *Molinia caerulea*

## **4.2. Odběr a zpracování půd**

Provedli jsme dva odběry půd – první 1. 11. 2010 (dále podzimní odběr), druhý 5. 4. 2011 (jarní). Odběry byly provedeny půdní sondýrkou do hloubky 20 cm. Z každé z 24 pokusných ploch byly odebrány 4 vzorky půdy (na podzim z rohů vnitřního 1 m<sup>2</sup> čtverce, na jaře ze středů stran čtverce). Každou sondu jsme uložili zvlášť do igelitových sáčků.

Okamžitě po návratu z terénu jsme jednotlivé dílčí sáčky zvažili pro výpočet objemové hmotnosti. Poté jsme příslušné čtyři dílčí vzorky sesypali do jednoho smíšeného vzorku pro každou plochu a předběžně je homogenizovali pro odebrání několika gramů půdy na hluboké zamrazení pro potřeby enzymové analýzy apod. Tyto vzorky bylo potřeba zamrazit co

nejrychleji, protože měly sloužit pro analýzu ukazatelů, které podléhají rychlým změnám. V následujících dnech jsme půdy homogenizovali prosetím přes 2 mm síto. Poté jsme vzorky rozdělili na dvě části. Část půdy jsme skladovali ve vlhkém stavu v chladicím boxu při 4°C a druhou část jsme ponechali vysušit do konstantní hmotnosti při laboratorní teplotě.

Vlhké půdy byly použity ke stanovení pH a obsahu  $\text{NH}_4^+$  a  $\text{NO}_3^-$  iontů. Dále byly využity na založení inkubačního pokusu, během kterého byly stanoveny extrahovatelné formy C, N, P, obsahy C, N, P v mikrobiální biomase a jejich změna v čase, respirace, amonifikace a nitrifikace.

Vysušené půdy byly proměřeny na celkový obsah C a N na elementárním analyzátoru a byly použity na stanovení kationové výměnné kapacity.

### **4.3.Laboratorní analýzy**

Pokud není uvedeno jinak, analýza každého vzorku půdy byla prováděna ve dvou laboratorních opakováních, což nám ve výsledku dá 6 naměřených hodnot pro každou z 8 kombinací aplikovaných zásahů.

Laboratorní zpracování vzorků až do finálního měření jsem prováděl já. Případné výjimky jsou uvedeny.

#### **4.3.1. Analýzy prováděné na čerstvé půdě**

##### **4.3.1.1. Stanovení sušiny**

Do předem zvážené hliníkové váženky jsme přidali cca 5 g půdy a opět ji zvážili. Poté byly váženky s čerstvou půdou uloženy do sušárny na 5 hodin při teplotě 105°C. Po vysušení jsme vzorek i s váženkou znovu zvážili. Sušina představuje hmotnostní podíl suché půdy v čerstvém vzorku. Stanovení sušiny bylo provedeno pouze v jednom laboratorním opakování.

#### **Výpočet sušiny**

$$s = \frac{ms - mv}{ml - mv}$$

*ms* – hmotnost váženky se suchou půdou [g]

*ml* – hmotnost váženky s vlhkou půdou [g]

*mv* – hmotnost váženky [g]

#### 4.3.1.2. Stanovení pH

Do 100 ml NTS jsme navázili 5 g půdy a následně je zalili 25 ml destilované vody. Po hodinovém třepání (170 ot./min) bylo pomocí pH metru (pH 315i, WTW) změřeno pH extraktu.

#### 4.3.1.3. Obsah $\text{NH}_4^+$ a $\text{NO}_3^-$ iontů

Protože se obsah amonných a dusičnanových iontů v uskladněných půdách mohl relativně rychle měnit, provedli jsme jejich extrakci do několika dnů po odběru. 5 g vlhké půdy jsme extrahovali 20 ml 0,5 M  $\text{K}_2\text{SO}_4$  hodinovým třepáním na horizontální třepačce při 170 ot./min. Extrakt jsme následně centrifugovali (4000 ot./min po dobu 10 minut) a přefiltrovali přes skleněný filtr. Vzorky byly zamražené a později spektrofotometricky analyzovány na FIA (Flow Injection Analyzer, Foss Tecator). Měření bylo provedeno laborantkou.

#### Výpočet koncentrace N-NH<sub>4</sub>

(vzorec pro N-NO<sub>3</sub> totožný)

$$c = \frac{(c_{\text{N-NH}_4} - B) * V}{m * s} = [\mu\text{g} / \text{g suché půdy}]$$

$c_{\text{N-NH}_4}$  – koncentrace amonných iontů v extraktu [mg N-NH<sub>4</sub>/l]

$B$  – koncentrace amonných iontů ve slepém vzorku [mg N-NH<sub>4</sub>/l]

$V$  – objem extrakčního činidla [ml]

$m$  – hmotnost půdy [g]

$s$  - sušina

#### 4.3.1.4. Inkubační experiment

Základní mikrobiální charakteristiky jsme zkoumali během třítydenní inkubace. Na začátku pokusu jsme od každé z půd navázili 60 g do 300 ml NTS lahví. Jejich hrdla jsme překryli parafilmem, do kterého jsme jehlou prorazili několik otvorů (aby půdy nevysychaly, ale zároveň měly dostatek kyslíku). Poté byly uloženy do inkubátoru při teplotě 20°C. Po jednom týdnu inkubace jsme provedli extrakci extrahovatelného a mikrobiálního C, N, P. V průběhu třetího týdne byla měřena rychlost respirace. Po třech týdnech od začátku inkubace jsme provedli druhé extrakce C, N, P a na závěr jsme opět museli stanovit sušinu pro zpřesnění výsledků, protože půdy v průběhu inkubace i přes naše opatření vysychaly.



### ***C a N v mikrobiální biomase***

Mikrobiální C a N jsme stanovili chloroformovou fumigačně-extrakční metodou podle Vance et al. (1987) a Cabrera & Beare (1993). Extrakce jsme provedli v prvním a třetím týdnu inkubace. Z každé z 300 ml lahvíček, ve kterých byly půdy inkubovány, bylo do čtyř 100 ml NTS lahví naváženo 5 g půdy. Polovinu vzorků jsme ihned extrahovali 20 ml 0,5 M K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (1 hod třepání při 170 ot./min, 10 min centrifugace při 4000 ot./min, filtrace přes skleněný filtr, uložení extraktu do mrazáku) a druhou polovinu jsme umístili do exsikátoru a po dobu 24 hodin vystavili účinku par chloroformu. Poté jsme ji extrahovali a zpracovali stejným způsobem jako předchozí část. Stanovení koncentrace C a N v extraktech bylo provedeno na TOC/TN analyzátoru (LiquiTOC II, Elementar). Měření bylo provedeno laborantem.

C a N z nefumigovaných variant je dále uváděn jako extrahovatelný.

Páry CH<sub>3</sub>Cl způsobují porušení mikrobiálních buněk a vylití jejich obsahu do půdy. Z rozdílu koncentrací C a N v nefumigovaném a fumigovaném vzorku lze výpočtem odhadnout obsah těchto prvků v mikrobiální biomase.

### Výpočet obsahu C v půdě nefumigovaného vzorku

(vzorec pro fumigovanou variantu totožný)

$$C_{NF} = \frac{(cC_F - BL) * V}{m * s} = [\mu\text{g/g suché půdy}]$$

*cC<sub>F</sub>* – koncentrace C v extraktu nefumigovaného vzorku [ $\mu\text{g/l}$ ]

*BL* – koncentrace C ve slepém vzorku [ $\mu\text{g/l}$ ]

*V* – objem extrakčního činidla [ml]

*m* – hmotnost navážky půdy [g]

*s* – sušina půdy

### Výpočet C v mikrobiální biomase

$$C_{mic} = \frac{C_F - C_{NF}}{0,38} = [\mu\text{g/g suché půdy}]$$

*C<sub>NF</sub>* – koncentrace C v nefumigovaném vzorku [ $\mu\text{g/g suché půdy}$ ]

*C<sub>F</sub>* – koncentrace C ve fumigovaném vzorku [ $\mu\text{g/g suché půdy}$ ]

*0,38* – korekční koeficient dle Vance et al. (1987)

### Výpočet obsahu N v půdě nefumigovaného vzorku

(vzorec pro fumigovanou variantu totožný)

$$N_{NF} = \frac{(c_{NF} - BL) * V}{m * s} = [\mu\text{g/g suché půdy}]$$

$c_{NF}$  – koncentrace N v extraktu nefumigovaného vzorku [ $\mu\text{g/l}$ ]

$BL$  – koncentrace N ve slepém vzorku [ $\mu\text{g/l}$ ]

$V$  – objem extrakčního činidla [ml]

$m$  – hmotnost navážky půdy [g]

$s$  – sušina půdy

### Výpočet N v mikrobiální biomase

$$N_{mic} = \frac{N_F - N_{NF}}{0,54} = [\mu\text{g .g suché půdy}]$$

$N_{NF}$  – koncentrace N v nefumigovaném vzorku [ $\mu\text{g/g suché půdy}$ ]

$N_F$  – koncentrace N ve fumigovaném vzorku [ $\mu\text{g/g suché půdy}$ ]

$0,54$  – korekční koeficient dle Brookes et al. (1982)

### ***P v mikrobiální biomase***

Mikrobiální P jsme stanovili podle Brookes et al. (1982) a Kalčík & Macháček (1995). Z každé inkubační lahvičky jsme do tří 100 ml lahví navážili 5 g (u jarních extrakcí 3 g) půdy. První vzorek jsme ihned extrahovali 75 ml 0,5 M  $\text{NaHCO}_3$  o  $\text{pH}=8,5$  (u jarních 45 ml). Druhý jsme extrahovali stejným extraktantem s přidávkou vnitřního standardu (0,5 ml roztoku  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  o známé koncentraci). Vzorek ve třetí lahvičce byl fumigován chloroformem a extrakce 0,5 M  $\text{NaHCO}_3$  následovala druhý den.

Po přidání extrakčního činidla jsme vzorky nechali jednu hodinu třepat na horizontální třepačce (170 ot./min), deset minut centrifugovat (4000 ot./min). Následně jsme odebrali 25 ml extraktu do 100 ml NTS lahve. K němu jsme přidali 1,75 ml 4,5 M  $\text{H}_2\text{SO}_4$  a ponechali při  $4^\circ\text{C}$  po dobu 24 hod stát. Poté jsme vzorky zfiltrovali přes papírový filtr (modrá páska KA4) a zamrazili.

Obsah fosforu v extraktech jsme stanovili spektrofotometricky. Do 20 ml zkumavky jsme napipetovali 10 ml extraktu, přidali 0,8 ml činidla obsahujícího molybdenan amonný a vinan antimonylo-draselný. Po tomto přidávku ortofosforečnanu uvolněné extrakcí vytvořily komplex, který byl následně redukován činidlem (1,6 ml) obsahujícím kyselinu askorbovou za vzniku fosfoantimonylomolybdenanové modři. Intenzita zabarvení proměřená absorpcí

spektrometrem při 886 nm odpovídá koncentraci ortofosforečnanových iontů. Absorbance vzorků jsme změřili na absorpčním spektrofotometru (Genesys 10S UV-Vis, Thermo scientific).

### Výpočet P v mikrobiální biomase

$$P_{mic} = \frac{(F - NF) * C_{vs}}{(VS - NF) * 0,4} = [\mu\text{g P/g suché půdy}]$$

*F* – množství P-PO<sub>4</sub> ve fumigovaném vzorku [μgP/g suché půdy]  
*NF* – množství P-PO<sub>4</sub> v nefumigovaném vzorku [μgP/g suché půdy]  
*VS* – množství P-PO<sub>4</sub> ve vzorku s přidavkem standardu [μgP/g suché půdy]  
*c<sub>vs</sub>* – množství přidaného vnitřního standardu [μgP/g suché půdy]  
*0,4* – korekční koeficient dle Brookes et al. (1982)

### ***Rychlost respirace (mineralizace C)***

Rychlost respirace jsme měřili jako nárůst koncentrace CO<sub>2</sub> v čase. 300 ml NTS lahve se vzorky včetně tří prázdných lahviček jsme neprodyšně uzavřeli gumovými víčky a vrátili je zpět do inkubátoru. Po dvou dnech jsme na plynovém chromatografu změřili koncentrace CO<sub>2</sub> ve vzduchu uvnitř lahviček. Po odečtení koncentrace CO<sub>2</sub> ze vzduchu v lahvičkách bez půdy od koncentrace v lahvičkách s půdou lze zjistit produkce CO<sub>2</sub> a po vydělení časem byla stanovena rychlost respirace na jednotku času.

### Objem CO<sub>2</sub> v plynném obsahu nádoby

$$G = \frac{c_{CO_2} * V_G}{1000} = [\mu\text{l CO}_2]$$

*c<sub>CO2</sub>* – koncentrace CO<sub>2</sub> změřená přístrojem [ppm]  
*V<sub>G</sub>* – objem nádoby se vzorkem [ml]

### Objem CO<sub>2</sub> rozpuštěného v půdním roztoku

$$L = 0,83 * p_{CO_2} * V_L = [\mu\text{l CO}_2]$$

*p<sub>CO2</sub>* – parciální tlak CO<sub>2</sub> (*c<sub>CO2</sub>*/10<sup>6</sup>)  
*V<sub>L</sub>* – objem půdního roztoku

### Objem CO<sub>2</sub> vyprodukovaného na gram suché půdy

$$V_{CO_2} = \frac{G + L - c_{bl}}{m * s} = [\mu\text{l CO}_2/\text{g suché půdy}]$$

*c<sub>bl</sub>* – koncentrace CO<sub>2</sub> ve slepém vzorku  
*m* – hmotnost půdy ve vzorku  
*s* – sušina půdy

## Rychlost respirace

$$Y = 0,536 * \frac{V_{CO_2}}{t} = [\mu\text{g C-CO}_2 \cdot \text{g suché půdy} \cdot \text{den}^{-1}]$$

$t$  – délka inkubace [dny]  
 $0,526$  – koeficient přepočtu z  $\mu\text{l CO}_2$   
na  $\mu\text{g C-CO}_2$

Takto se vypočítá bazální respirace půdy. Větší výpovědní hodnotu má tzv. specifická respirace, která se vypočítá jako podíl bazální respirace a C v mikrobiální biomase a udává množství vyprodukovaného CO<sub>2</sub> na jednotku biomasy.

### *Amonifikace a nitrifikace*

Amonifikace (resp. nitrifikace) byla stanovena jako rozdíl obsahu NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (resp. NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) v extrakci ze třetího a z prvního týdnu inkubace. Koncentrace iontů byla stanovena stejným způsobem jako po odběru za použití nefumigovaných extraktů.

## **4.3.2. Analýzy prováděné na vysušené půdě**

### **4.3.2.1. Celkový C a N**

Pro stanovení C<sub>tot</sub> a N<sub>tot</sub> jsme do cínové kapsle navázili 6 – 8 mg půdy namleté na kulovém mlýně. Přesnou navážku jsme si zaznamenali. Po změření na elementárním analyzáru (Elementar Analysensysteme GmbH) jsme naměřený obsah C a N v analyzovaných kapslích přepočítali na koncentraci na gramy suché půdy. Stanovení C<sub>tot</sub> a N<sub>tot</sub> bylo provedeno v jednom laboratorním opakování. Měření bylo provedeno pracovníkem.

### Celkový C:

(vzorec pro celkový N totožný)

$$C_{\text{tot}} = \frac{c}{m} * 1000 = [\text{mg/g suché půdy}]$$

$c$  – množství C změřené analyzátozem [mg]  
 $m$  – hmotnost navážky [mg]

### **4.3.2.2. Kationtová výměnná kapacita**

KVK byla stanovena podle Thomas (1982). Uvedeny jsou pouze výsledky analýzy podzimního odběru.

### ***Stanovení bazických kationtů***

Před vlastní analýzou jsme každý vzorek suché půdy rozetřeli v třecí misce. Poté bylo od každé půdy naváženo do centrifugovací zkumavky 2,5 g. Následovala třífázová extrakce 50 ml 1 M roztokem NH<sub>4</sub>Cl. Nejprve jsme extrahovali do 20 ml NH<sub>4</sub>Cl (1 hod třepání při 150 ot./min, centrifugace při 4000 ot./min). Následovala extrakce 15 ml (1 hod třepání při 150 ot./min, centrifugace při 4000 ot./min) a znovu 15 ml (15 hod třepání při 150 ot./min, centrifugace při 4000 ot./min). Všechny tři dílčí extrakty byly slity do jedné lahvičky a následně filtrovány přes skleněný filtr. Obsah K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> a Mg<sup>2+</sup> byl změřen na atomovém absorpčním spektrometru (Varian AA 240FS). Měření bylo provedeno laborantem. Koncentrace v extraktu jsme přepočítali na meq/l. Ekvivalent [eq] je množství látky, které zreaguje s jedním molem H<sup>+</sup>. Celkový obsah bazických kationtů se spočítá jednoduše jako suma K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> a Mg<sup>2+</sup>.

#### Koncentrace K<sup>+</sup>

(vzorec pro Na<sup>+</sup> totožný)

$$K = \frac{c - BL}{M} * 20 \quad = [\text{meq/g suché půdy}]$$

*c* – koncentrace K<sup>+</sup> v extraktu  
*BL* – koncentrace K<sup>+</sup> ve slepém vzorku  
*M* – reativní atomová hmotnost K

#### Koncentrace Ca<sup>2+</sup>

(vzorec pro Mg<sup>2+</sup> totožný)

$$Ca = \frac{c - BL}{M} * 40 \quad = [\text{meq/g suché půdy}]$$

*c* – koncentrace Ca<sup>2+</sup> v extraktu  
*BL* – koncentrace Ca<sup>2+</sup> ve slepém vzorku  
*M* – reativní atomová hmotnost Ca

### ***Stanovení Al<sup>3+</sup> a H<sup>+</sup>***

(Tato analýza byla provedeno Marií Krausovou)

Příprava vzorků a extrakce proběhla stejným způsobem s výjimkou toho, že extrakčním činidlem byl 1 M roztok KCl a vzorky nebyly filtrovány. Poté bylo 10 ml extraktu napipetováno do zkumavky a přidáno 30 ml destilované H<sub>2</sub>O. Do roztoku byly přidány tři kapky fenolftaleinu a následně byl roztok titrován 0,1 M NaOH do dosažení růžového zbarvení, čímž byl zjištěn obsah Al<sup>3+</sup> a H<sup>+</sup> dohromady. Poté bylo přidáno 1,5 ml

roztoku fluoridu draselného a titrováno 0,1M HCl do odbarvení, čímž byl zjištěn obsah  $Al^{3+}$ .  
Množství  $H^+$  bylo poté zjištěno pouhým odečtením obsahu  $Al^{3+}$  od sumy  $Al^{3+}$  a  $H^+$ .

#### Výpočet sumy $Al^{3+}$ a $H^+$

$$Al + H = \frac{(V_{NaOH} - V_{BL}) * T}{0,01} * \frac{V_{ex}}{m} = [\text{meq/g suché půdy}]$$

$V_{NaOH}$  – objem spotřebovaného NaOH [ml]  
 $V_{BL}$  – objem NaOH spotřebovaného při titraci slepého vzorku [ml]  
 $T$  – titr  
 $V_{ex}$  – objem extrakčního činidla [l]  
 $m$  – hmotnost navážky půdy [g]

#### Výpočet $Al^{3+}$

$$Al = (V_{HCl} - V_{BL}) * T * 100 * \frac{V_{ex}}{m} = [\text{meq/g suché půdy}]$$

$V_{HCl}$  – objem spotřebované HCl [ml]  
 $V_{BL}$  – objem HCl spotřebované při titraci slepého vzorku [ml]  
 $T$  – titr  
 $V_{ex}$  – objem extrakčního činidla [l]  
 $m$  – hmotnost navážky půdy [g]

Celková kationová výměnná kapacita se vypočítá jako součet koncentrací všech bazických kationtů a  $Al^{3+}$  a  $H^+$ .

#### Výpočet KVK

$$KVK = K + Na + Ca + Mg + Al + H = [\text{meq/g suché půdy}]$$

### **4.4. Statistické zpracování dat**

Pokud analýza měla více než jedno laboratorní opakování, zprůměrovali jsme získané hodnoty pro každou z 24 ploch. Tím jsme získaly pro každou z osmi kombinací zásahů 3 číselné hodnoty. Zprůměrováním hodnot se částečně omezil vliv heterogenity půdy a prakticky (až na jednu výjimku) vyřešil problém s (ne)heterogenitou variancí.

Statistické výpočty byly provedeny v programu Statistica for Windows 8.0 (Statsoft Inc.). Vliv zásahů byl porovnáván faktoriální analýzou variancí (Factorial ANOVA). Korelace proměnných byly počítány pomocí korelačních matic (Correlations Matrices).

Výpočty surových dat, průměrů výsledných hodnot se směrodatnými odchylkami a tvorba grafů byly provedeny v MS Office Excel 2007 (Microsoft). Sloupcové grafy zobrazují průměrnou hodnotu pro daný parametr + směrodatnou odchylku.

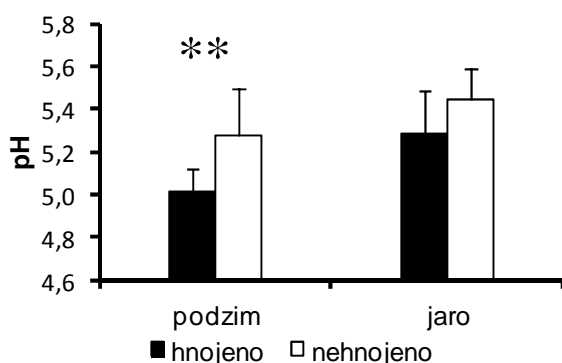
## 5. Výsledky

### 5.1. Vliv hnojení

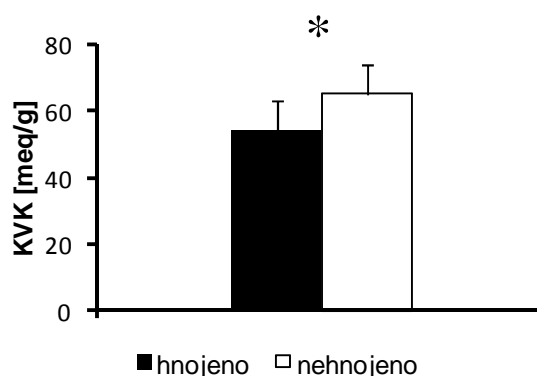
#### 5.1.1. Vliv hnojení na chemismus půdy

Vlivem hnojení došlo k prokazatelnému snížení pH půdy v podzimním odběru ( $p < 0,01$ ). Jarní výsledky tento trend také naznačují, ovšem bez statisticky průkazného rozdílu ( $p < 0,07$ ). Navíc v půdách z jarního odběru pH dosahovalo vyšších hodnot (Obr. 2).

Obr. 2: Vliv hnojení na pH půdy, \*\*  $p < 0,01$ .

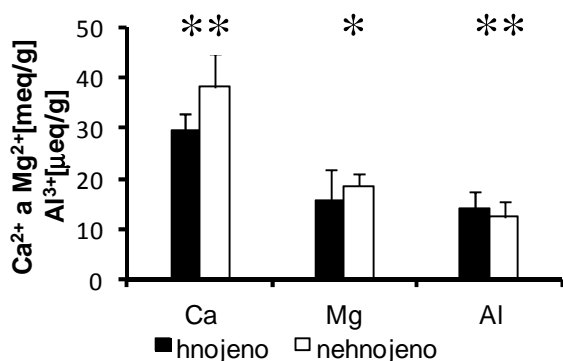


Obr. 3: Vliv hnojení na kationtovou výměnnou kapacitu půdy, \*  $p < 0,05$ .

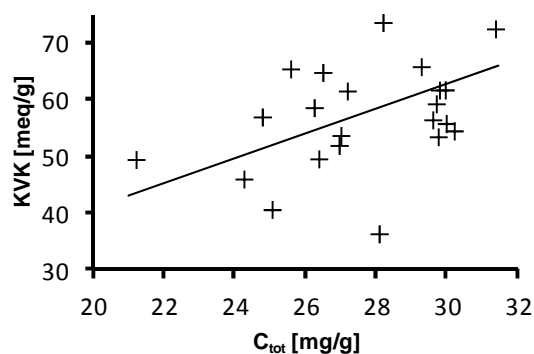


Kationtová výměnná kapacita byla aplikací hnojiva průkazně snížena ( $p < 0,05$ ; Obr. 3). Došlo ke změnám koncentrací některých bazických a hlinitých kationtů. Na hnojených plochách jsme našli průkazně nižší koncentrace  $\text{Ca}^{2+}$  ( $p < 0,01$ ) a  $\text{Mg}^{2+}$  ( $p < 0,05$ ) kationtů a zároveň průkazně vyšší koncentrace  $\text{Al}^{3+}$  ( $p < 0,01$ ; Obr. 4). Koncentrace  $\text{K}^+$  a  $\text{Na}^+$  nebyly hnojením ovlivněny (data v Tab. 2 v příloze).

Obr. 4: Vliv hnojení na množství  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  a  $\text{Al}^{3+}$  v půdě, \*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ .



Obr. 5: Korelace mezi celkovým C a kationtovou výměnnou kapacitou půdy ( $r = 0,598$ ,  $p < 0,01$ ).

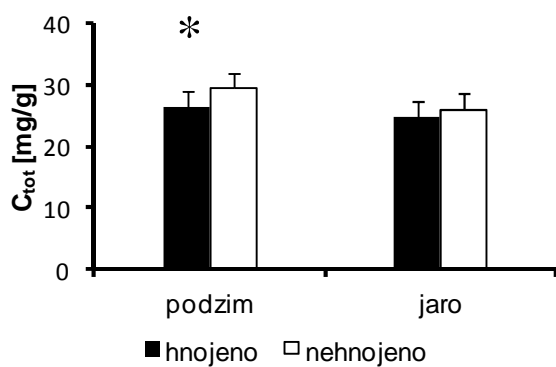


V podzimním odběru jsme našli průkaznou pozitivní korelaci mezi KVK a  $C_{tot}$  ( $r=0,598$ ,  $p<0,01$ ; *Obr. 5*) a  $N_{tot}$  ( $r=0,544$ ,  $p<0,01$ ; *graf neuveden*).

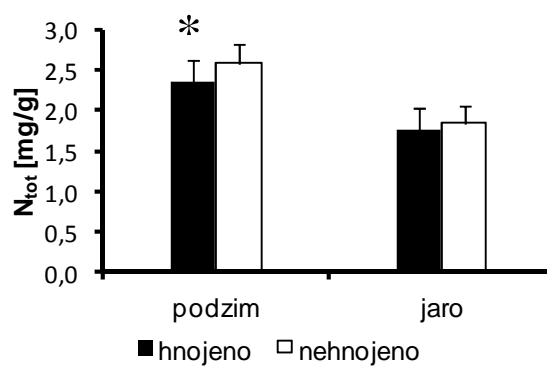
### 5.1.2. Vliv hnojení na C, N a P v půdě

Vlivem hnojení došlo ke statisticky průkaznému snížení celkového C ( $p<0,05$ ; *Obr. 6*) a N ( $p<0,05$ ; *Obr. 7*) v podzimním odběru. V jarních analýzách byly obsahy  $C_{tot}$  i  $N_{tot}$  také nižší na hnojených variantách, tento trend však nebyl statisticky průkazný. Ani v jednom z odběrů nebyl nalezen vliv hnojení na poměr  $C_{tot}:N_{tot}$  (*data v Tab. 3 v příloze*).

**Obr. 6:** Vliv hnojení na celkový obsah C v půdě, \*  $p<0,05$ .

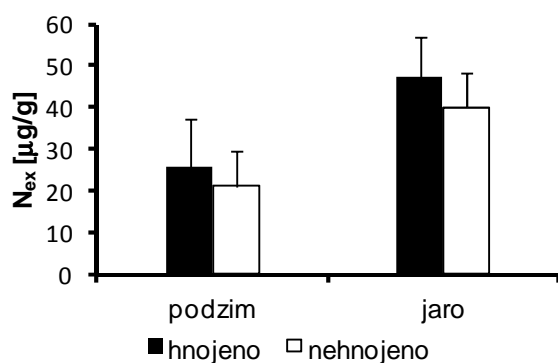


**Obr. 7:** Vliv hnojení na celkový obsah N v půdě, \*  $p<0,05$ .

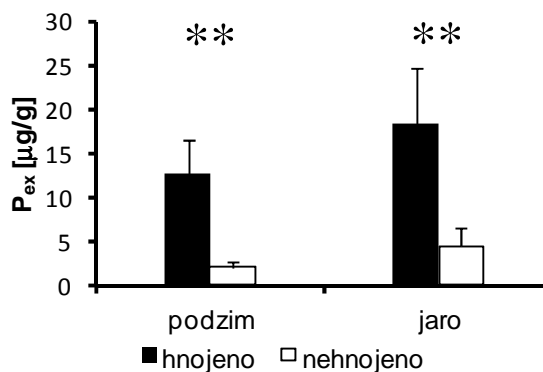


Extrahovatelný C podle našich výsledků nebyl ani v jednom z obou odběrů hnojením ovlivněn (*data v Tab. 3 v příloze*). Z *Obr. 8* je možno pozorovat zvýšení extrahovatelného N v obou odběrech. Tento rozdíl je však statisticky neprůkazný. Naopak jednoznačně průkazný pozitivní vliv mělo hnojení na množství extrahovatelného P v půdě (obě  $p<0,01$ ). Jeho koncentrace dosahovaly na hnojených plochách až pětinasobných hodnot ve srovnání s nehnojenými (*Obr. 9*).

**Obr. 8:** Vliv hnojení na množství extrahovatelných forem N v půdě.



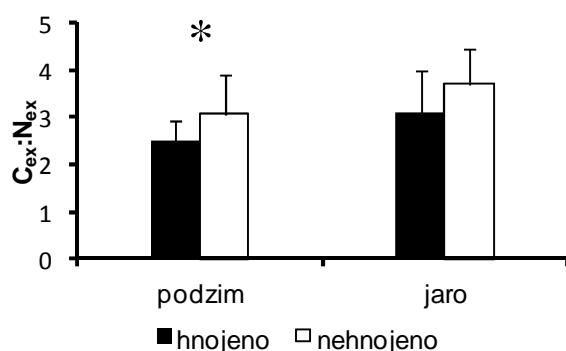
**Obr. 9:** Vliv hnojení na množství extrahovatelných forem P v půdě, \*\*  $p<0,01$ .



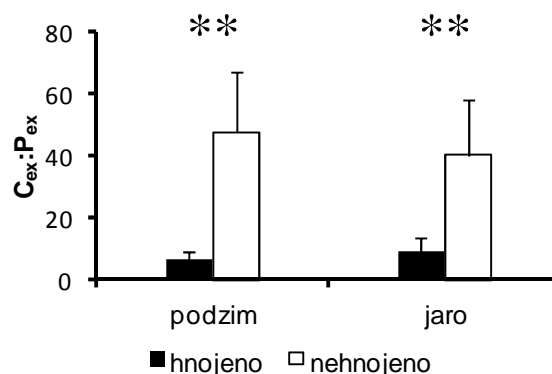


Ačkoli bylo zvýšení  $N_{ex}$  v obou odběrech neprůkazné (*data v Tab. 3 v příloze*), zvýšené množství dusíku se projevilo v nižších poměrech  $C_{ex}:N_{ex}$  v hnojených variantách v obou odběrech, na podzim statisticky průkazně ( $p < 0,05$ ; *Obr. 10*). Rozdíly v koncentracích  $NH_4^+$  a  $NO_3^-$  mezi hnojenými a nehnojenými variantami nalezeny nebyly (*data v Tab. 4 v příloze*). Velký rozdíl v množství extrahovatelného P mezi hnojenými a nehnojenými plochami se promítl do statisticky průkazně nižších poměrů  $C_{ex}:P_{ex}$  ( $p < 0,01$ ; *Obr. 11*) i  $N_{ex}:P_{ex}$  ( $p < 0,01$ ; *data v Tab. 4 v příloze*).

**Obr. 10:** Vliv hnojení na poměr extrahovatelných forem C a N v půdě, \*  $p < 0,05$ .



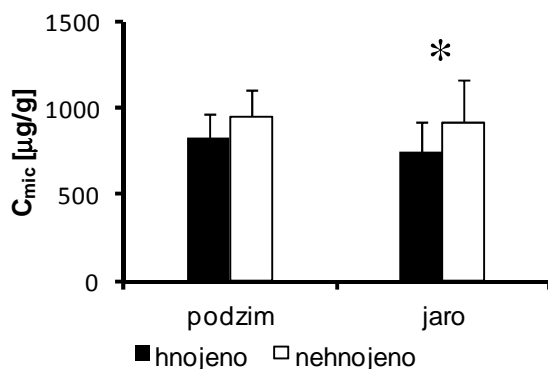
**Obr. 11:** Vliv hnojení na poměr extrahovatelných forem C a P v půdě, \*\*  $p < 0,01$ .



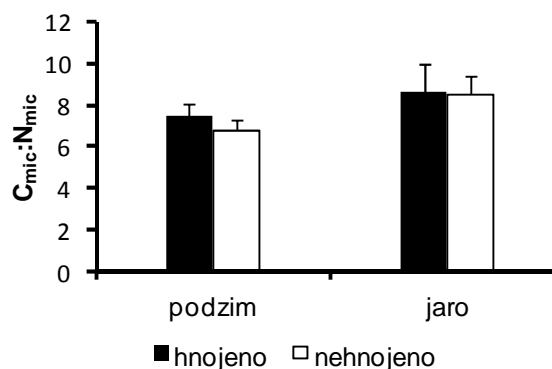
### 5.1.3. Vliv hnojení na mikrobiální biomasu a aktivitu

Na hnojených plochách jsme v obou odběrech našli nižší množství C vázaného v mikrobiální biomase. Na podzim byl tento rozdíl neprůkazný, analýzy jarních půd už přinesly odlišnosti statisticky průkazné ( $p < 0,05$ ; *Obr. 12*). Výsledky mikrobiálního N kopírovaly trend  $C_{mic}$ . Tedy úbytek vlivem hnojení na podzim těsně neprůkazný, v jarním odběru průkazný ( $p < 0,05$ ; *data v Tab. 5 v příloze*). Rozdíly mezi  $C_{mic}:N_{mic}$  byly minimální a neprůkazné v obou odběrech (*Obr. 13*).

**Obr. 12:** Vliv hnojení na množství C v mikrobiální biomase, \*  $p < 0,05$ .

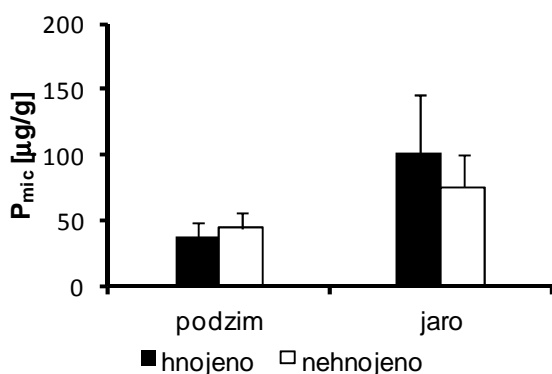


**Obr. 13:** Vliv hnojení na poměr C:N v mikrobiální biomase.



Nápadně vyšší koncentrace  $P_{ex}$  na hnojených plochách se do  $P_{mic}$  promítly jen na jaře a i tak ve statisticky neprůkazné míře (Obr. 14). I když pozorovatelné jarní zvýšení množství P vázaného v mikrobní biomase na hnojených plochách nebylo statisticky průkazné, snížení poměru  $C_{mic}:P_{mic}$  v jarních analýzách už statisticky prokázat lze ( $p < 0,05$ ). Na podzim byl poměr C a P v mikrobní biomase prakticky bez rozdílu mezi hnojenými a nehnojenými plochami (Obr. 15). Totožné výsledky přinesly i výpočty  $N_{mic}:P_{mic}$  (data v Tab. 5 v příloze).

**Obr. 14:** Vliv hnojení na množství P v mikrobní biomase.

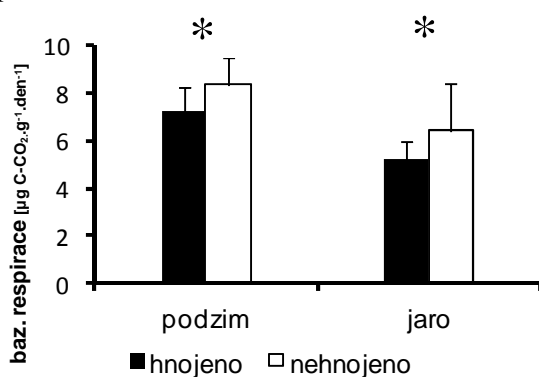


**Obr. 15:** Vliv hnojení na poměr C:P v mikrobní biomase, \*  $p < 0,05$ .

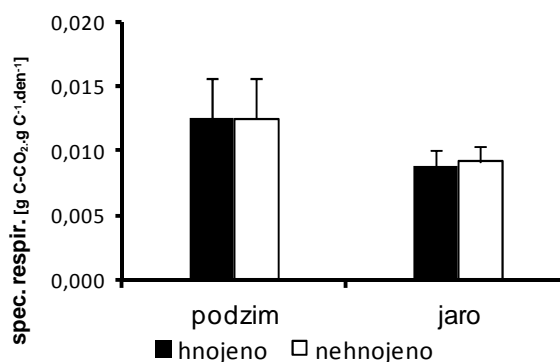


Nižší biomasa mikroorganismů zjištěná na hnojených variantách se projevila snížením bazální respirace s průkaznými rozdíly v podzimním i jarním odběru (obě  $p < 0,05$ ; Obr. 16). Specifická respirace zůstala prakticky neovlivněna hnojením (Obr. 17). Míry amonifikace ani nitrifikace se mezi hnojenými a nehnojenými plochami nelišily (data v Tab. 6 v příloze).

**Obr. 16:** Vliv hnojení na bazální respiraci půdy, \*  $p < 0,05$ .

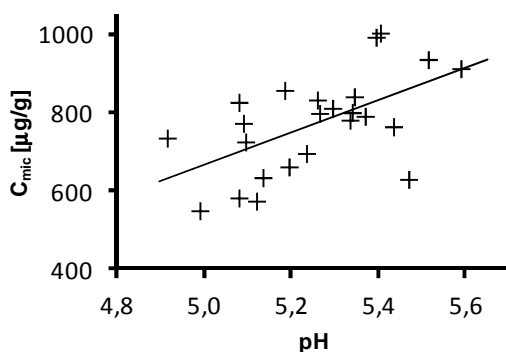


**Obr. 17:** Vliv hnojení na specifickou respiraci.

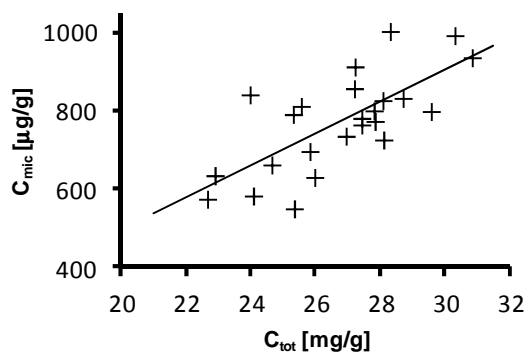


Podářilo se nám nalézt průkaznou korelaci mezi pH půdy a množstvím C v mikrobiální biomase ( $r=0,579$ ,  $p<0,01$ ; *Obr. 18*). Zprůměrovali jsme hodnoty pH a  $C_{mic}$  z podzimního a jarního odběru pro každou plochu a zjistili jsme, že se snižujícím se pH klesala i mikrobiální biomasa. Podobně korelována je mikrobiální biomasa také s celkovým obsahem C ( $r=0,716$ ,  $p<0,01$ ; *Obr. 19*) i N v půdě ( $r=0,649$ ,  $p<0,01$ ; *graf neuveden*).

**Obr. 18:** Korelace mezi průměrným pH a průměrným množstvím C v mikrobiální biomase ( $r=0,579$ ,  $p<0,01$ ).



**Obr. 19:** Korelace mezi průměrným celkovým obsahem C v půdě a průměrným množstvím C v mikrobiální biomase ( $r=0,716$ ,  $p<0,01$ ).

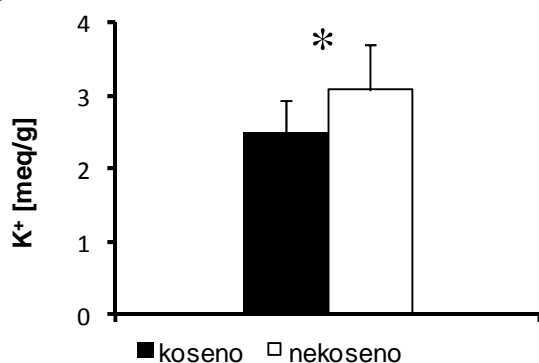


## 5.2. Vliv kosení

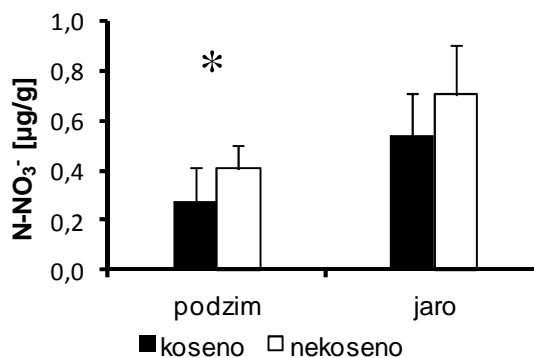
### 5.2.1. Vliv kosení na chemismus půdy

Téměř všechny veličiny chemismu půdy, které jsme v rámci tohoto pokusu sledovali, nevykázaly statisticky průkazné rozdíly mezi kosenými a nekosenými plochami (*data v Tab. 2 v příloze*). Jedinou výjimkou bylo množství  $K^+$  v půdě. Zjistili jsme průkazně nižší koncentraci draselných kationtů na kosených plochách ( $p<0,05$ ; *Obr. 20*).

**Obr. 20:** Vliv kosení na množství  $K^+$  v půdě, \*  $p<0,05$ .



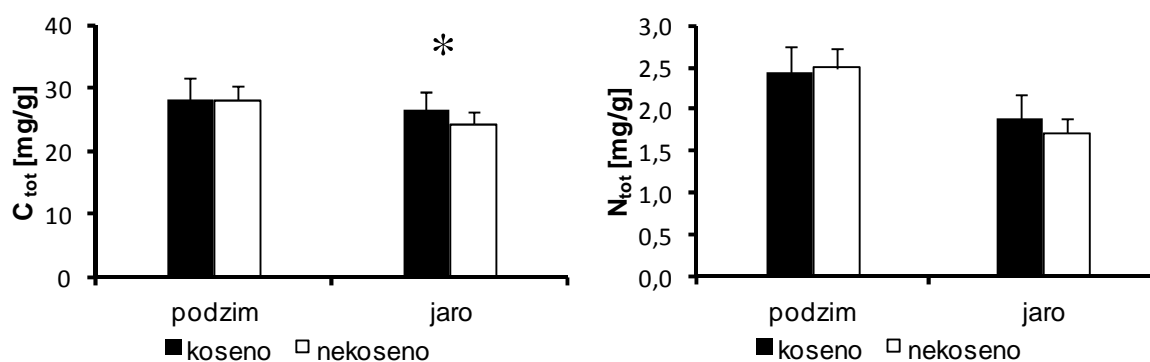
**Obr. 21:** Vliv kosení na množství N ve formě  $NO_3^-$  v půdě, \*  $p<0,05$ .



### 5.2.2. Vliv kosení na C, N a P v půdě

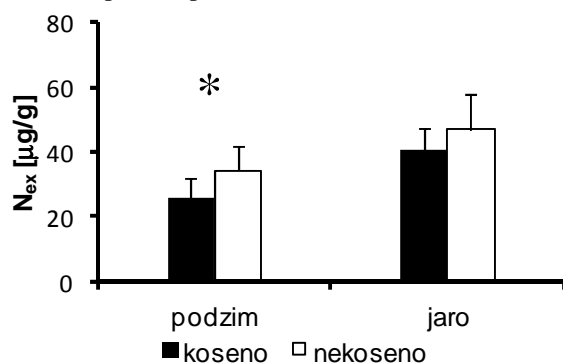
Celkový obsah uhlíku v podzimním odběru byl prakticky bez rozdílů mezi kosenými a nekosenými plochami. Naopak v jarním odběru byl průkazně vyšší celkový obsah uhlíku v kosených variantách ( $p < 0,01$ ; Obr. 22). Opět trend naznačený  $C_{tot}$  opisoval i  $N_{tot}$ . Půdy z podzimního odběru byly takřka bez rozdílů obsahu  $N_{tot}$  mezi kosenými a nekosenými variantami. Na jaře se zvýšilo množství celkového N na kosených plochách, ovšem na rozdíl od  $C_{tot}$  neprůkazně (Obr. 23). Poměr  $C_{tot}:N_{tot}$  nebyl vlivem kosení pozměněn ani v jednom z odběrů (data v Tab. 3 v příloze).

**Obr. 22:** Vliv kosení na celkový obsah C v půdě, **Obr. 23:** Vliv kosení na celkový obsah N v půdě.  
\*  $p < 0,05$ .

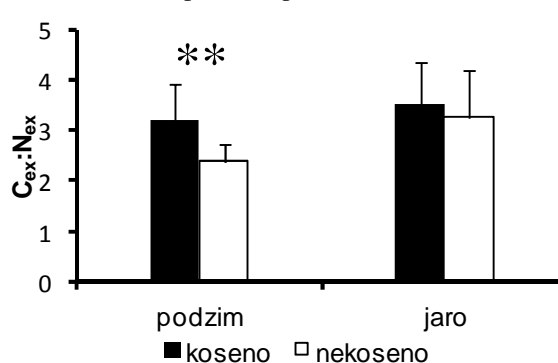


Kosené plochy se od nekosených nelišily v obsahu extrahovatelného C (data v Tab. 3 v příloze). Rozdíly v obsahu  $N_{ex}$  jsme už našli. Analýzami podzimních půd bylo zjištěno prokazatelně nižší množství  $N_{ex}$  na kosených plochách ( $p < 0,05$ ). Kosené plochy obsahovaly méně  $N_{ex}$  i v půdách odebraných na jaře, ovšem mimo meze statistické průkaznosti (Obr. 24). Také dusičnanových iontů bylo naměřeno méně na kosených variantách. Podzimní výsledky jsou prokazatelné ( $p < 0,05$ ), jarní nikoli (Obr. 21). Naměřené koncentrace  $NH_4^+$  byly mírně sníženy v půdách z podzimního odběru, ovšem statisticky neprůkazně (data v Tab. 4 v příloze). Změny v obsahu extrahovatelného N v půdě vedly ke zvýšení  $C_{ex}:N_{ex}$  na kosených plochách. V půdách z podzimního odběru bylo zvýšení průkazné ( $p < 0,01$ ). Na jaře byl zjištěný posun v  $C_{ex}:N_{ex}$  mírnější a statisticky neprůkazný (Obr. 25). Množství  $P_{ex}$  v půdě se mezi kosenými a nekosenými verzemi průkazně nelišilo (data v Tab. 3 v příloze). Zjistili jsme však průkazné zvýšení  $C_{ex}:P_{ex}$  v obou odběrech (podzim  $p < 0,05$ , jaro  $p < 0,01$ ; data v Tab. 4 v příloze). Změna v poměru  $N_{ex}:P_{ex}$  na podzim byla neprůkazná, na jaře již ano ( $p < 0,01$ ; data v Tab. 4 v příloze).

**Obr. 24:** Vliv kosení na množství extrahovatelných forem N v půdě, \*  $p < 0,05$ .



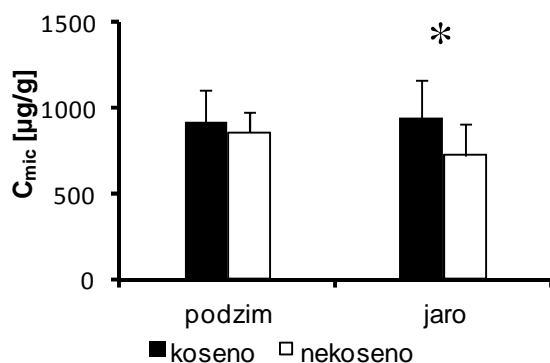
**Obr. 25:** Vliv kosení na poměr extrahovatelných forem C a N v půdě, \*\*  $p < 0,01$ .



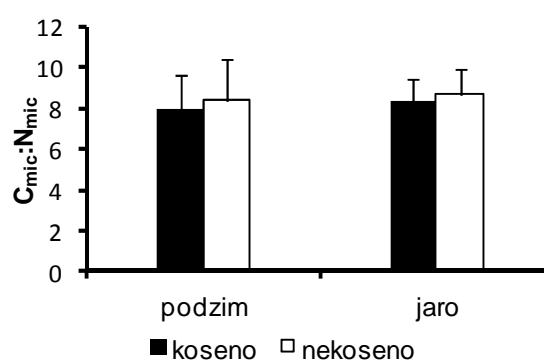
### 5.2.3. Vliv kosení na mikrobiální biomasu a aktivitu

$C_{mic}$  na kosených plochách byl mírně zvýšen v podzimním odběru, ale rozdíl nebyl statisticky průkazný. Analýzy jarních půd už ukázaly statisticky průkazný rozdíl v C zabudovaném do mikrobiální biomasy ( $p < 0,05$ ). Více  $C_{mic}$  jsme naměřili opět na kosených plochách (Obr. 26). N v mikrobiální biomase měl stejný trend. V obou odběrech jsme našli vyšší množství  $N_{mic}$  v kosených variantách, statisticky průkazně pouze na jaře ( $p < 0,01$ ; data v Tab. 5 v příloze). Poměr C:N v mikrobiální biomase zůstal na podzim i na jaře bez rozdílů mezi kosenými a nekosenými variantami (Obr. 27). Vliv kosení se na množství P v mikrobiální biomase ani poměrech C:P a N:P v mikrobiální biomase neprojevil (data v Tab. 5 v příloze).

**Obr. 26:** Vliv kosení na množství C v mikrobiální biomase, \*  $p < 0,05$ .



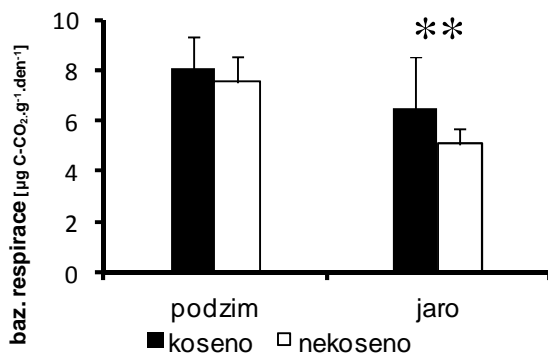
**Obr. 27:** Vliv kosení na poměr C:N v mikrobiální biomase.



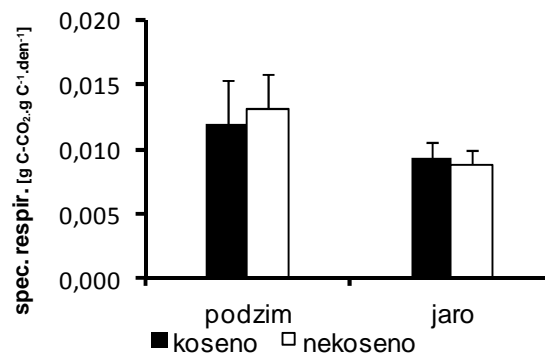
Zvýšení mikrobiální biomasy na kosených plochách se odrazilo ve zvýšení bazální respirace půdy. Rozdíl v bazální respiraci kosených a nekosených půd z podzimního odběru byl neprůkazný, ovšem jarní zvýšení bazální respirace na kosených plochách bylo statisticky průkazné ( $p < 0,01$ ; Obr. 28). Specifická respirace zůstala bez statisticky průkazných změn (Obr. 29). Nenaměřili jsme průkazné rozdíly v amonifikaci mezi kosenými a nekosenými

plochami (data v Tab. 6 v příloze). Nitrifikace byla na podzim vlivem kosení snížena ( $p < 0,05$ ), na jaře byla beze změn (data v Tab. 6 v příloze).

**Obr. 28:** Vliv kosení na bazální respiraci půdy,  
\*\*  $p < 0,01$ .



**Obr. 29:** Vliv kosení na specifickou respiraci půdy.



### **5.3. Vliv odstranění rostlinné dominanty *Molinia caerulea***

Nebyl zjištěn průkazný rozdíl v jediném sledovaném faktoru mezi plochami s ponechanou a odstraněnou dominantou.

## **6. Diskuze**

### **6.1. Vliv hnojení**

#### **6.1.1. Vliv hnojení na chemismus půdy**

Řada předchozích studií uvádí, že aplikace hnojiv obsahujících dusík v minerální formě vede ke snížení pH půdy (např. Witter et al., 1993; Juo et al., 1995; Malhi et al., 2011), což koresponduje i s našimi výsledky (*Obr. 2*). Ke kyselým účinkům  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  přispívá amonná i dusičnanová složka. Jedním z možných důvodů je nitrifikace  $\text{NH}_4^+$ , při které dochází uvolňování  $\text{H}^+$  iontů (McAndrew & Malhi, 1992). Dalším příspěvkem ke snížení pH může být volatilizace  $\text{NH}_3$  do atmosféry. Pokud  $\text{NH}_3$  vytěká do ovzduší, zůstane po  $\text{NH}_4^+$  v půdě  $\text{H}^+$  (Bolan et al., 1991). Volatilizace je ale jev spojený spíše se zásaditými půdami. V našich kyselých půdách patrně nebude volatilizace hrát významnou roli. Dusičnanové ionty nejsou na rozdíl od amonných vázány půdním sorpčním komplexem, a proto snadno dochází k jejich promývání z povrchu půdy do nižších horizontů (Brady & Weil, 2002). Pokud  $\text{NO}_3^-$  opustí půdu, zbude po něm  $\text{H}^+$ , který s ním tvořil pár (Bolan et al., 1991). Nitráty mohou odtékat i navázány na bazické kationty, které jsou poté v roztoku nahrazeny dalšími  $\text{H}^+$  (Bolan et al., 1991).

Jevem, který je spojen s okyselováním půd v souvislosti s hnojením minerálním N, je úbytek bazických kationtů (např. Balasubramanian & Singh, 1982; Haynes & Swift, 1986; Fernandez et al., 2003). I naše analýzy ukázaly snížení obsahu  $\text{Ca}^{2+}$  a  $\text{Mg}^{2+}$  iontů na hnojených plochách (*Obr. 4*). Lucas et al. (2011) uvádějí, že hnojení minerálními formami N vede ke snížení dostupnosti bazických kationtů v průměru o čtvrtinu. Bazické kationty jsou z půdy vymývány buď jako volné ionty v roztoku (Brady & Weil, 2002) nebo spolu s nitráty (viz výše). Se snižováním pH půdy dochází ke zvýšení koncentrace  $\text{Al}^{3+}$ , které mohou následně vytěsnit bazické kationty ze sorpčního komplexu půdy (Haynes & Swift, 1986), což nakonec vyústí ve zvýšený odtok bazických kationtů. I v našich hnojených variantách doprovázelo snížení pH prokazatelné zvýšení koncentrace  $\text{Al}^{3+}$  (*Obr. 4*). Nižší koncentrace  $\text{Ca}^{2+}$  a  $\text{Mg}^{2+}$  se promítly i do celkové kationtové výměnné kapacity a vedly k jejímu snížení (*Obr. 3*).

Kationtová výměnná kapacita půdy (KVK) souvisí s obsahem půdní organické hmoty (POH). Půdy s vyšším obsahem POH mají zpravidla vyšší KVK (Brady & Weil, 2002). I my jsme našli průkazné korelace mezi KVK a podzimmními hodnotami  $C_{\text{tot}}$  a  $N_{\text{tot}}$  (*Obr. 5*).

Na základě výše uvedených skutečností se domníváme, že i v našem experimentu lze úbytek  $\text{Ca}^{2+}$  a  $\text{Mg}^{2+}$  a celkové snížení KVK označit jako následek hnojení.

### 6.1.2. Vliv hnojení na C, N a P v půdě

Zatímco organická hnojiva mají zpravidla pozitivní vliv na množství POH, po použití hnojiv byl zaznamenán nárůst, ale i pokles POH (např. Conant et al., 2001; Bhattacharyya et al., 2010; Hu et al., 2011). Naše analýzy ukázaly snížení  $C_{\text{tot}}$  a  $N_{\text{tot}}$  vlivem hnojení (*Obr. 6 a 7*). Poměr  $C_{\text{tot}}:N_{\text{tot}}$  zůstal nezměněn. Množství nadzemní biomasy rostlin ani opadu nelze s tímto zjištěním spojovat, protože v roce 2010 nebyl v množství opadu a nadzemní rostlinné biomasy nalezen rozdíl mezi hnojenými a nehnojenými variantami (*Tab. 1 v příloze*). Údaje o živinovém složení rostlinné biomasy nemáme k dispozici. Podzemní rostlinná biomasa bohužel není v rámci tohoto pokusu vůbec sledována.

Jak bylo výše uvedeno, poměr  $C_{\text{tot}}:N_{\text{tot}}$  nebyl hnojením ovlivněn. Data o  $P_{\text{tot}}$  nemáme k dispozici. Hnojení ovšem pozměnilo poměry extrahovatelných forem C, N a P, což může naznačovat změnu v rozložitelnosti této frakce POH. Jednou z analýz navazujících na tuto práci bude i rozbor frakcionace POH (postupná extrakce studenou vodou, horkou vodou a koncentrovanou kyselinou chlorovodíkovou), ze kterého bude možné lépe posuzovat potenciaální změny v její kvalitě, především stabilitě.

Přídavek fosforu zvýšil množství  $P_{\text{ex}}$  na hnojených plochách až pětinašobně v porovnání s nehnojenými na podzim i na jaře (*Obr. 9*), což se promítlo do snížení poměrů  $C_{\text{ex}}:P_{\text{ex}}$  (*Obr. 11*) a  $N_{\text{ex}}:P_{\text{ex}}$ . Je tedy zřejmé, že P je dodáván v nadbytku a nevyužitý P se v půdě akumuluje jako  $P_{\text{ex}}$ . Jinak je tomu u N, jehož přídavek se na zásobě v půdě v podstatě nepodepsal. Průkazné bylo jen snížení C:N extrahovatelných forem POH v podzimním odběru (*Obr. 10*). Nevzrostlo množství  $N_{\text{ex}}$ , ani zastoupení minerálních forem N v něm. Nepozorovali jsme nárůst N vázaného v mikrobiální biomase a nezměnil se C:N poměr mikrobiální biomasy (viz níže). Zároveň nedošlo ani k nárůstu rostlinné biomasy na hnojených plochách. Živinové složení rostlinné biomasy bohužel nemáme k dispozici. Z těchto výsledků usuzujeme, že N pravděpodobně není limitujícím prvkem ve studovaném ekosystému. Dusík přidaný v hnojivu není proto v dostatečné míře využíván a je zřejmě ve formě  $\text{NO}_3^-$  z rhizosféry vymýván do půdního profilu. To koresponduje s výše uvedenými ztrátami bazických kationtů. Na základě relativně nízkých poměrů  $C_{\text{tot}}:N_{\text{tot}}$  (12:1) a hlavně  $C_{\text{ex}}:N_{\text{ex}}$  (3:1) na nehnojených plochách se domníváme, že studovaný půdní ekosystém může



být limitován nedostatkem C. V úvahu může samozřejmě přicházet i jiný faktor, který zatím nedokážeme pojmenovat.

### 6.1.3. Vliv hnojení na mikrobiální biomasu a aktivitu

Na hnojených variantách jsme zjistili nižší množství C v mikrobiální biomase (*Obr. 12*). V literatuře nacházíme více autorů, kteří spojují aplikaci dusíkatých minerálních hnojiv s úbytkem mikrobiální biomasy (např. Ge et al, 2009; Heinze et al, 2010; Li et al. 2010). Důvodem může být snížení pH způsobené hnojením minerálními N hnojivy, kterému jsme se věnovali výše. Vliv úbytku mikrobiální biomasy a změny složení mikrobiálních společenstev se snižováním pH popisují práce např. Rousk et al. (2009) a Aciego Pietri & Brookes (2009). Jejich výsledky napovídají tomu, že snížení pH doprovází celkové snížení mikrobiální biomasy a navíc posun poměru hub a bakterií ve prospěch hub. Podle nich příčinami změn vlivem snížení pH může být zvýšený obsah  $Al^{3+}$  (Aciego Pietri & Brookes, 2009) nebo jiná fyziologická potřeba  $H^+$ , kdy nižší koncentrace  $H^+$  limituje růst hub a naopak vysoké koncentrace  $H^+$  negativně ovlivňují bakterie (Rousk et al., 2009). Naopak Smith et al. (2008) pozorovali zvýšení zastoupení bakterií. Hraško (1985) tento jev vysvětluje tím, že s minerálním hnojivem jsou do půdy dodávány pouze minerální živiny a nikoli zdroj energie ve formě organické hmoty, což může houby omezovat.

I naše výsledky naznačují pozitivní vztah mez pH a mikrobiální biomasou. Po zprůměrování hodnot pH i  $C_{mic}$  z obou odběrů jsme dospěli k prokazatelné korelaci mezi pH půdy a C v mikrobiální biomase. S klesajícím pH půdy docházelo i ke snižování  $C_{mic}$  (*Obr. 18*).

Na základně našich výsledků zatím nemůžeme ověřit, že v námi studované půdě došlo vlivem snížení pH ke změně skladby společenstva. Přibližný přehled o poměru bakterií a hub ve společenstvu může dát poměr C:N v mikrobiální biomase (Nannipieri et al., 2003). Houby mají zpravidla vyšší poměr C:N v biomase než bakterie (Cleveland & Liptzin, 2007), tudíž zvýšení  $C_{mic}:N_{mic}$  může vypovídat o zvýšení relativního zastoupení hub ve společenstvu. My jsme však statisticky průkaznou změnu  $C_{mic}:N_{mic}$  nepozorovali (*Obr. 13*) a nemůžeme tedy podloženě uvažovat o změně poměru hub vůči bakteriím. Tato diplomová práce je však součástí širší studie, v jejímž rámci budou provedeny i analýzy obsahu ergosterolu (indikátor houbové biomasy) a fosfolipidických mastných kyselin (PLFA), ze kterých už bude možné porovnávat složení společenstev.

Bazální respirace půdy byla vlivem hnojení prokazatelně snížena v obou odběrech, což souvisí s průkazným snížením mikrobiální biomasy, avšak vliv na specifickou respiraci byl neprůkazný (*Obr. 16 a 17*). Zvýšení specifické respirace je používáno jako indikátor stresu (Anderson & Domsch, 1993). My jsme vliv hnojení na specifickou respiraci nenalezli, proto mikrobiální společenstva v našem pokusu patrně nejsou vlivem hnojení stresována.

Naše výsledky ukázaly také korelaci  $C_{mic}$  s celkovým obsahem C i N v půdě (*Obr. 19*). Se snížením  $C_{tot}$  i  $N_{tot}$  klesala i mikrobiální biomasa. POH je důležitým zdrojem živin a energie pro půdní mikroorganismy (Hillel, 2008). Můžeme se tedy domnívat že, nižší mikrobiální biomasa naměřená na hnojených plochách je způsobena nižším obsahem POH, jak již popsali např. Sarathchandra et al. (2001).

V podzimním odběru nebyl úbytek mikrobiální biomasy v hnojených plochách průkazný, i když výsledky tento trend naznačují. Z toho, že půdy odebrané na podzim byly pod vlivem vegetace, zatímco jarní půdy byly spíše pod vlivem chemismu půdy, můžeme usuzovat, že je možné, že vegetace dokáže částečně tlumit negativní vliv hnojení (úbytku POH) na mikroorganismy.

Zabudovávání P do mikrobiální biomasy může být ovlivněno limitacemi celkové mikrobiální biomasy jinými faktory než dostupností P. Jak bylo výše naznačeno, mikroorganismy v našem případě pravděpodobně limituje nedostatek organického C.

## **6.2. Vliv kosení**

### **6.2.1. Vliv kosení na chemismus půdy**

Kosením nedošlo ke statisticky prokazatelným změnám v chemismu půdy. Jedinou výjimkou je snížení obsahu  $K^+$  (*Obr. 20*). Jeho úbytek na kosených plochách si spojujeme s faktem, že rostliny musejí nahrazovat ztráty nadzemní biomasy. Z tohoto důvodu z půdy odčerpávají více živin než rostliny nevystavené ztrátám biomasy kosením. Pokosená biomasa je z ploch odebrána, tudíž se živiny nevrací s opadem zpět do půdy a dochází tak k jejich trvalému odsunu ze systému. Také bylo v roce 2010 na kosených plochách prokazatelně méně rostlinného opadu (*data v Tab. 1 v příloze*).

### **6.2.2. Vliv kosení na C, N a P v půdě**

Podle dostupné literatury vlivem kosení dochází ke zvýšení toku C do kořenů rostlin, což vede k nárůstu biomasy kořenů (Shimoda & Takahashi, 2009) a zvýšení exudace

(Holland et al., 1996; Guitian & Bardgett, 2000). Tím dochází k nárůstu množství POH (Kuzyakov & Domanski, 2000; Shimoda & Takahashi, 2009).

V jarním odběru bylo naměřeno prokazatelně vyšší množství  $C_{\text{tot}}$  i  $N_{\text{tot}}$  na kosených plochách (*Obr. 22 a 23*). Toto zvýšení POH přes zimu nejspíše způsobil rozklad kořenů rostlin, které po konci vegetační sezóny odumřely. Jak bylo výše uvedeno, analýzy kořenů a jejich biomasy, které by mohly tuto teorii potvrdit, bohužel nejsou součástí tohoto experimentu.

Kosení mělo vliv na množství dostupného N v půdě. V podzimním odběru, do kterého se promítl vliv rostlinného pokryvu, byla v kosených půdách prokazatelně nižší koncentrace  $N_{\text{ex}}$  a  $\text{NO}_3^-$ .  $\text{NH}_4^+$  vykazovaly také nižší hodnoty na kosených variantách, ovšem neprůkazně. Nižší obsah všech extrahovatelných forem N je možno vysvětlit tím, že dochází k odtoku  $\text{NO}_3^-$  do nižších vrstev půdy, který předpokládáme na hnojených plochách. Nebo byl N spotřebováván během vegetační sezóny rostlinami, které potřebují N k tvorbě biomasy a jejímu obnovení po kosení. Pokosená rostlinná biomasa je z ploch odstraňována, tudíž se N uložený v pokosené rostlinné biomase nevrací zpět do půdy. Nepozorovali jsme snížení KVK, které by s odtokem dusičnanů souviselo, ani nárůst N v mikrobiální biomase v půdách z podzimního odběru, proto se přikláníme k variantě, že ztrátu N z půdy způsobuje kosení spojené s odstraněním biomasy. Odčerpání N rostlinami se projevilo také zvýšením poměru extrahovatelných forem C:N (*Obr. 25*).

Jarní měření ukázalo celkově vyšší koncentrace  $N_{\text{ex}}$  v kosených i nekosených variantách, než jsme našli v podzimních analýzách. Navíc, ačkoli kosené plochy stále vykazovaly nižší obsah  $N_{\text{ex}}$ , tento rozdíl už průkazný nebyl. Domníváme se, že mikroorganismy jsou dekompozicí POH schopny ztráty  $N_{\text{ex}}$  částečně nahrazovat, což v období vegetačního klidu vede ke zvyšování jeho zásoby v půdě. Z toho, že i po zimě zůstává rozdíl mezi kosenými a nekosenými plochami zřejmý (i když neprůkazný), můžeme vyvodit, že rostliny pravděpodobně odčerpávají více N, než jsou mikroorganismy schopny mineralizovat.

### **6.2.3. Vliv kosení na mikrobiální biomasu a aktivitu**

Práce např. Tesařové (1993) či Uhlířové et al. (2005) ukazují pozitivní odpověď biomasy mikroorganismů na kosení. Nárůst mikrobiální biomasy si vysvětlují výše naznačeným zvýšením vstupu snadno rozložitelných organických látek kořeny rostlin. Naše výsledky naznačují podobný trend. V obou odběrech byl C v mikrobiální biomase vyšší na

kosených plochách, ovšem v podzimním odběru neprůkazně. Důvodem, který způsobuje to, že pozitivní vliv kosení na mikrobiální biomasu není průkazný, může být kompetice mikroorganismů s rostlinami o minerální živiny.

Naopak průkazně vyšší C i N v mikrobiální biomase na kosených plochách byly zjištěny v jarním odběru (Obr. 26). S velkou pravděpodobností tento jev nelze vysvětlit fyziologickým vlivem vegetačního krytu, protože v době odběru půd (1. dubna) byla vegetační sezóna na samém počátku a půdní mikroorganismy si s rostlinami o živiny nekonkurovaly. Nabízíme jiné vysvětlení. Jak bylo výše uvedeno, na kosených plochách je mnohem méně opadu. Díky tomu není půda zjara izolována vrstvou odumřelé biomasy a tak se na kosených plochách rychleji ohřívá, což je podloženo terénním měřením teplot (Lepš, osobní sdělení). Zvýšení teploty odstartovalo nárůst mikrobiální biomasy na kosených plochách a vedlo k jejímu zvýšení vůči nekoseným plochám. Zvýšení mikrobiální biomasy způsobilo i nárůst bazální respirace na kosených plochách za nezměněné specifické respirace (Obr. 28 a 29).

Kosení v podzimním odběru snížilo nitrifikaci, zatím co na jaře rozdíl nalezen nebyl. Je to patrně spojeno nižším obsahem  $\text{NH}_4^+$  v půdě a tím pádem úbytkem substrátu pro nitrifikaci. Toto snížení bylo pravděpodobně způsobeno čerpáním  $\text{NH}_4^+$  rostlinami během vegetační sezóny. Do jarního odběru, kdy rostliny byly ve vegetačním klidu a nečerpaly živiny z půdy, dekompozice organického materiálu nahradila ztráty  $\text{NH}_4^+$  způsobené rostlinami. Rozdíly v koncentraci  $\text{NH}_4^+$  a nitrifikaci mezi kosenými a nekosenými plochami tím byly vyrovnány.

### **6.3. Vliv odstranění rostlinné dominanty *Molinia caerulea***

Nenalezli jsme žádný prokazatelný přímý vliv odstranění dominantní traviny (*Molinia caerulea*) na chemickou či biologickou aktivitu v půdy v rámci námi sledovaných veličin. Nepozorovali jsme změnu vstupu organické hmoty do půdy.

Může to být způsobeno tím, že vliv odstranění dominanty na rozdíl od kosení a hnojení nepůsobil na všech plochách stejnou intenzitou. *Molinia* i bez umělého odstranění pod vlivem kosení a hnojení samovolně ustupuje.

Sledované parametry jsou robustní a pravděpodobně se na nich nemůže projevit změna ve složení vegetace. Můžeme ji však očekávat v druhovém složení mikrobiálního společenstva, jehož analýzy budou v rámci tohoto experimentu také provedeny.

## **7. Závěry práce**

Cílem práce je stanovit vliv hnojení, kosení a odstranění rostlinné dominanty (bezkolenec modrý, *Molinia caerulea*) z rostlinného společenstva na chemické a biologické vlastnosti půdy.

Na základě našich výsledků můžeme učinit následující závěry:

- 1) Hnojení se projevilo přímo výrazným zvýšením zásoby P v půdě a mírným zvýšením N v půdě promítnutým do statisticky průkazného snížení poměrů C:N a N:P v extrahovatelných formách. Snížilo se pH a obsah organické hmoty. Pravděpodobně následkem toho došlo ke snížení kationové výměnné kapacity a úbytku mikrobiální biomasy.
- 2) Vlivem kosení došlo v menší míře ke zvýšení zásoby organické hmoty v půdě. Zároveň byla půda ochuzena o dostupný N a K pravděpodobně odebraný s pokosenou biomasou rostlin. Mírně zvýšena byla mikrobiální biomasa v průběhu vegetační sezóny a výrazně zvýšena brzy na jaře, kdy se pokosené plochy díky absenci opadu rychleji ohřívají.
- 3) Nebyla prokázána změna vstupu organické hmoty do půdy po odstranění *Molinia caerulea*. Chemická ani biologická aktivita nebyla v námi sledovaných parametrech změněna.
- 4) Půdní ekosystém je s velkou pravděpodobností limitován nedostatkem organického C, což může být důvodem, proč se neprojevil vliv různého typu hospodaření. Především živiny dodané hnojením mohou být díky tomu využívány s omezením.

## **8. Seznam použité literatury**

- ACIEGO PIETRI J. C., BROOKES P. C. (2009): Substrate inputs and pH as factors controlling microbial biomass, activity and community structure in an arable soil. *Soil Biol Biochem* 41: 1396 – 1405.
- ANDERSON T.-H, DOMSCH K. H. (1993): The metabolic quotient for CO<sub>2</sub> (qCO<sub>2</sub>) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biol. Biochem*, 25: 393 – 395.
- ARTURSSON V., FINLAY R. D., JANSSON J. K. (2006): Interactions between arbuscular mycorrhizal fungi and bacteria and their potential for stimulating plant growth. *Environmental microbiology* 8: 1-10.
- BAIS H. P., WEIR T. L., PERRY L. G., GILROY S., VIVANCO J. M. (2006): The role of root exudates in rhizosphere interaction with plants and other organisms. *Annual review of plant biology*, 57: 233-66.
- BALÁTOVÁ-TULÁČKOVÁ E. (1993): Meadow communities of the Žďárské vrchy landscape reserve. *In: Rychnovská M. [ed.] (1993): Structure and Functioning of Seminaturnal Meadows (s. 19 – 42) . Academia, Praha, 386 s.*
- BALASUBRAMANIAN V., SINGH L. (1982): Efficiency of nitrogen fertilizer use under rainfed maize and irrigated wheat at Kadawa, northern Nigeria. *Fertilizer Research* 3: 315 – 324.
- BARDGETT R. D., WARDLE D. A., YEATES G. W. (1998): Linking above-ground and below-ground interactions: How plant responses to foliar herbivory influence soil organisms. *Soil Biol. Biochem.* 30: 1867 – 1878.
- BARDGETT R. D., USHER M. B., HOPKINS D. W. (2005): *Biological diversity and function in soils.* Cambridge University Press, Cambridge, 411 s.
- BERTIN C., YIANG X., WESTON L. A. (2003): The role of root exudates and allelochemicals in the rhizosphere. *Plant and Soil* 256: 67–83.
- BHATTACHARYYA R., PRAKSAH V., KUNDU S., SRIVASTVA A. K., GUPTA H. S., MITRA S. (2010): Long term effects of fertilization on carbon and nitrogen sequestration and aggregate associated carbon and nitrogen in the Indian sub-Himalayas. *Nutr Cycl Agroecosyst* 86:1 – 16.
- BLANCO H., LAL R. (2008): *Principles of soil conservation and management.* Springer, New York, 617 s.
- BÖHME L., LANGER U., BÖHME F. (2005): Microbial biomass, enzyme activities and microbial community structure in two European long-term field experiments. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 109: 141–152.
- BOLAN N. S., HEDELEY M. J., WHITE R. E. (1991): Processes of soil acidification during nitrogen cycling with emphasis on legume based pastures. *Plant and Soil* 134: 53-63.
- BRADY N. C., WEIL. R. R. (2002): *The nature and properties of soils.* 13. vydání, Pearson education Inc., Upper Saddle River, 960 s.
- BRODY T. (1994): *Nutritional biochemistry.* Academic press inc., San Diego, 658 s.
- BROOKES P. C., POWLSON D. S., JENKINSON D. S. (1982): Measurement of Microbial Phosphorus in Soil. *Soil Biol. Biochem.* 14: 319 – 329.

- BRUNDRETT M. (2003): Diversity and classification of mycorrhizal associations. *Biol. Rev.* 79: 473–495.
- CABRERA M. L., BEARE M. H. (1993): Alkaline persulfate oxidation for determining total nitrogen in microbial biomass extracts. *Soil Science Society of America Journals* 57: 1007 – 1012.
- CARDON Z. G., WHITBECK J. L.[eds.] (2007): *The rhizosphere: an ecological perspective*. Elsevier Inc., 212 s.
- CERTINI G., SCALENGHE R. [eds.] (2006): *Soils, Basic concepts and future challenges*. Cambridge University Press. Cambridge, 310 s.
- CLEVELAND C. C., LIPTZIN D. (2007): C:N:P stoichiometry in soil: is there a „Redfield ratio“ for the microbial biomass? *Biogeochemistry* 85: 235 – 252.
- CONANT R. T., PAUSTIAN K., ELLIOT E. T. (2001): Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. *Ecological Applications*, 11: 343 – 355.
- VAN EERKEN N., DE BOER H., BLOEM J., SCHOUTEN T., RUTGERS M., DE GOEDE R., BRUSSAARD L. (2009): Soil biological quality of grassland fertilized with adjusted cattle manure slurries in comparison with organic and inorganic fertilizers. *Biol Fertil Soils* 45:595–608.
- FERNANDEZ, I. J., RUSTAD L. E., NORTON S. A., KAHL J. S., COSBY B. J. (2003): Experimental Acidification Causes Soil Base-Cation Depletion at the Bear Brook Watershed in Maine. *Soil Science Society of America Journal* 67: 1909 – 1919.
- GE G., LI Z., FAN F., CHU G., HOU Z., LIANG Y. (2009): Soil biological activity and their seasonal variations in response to long-term application of organic and inorganic fertilizers. *Plant Soil* 326: 31 – 44.
- GIOVANETTI M., AVIO L., FORTUNA P., PELLEGRINO E., SBRANA C., STRANI P. (2006): At the root of the wood wide web: self recognition and non-self incompatibility in mycorrhizal network. *Plant Signaling & Behavior* 1: 1-5.
- GRYNDLER M., BALÁŽ M., HRŠELOVÁ H., JANSÁ J., VOSÁTKA M. (2005): *Mykorhizní symbióza: o soužití hub s kořeny rostlin*. Academia, Praha, 366 s.
- GUIZIAN R., BARDGETT R. D. (2000): Plant and soil microbial responses to defoliation in temperate semi-natural grassland. *Plant and Soil* 220: 271 – 277.
- HAVELKA B., IVANIČ J., KNOP K. (1979): *Výživa rastlín a hnojenie*. Příroda, vydavateľstvo kníh a časopisov, n.p., Bratislava, 360 s.
- HAYNES R. J., SWIFT R. S. (1986): Effects of soil acidification and subsequent leaching on levels of extractable nutrients in a soil. *Plant and Soil* 95: 327 – 336.
- HAYNES R.V., NAIDU R. (1998): Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51: 123–137.
- VAN DER HEIJDEN M. G. A., BARDGETT R. D., VAN STRAALLEN V. M. (2008): The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. *Ecology letters* 11: 296-310.

- HEINZE S., RAUPP J., JOERGENSEN R. G. (2010): Effects of fertilizer and spatial heterogeneity in soil pH on microbial biomass indices in a long-term field trial of organic agriculture. *Plant Soil* 328: 203 – 215.
- HILLEL, D. (2008): *Soil in the environment: crucible of terrestrial life*. Elsevier Inc., 307 s.
- HOLLAND J. N., CHENG W., CROSSLEY JR. D. A. (1996): Herbivore-induced changes in plant C allocation: assessment of below-ground C fluxes using carbon-14. *Oecologia* 107: 87 – 94.
- HRAŠKO J. [ed.] (1985): *Pôda a výživa rastlín výsledky 25-ročnej činnosti Výskumného ústavu pôdoznanstva a výživy rastlín v Bratislavě*. *Príroda, Bratislava*, 130 s.
- HU J., LIN X., WANG J., DAI J., CHEN R., ZHANG J., WONG M. H. (2011): Microbial functional diversity, metabolic quotient, and invertase activity of a sandy loam soil as affected by long-term application of organic amendment and mineral fertilizer. *J Soils Sediments* 11:271–280.
- CHARMAN P. E. V., MURPHY B. W. [eds.] (2007): *Soils, their properties and management*. 3. vydání, Oxford university press, South Melbourne, 461 s.
- CHU H., LIN X., FUJII T., MORIMOTO S., YAGI K., HU J., ZHANG J. (2009): Soil microbial biomass, dehydrogenase activity, bacterial community structure in response to long-term fertilizer management. *Soil Biology & Biochemistry* 39: 2971–2976.
- ILMARINEN K., MIKOLA J., NISSINEN K., VESTBERG M. (2009): Role of soil organisms in the maintenance of species-rich, seminatural grasslands through mowing. *Restoration ecology* 17: 78 – 88.
- JONES D. L., HODGE A., KUZYAKOV Y. (2004): Plant and mycorrhizal regulation of rhizodeposition. *New phytologist*, 163: 459-480.
- JUO A. S. R., DABIRI A., FRANZLUEBBERS K. (1995): Acidification of a kaolinitic Alfisol under continuous cropping with nitrogen fertilization in West Africa. *Plant and Soil* 171: 245 – 253.
- KALČÍK J., MACHÁČEK V. [eds.] (1995): *Methods of study of phosphorus and other elements (K, Ca, Na, Mg) in soil*. Institute of Soil Biology, České Budějovice, p. 75-79.
- KUČERA T., ŠUMBEROVÁ K. (2001): Louky a pastviny *In: CHYTRÝ M., KUČERA T., KOČÍ M. [eds.]*: *Katalog biotopů České republiky*. s. 109 – 124, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 307 s.
- KUZYAKOV Y., DOMANSKI, G. (2000): Carbon input by plants into the soil. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163: 421 – 431.
- LARCHER W. (1995): *Physiological plant ecology*. 3. vydání, Springer-Verlag, Berlin, 506 s.
- LEHNINGER A. L., NELSON D. L., COX M. M. (1993): *Principles of biochemistry*. Druhé vydání, Worth publishers, New York, 1013 s.
- LEMAIRE G., HODGSON J., DE MORAES A., DE F. CARVALHO P. C., NABINGER C. [eds.] (2000): *Grassland ecophysiology an grazing ecology*. University press, Cambridge, 429 s.
- LEPŠ J. (1999): Nutrient status, disturbance and competition: an experimental test of relationships in a wet meadow. *Journal of Vegetation Science* 10: 219-230.
- LI L., ZENG D., YU Z., FAN Z., MAO R. (2010): Soil microbial properties under N and P additions in a semi-arid, sandy grassland. *Biol Fertil Soils* 46: 653 – 658.



LUCAS R. W., KLAMINDER J., FUTTER M. N., BISHOP K. H., EGNELL G., LAUDON H., HÖGBERG P. (2011): A meta-analysis of the effects of nitrogen additions on base cations: Implications for plants, soils, and streams. *Forest Ecology and Management* 262: 95 – 104.

LYNCH J. M., WHIPPS J.M. (1990): Substrate flow in the rhizosphere. *Plant Soil* 129: 1-10.

MADIGAN M. T., MARTINKO J. M., PARKER J. (2003): Brock biology of microorganisms. 10. vydání, Pearson Education Inc, Upper Saddle River, 1061 s.

MALHI S. S., NYBORG M., SOLBERG E. D., MCCONKEY B., DYCK M., PUURVEEN D. (2011): Long-term straw management and N fertilizer rate effects on quantity and quality of organic C and N and some chemical properties in two contrasting soils in Western Canada. *Biol Fertil Soils* 47: 785 – 800.

MARENDIAK D., KOPČANOVÁ, L., LEITGEB S. (1987): Poľnohospodárska mikrobiológia. Príroda, vydavateľstvo kníh a časopisov, n. p., Bratislava, 432s.

MARTIN F. M., PEROTTO S., BONFANTE P. (2001): Mycorrhizal fungi: A fungal community at the interface between soils and roots. *in* PINTON R., VARANINI Z., NANNIPIERI P. (2001): The Rhizosphere, Biochemistry and organic substances at the soil-plant interface (s. 263 – 296). Marcel Dekker, New York, 424 s.

MATSON P. A., MOONEY H. A. (2002): Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer Verlag, New York, 436 s.

MCANDREW D.W., MALHI S.S. (1992): Long-term N fertilization of a Solonchic soil — effects on chemical and biological properties. *Soil Biol Biochem* 24: 619 – 623.

MCCARTHER J. V. (2006): Microbial ecology: an evolutionary approach. Elsevier, Amsterdam 416 s.

NANNIPIERI P., ASCHER J., CECCHERINI M. T., LANDI L., PIETRAMELLARA G., RENELLA G. (2003): Microbial diversity and functions. *European Journal of Soil Science* 54: 655-670.

NANNIPIERI P., ASCHER J., CECCHERINI M. T., LANDI L., PIETRAMELLARA G., RENELLA G., VALORI F. (2007): Microbial diversity and microbial activity in the rhizosphere. *Ci. Suelo* 25: 89-97.

NGUYEN C. (2003): Rhizodeposition of Organic C by Plant: Mechanisms and Controls. *Agronomie* 23: 375–396.

O'DONNELL A. G., SEASMAN M., MACRAE A., WAITE I., DAVIES J. T. (2001): Plants and fertilisers as drivers of change in microbial community structure and function in soils. *Plant and Soil* 232: 135 – 145.

RAMEY B. E., KOUTSOUDIS M., VON BODMAN S. B., FUQUA, C. (2004): Biofilm Formation in Plant-Microbe Associations. *Plant Science Articles*. Paper 18, dostupný online: [http://digitalcommons.uconn.edu/plsc\\_articles/18](http://digitalcommons.uconn.edu/plsc_articles/18) [cit. 13. 11. 2001].

RAMIREZ K. S., LAUBER C. L., KNIGHT R., BRADFORD M. A., FIERER N. (2010): Consistent effects of nitrogen fertilization on soil bacterial communities in contrasting systems. *Ecology*, 91(12): 3463 – 3470.

RICHARDS B. N. (1987): The microbiology of terrestrial ecosystems. Longman Singapore Publishers (Pte) Ltd., Singapore, 399 s.

RINALDI A. C., COMANDINI O., KUYPER T. W. (2008): Ectomycorrhizal fungal diversity: separating the wheat from the chaff. *Fungal diversity* 33: 1-45.

- ROUSK J., BROOKES P. C., BÅÅTH E. (2009): Contrasting Soil pH Effects on Fungal and Bacterial Growth Suggest Functional Redundancy in Carbon Mineralization. *Applied and environmental microbiology* 75: 1589 – 1596.
- RYSER P., LANGENAUER R., GIGON A. (1995): Species richness and vegetation structure in a limestone grassland after 15 years management with six biomass removal regimes. *Folia Geobot. Phytotax.* 30: 157 – 167.
- SARATHCHANDRA S. U., GHANI A., YEATES G. W., BURCH G., COX N. R. (2001): Effect of nitrogen and phosphate fertilisers on microbial and nematode diversity in pasture soils. *Soil Biology & Biochemistry* 33: 953 – 964.
- SHIMODA S., TAKAHASHI Y. (2009): Differences in soil carbon storage due to mowing, burning and uncontrolled management practices of a grassland at the foot of Mount Sanbe. Japan, Japanese Society of Grassland Science ISSN1744-6961.
- SHUMAN L. M. (1994): Mineral nutrition *in* WILKINSON R. E. [ed.]: Plant-environment interactions. Marcel Dekker Inc., New York, 599 s.
- SCHLESINGER W.H. (1997): Biogeochemistry, an analysis of global change. 2. vydání, Academic Press, San Diego, 588 s.
- SLAVÍKOVÁ J. (1986): Ekologie rostlin. Státní pedagogické nakladatelství, Praha, 366 s.
- SMITH R. S., SHIEL R. S., BARDGETT R. D., MILLWARD D., CORKHILL P., EVANS P., QUIRK H., HOBBS P. J., KOMETA S. T. (2008): Long-term change in vegetation and soil microbial communities during the phased restoration of traditional meadow grassland. *Journal of Applied Ecology* 45: 670 – 679.
- SYLVIA D. M., FUHRMANN J. J., HARTEL P. G., ZUBERER D. A. (2005): Principles and applications of soil microbiology. 2. vydání, Pearson education Inc., Upper Saddle River, 640 s.
- ŠIMEK M. (2003): Základy nauky o půdě – 3. Biologické procesy a cykly prvků. Biologická fakulta JU, České Budějovice, 151 s.
- ŠIMON J., LHOTSKÝ J., SUŠKEVIČ M., HAVELEC S., VÁCHAL J., EHRLICH P. (1989): Zpracování a zúrodnování půd. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 320 s.
- TAIZ L., ZEIGER E. [eds.] (1991): Plant physiology. The Benjamin/Cummings Publishing Company, Inc., Redwood City, 565 s.
- TARBUCK E. J., LUTGENS F. K. (2007): Earth: an introduction to physical geology. 7. vydání, Academic Internet Publishers, 244 s.
- TESAŘOVÁ M. (1993): Carbon cycling in grassland ecosystems. *In*: RYCHNOVSKÁ M. [ed.] (1993): Structure and Functioning of Seminatural Meadows (s. 265 – 275) . Academia, Praha, 386 s.
- VOET D., VOET J. G. (2011): Biochemistry. 4. vydání, John Willey & sons, Inc., Hoboken, 1428 s.
- UHLÍŘOVÁ E., ŠIMEK M., ŠANTRŮČKOVÁ H. (2005): Microbial transformation of organic matter in soils of montane grasslands under different management. *Applied soil ecology* 28: 225 – 235.
- VANCE E. D., BROOKES P. C., JENKINSON D. S. (1987): An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry* 19: 703 – 707.

WHALEN J. K., SAMPEDRO L. (2010): Soil ecology & management. Cambridge university press, Cambridge, 296 s.

WHIPPS J. M. (2001): Microbial interactions and biocontrol in the rhizosphere. *Journal of experimental botany* 52: 487-511.

WITTER E., MARTENSSON A. M., GARCIA F.V. (1993): Size of the soil microbial biomass in a long-term field experiment as affected by different n-fertilizers and organic manures. *Soil Biol Biochem* 25: 659 – 669.

ZELENÝ D., ŠRAITOVÁ D., MAŠKOVÁ Z., KVĚT J. (2001): Management effects on a mountain meadow plant community. *Silva Gabreta* 7: 45 – 54.

ZUBAY G. L., PARSON W.W., VANCE D. E. (1995): Principles of biochemistry. Wm. C. Brown Communications, Dubuque, 864 s.

Webové stránky projektu Ohrazení na: [http://botanika.prf.jcu.cz/suspa/ohrazeni\\_nove](http://botanika.prf.jcu.cz/suspa/ohrazeni_nove) (cit. 9. 12. 2011).

## 9. Přílohy

**Tab. 1:** Přehled kombinací ošetření, celková nadzemní biomasa rostlin a biomasa opadu na jednotlivých plochách.

č. plochy	kosení	dominanta	hnojení	biomasa	opad
				g/0,12 m <sup>2</sup>	g/0,12 m <sup>2</sup>
1	koseno	odstranena	nehnojeno	22,82	2,96
2	nekoseno	ponechana	nehnojeno	40,54	50,88
3	koseno	odstranena	hnojeno	39,67	3,07
4	nekoseno	ponechana	hnojeno	34,83	22,73
5	nekoseno	odstranena	nehnojeno	32,41	11,40
6	koseno	ponechana	nehnojeno	29,38	6,93
7	nekoseno	odstranena	hnojeno	35,21	35,60
8	koseno	ponechana	hnojeno	55,51	6,31
9	koseno	ponechana	hnojeno	34,55	5,11
10	nekoseno	odstranena	hnojeno	31,27	14,28
11	koseno	ponechana	nehnojeno	45,06	4,86
12	nekoseno	odstranena	nehnojeno	29,92	33,37
13	nekoseno	ponechana	hnojeno	23,30	31,46
14	koseno	odstranena	hnojeno	60,17	19,24
15	nekoseno	ponechana	nehnojeno	46,12	18,75
16	koseno	odstranena	nehnojeno	39,04	3,64
17	nekoseno	odstranena	nehnojeno	46,75	16,17
18	koseno	ponechana	hnojeno	42,69	18,65
19	nekoseno	odstranena	hnojeno	36,34	14,21
20	koseno	ponechana	nehnojeno	42,04	7,82
21	koseno	odstranena	nehnojeno	30,69	6,04
22	nekoseno	ponechana	hnojeno	72,56	58,09
23	koseno	odstranena	hnojeno	34,28	19,46
24	nekoseno	ponechana	nehnojeno	81,06	25,46

**Tab. 2:** Chemismus půdy – pH a kationtová výměnná kapacita na jednotlivých plochách.

č. plochy	pH podzim	pH jaro	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Al <sup>3+</sup>	H <sup>+</sup>	BK	KVK
			meq/g	meq/g	meq/g	meq/g	μeq/g	μeq/g	meq/g	meq/g
1	5,46	5,33	1,672	3,987	29,480	16,790	7,960	2,516	51,928	51,928
2	5,21	5,47	4,490	5,681	29,714	16,565	9,453	4,710	56,450	56,450
3	5,09	5,50	2,213	5,217	25,960	16,166	16,915	6,753	49,556	49,556
4	5,06	5,21	2,055	4,375	18,293	15,896	16,418	6,863	40,619	40,619
5	5,48	5,21	2,529	4,679	33,817	17,582	8,955	5,595	58,606	58,606
6	5,67	5,51	2,304	4,761	33,993	18,246	8,458	6,287	59,305	59,305
7	5,22	5,52	2,396	4,696	35,431	22,945	12,935	8,211	65,468	65,468
8	5,02	5,65	1,978	4,537	24,382	15,124	18,905	8,643	46,021	46,021
9	4,94	5,43	2,645	4,264	30,509	16,039	16,915	8,693	53,458	53,458
10	4,92	5,24	3,184	5,859	30,035	15,443	18,905	9,225	54,520	54,520
11	5,31	5,56	2,443	2,396	40,936	20,074	11,443	5,824	65,849	65,849
12	5,03	5,50	2,993	4,836	40,939	21,446	14,925	5,833	70,214	70,214
13	4,94	5,04	3,567	4,715	38,282	18,274	13,930	7,410	64,838	64,838
14	4,97	5,19	2,915	4,580	33,587	15,901	16,915	8,305	56,983	56,983
15	5,07	5,40	3,073	4,694	36,442	17,343	14,925	6,415	61,553	61,553
16	5,26	5,77	3,077	5,171	52,113	23,979	12,935	8,405	84,341	84,341
17	5,38	5,56	3,435	4,542	44,161	21,514	6,965	4,675	73,652	73,652
18	5,10	5,09	2,830	4,422	38,312	16,188	11,940	7,460	61,752	61,752
19	4,79	5,04	2,732	4,457	32,512	13,983	18,905	12,135	53,684	53,684
20	5,11	5,41	3,081	4,480	37,322	16,828	15,920	10,270	61,711	61,711
21	5,46	5,35	2,774	4,717	46,460	18,559	7,960	5,620	72,510	72,510
22	5,06	5,33	3,096	5,186	19,546	8,503	11,940	6,490	36,331	36,331
23	5,03	5,21	2,107	4,507	29,697	13,150	13,930	9,350	49,460	49,460
24	4,90	5,28	3,467	4,509	33,765	14,077	12,935	9,375	55,818	55,818

**Tab. 3:** Celkový obsah C, N, poměry celkových C:N a extrahovatelné formy C, N a P na jednotlivých plochách.

č. plochy	C <sub>tot</sub> mg/g		N <sub>tot</sub> mg/g		C <sub>tot</sub> :N <sub>tot</sub>		C <sub>ex</sub> μg/g		N <sub>ex</sub> μg/g		P <sub>ex</sub> μg/g	
	podzim	jaro	podzim	jaro	podzim	jaro	podzim	jaro	podzim	jaro	podzim	jaro
1	26,96	33,66	2,257	2,443	11,942	13,782	78,06	185,34	24,18	52,73	0,98	5,26
2	29,61	26,00	2,561	1,817	11,564	14,307	121,32	154,08	41,18	43,16	1,91	8,74
3	26,38	24,73	2,349	1,748	11,230	14,145	102,13	177,05	33,36	44,60	9,43	14,95
4	25,06	20,71	2,099	1,436	11,937	14,419	76,35	125,92	28,29	52,58	6,85	10,08
5	26,25	21,69	2,268	1,578	11,577	13,744	73,40	173,57	39,10	49,04	1,89	6,25
6	29,71	24,73	2,682	1,723	11,078	14,358	66,65	126,30	23,95	37,78	0,85	3,35
7	25,58	25,03	2,160	1,913	11,844	13,084	57,27	210,23	20,79	40,24	7,00	10,92
8	24,26	30,59	2,092	2,378	11,598	12,864	60,98	112,04	20,72	40,19	9,83	15,32
9	29,77	24,63	2,767	1,753	10,757	14,052	78,12	160,89	37,71	41,05	13,05	11,82
10	30,22	25,94	2,524	1,912	11,972	13,571	76,83	115,85	29,96	52,55	13,52	23,98
11	29,29	25,57	2,386	1,737	12,272	14,718	75,81	145,19	21,91	30,78	1,37	2,30
12	33,21	25,94	3,004	1,861	11,056	13,942	83,05	111,11	39,59	31,53	2,82	3,85
13	26,50	24,19	2,432	1,549	10,896	15,615	80,49	145,14	42,44	64,69	12,98	21,64
14	24,78	23,36	2,114	1,315	11,723	17,766	80,92	111,03	28,16	42,59	15,94	24,51
15	27,19	24,46	2,532	1,799	10,739	13,598	73,99	165,77	28,69	44,34	2,87	7,22
16	34,65	27,04	2,993	1,910	11,576	14,156	100,89	134,42	26,73	39,82	1,51	2,13
17	28,20	23,73	2,635	1,754	10,704	13,532	63,07	143,02	22,66	33,93	2,45	4,51
18	29,96	26,25	2,699	1,985	11,102	13,224	79,92	118,31	32,44	41,09	17,94	20,59
19	27,01	26,87	2,561	1,872	10,546	14,352	82,04	164,69	40,89	64,67	19,62	25,93
20	29,81	27,61	2,494	1,976	11,950	13,973	85,61	142,51	20,11	39,27	2,00	2,22
21	31,39	25,23	2,649	1,822	11,851	13,849	71,38	134,96	14,97	25,77	2,09	1,99
22	28,09	21,20	2,557	1,472	10,987	14,401	74,11	124,51	34,70	32,56	11,57	12,85
23	21,20	24,09	1,847	1,755	11,480	13,725	75,48	120,33	26,33	49,90	14,01	28,89
24	29,99	25,68	2,624	1,648	11,430	15,586	99,89	112,92	44,54	52,90	3,34	4,96

**Tab. 4:** Poměry extrahovatelných forem C, N a P a koncentrace amonných a dusičnanových iontů na jednotlivých plochách.

č. plochy	C <sub>ex</sub> :N <sub>ex</sub>		C <sub>ex</sub> :P <sub>ex</sub>		N <sub>ex</sub> :P <sub>ex</sub>		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>		NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	
	podzim	jaro	podzim	jaro	podzim	jaro	podzim	jaro	podzim	jaro
	μg/g		μg/g		μg/g		μg/g		μg/g	
1	3,23	3,52	79,81	35,25	24,72	10,03	3,86	8,71	0,540	0,508
2	2,95	3,57	63,42	17,64	21,53	4,94	3,80	3,83	0,414	0,929
3	3,06	3,97	10,84	11,84	3,54	2,98	2,26	3,38	0,242	0,468
4	2,70	2,40	11,15	12,49	4,13	5,21	3,17	5,49	0,348	0,489
5	1,88	3,54	38,79	27,77	20,66	7,85	4,40	3,56	0,508	0,559
6	2,78	3,34	78,78	37,68	28,31	11,27	4,15	3,39	0,542	0,566
7	2,75	5,22	8,18	19,25	2,97	3,69	2,54	3,44	0,208	0,398
8	2,94	2,79	6,20	7,31	2,11	2,62	2,62	2,90	0,274	0,389
9	2,07	3,92	5,99	13,62	2,89	3,47	4,03	3,22	0,384	0,404
10	2,56	2,20	5,68	4,83	2,22	2,19	4,17	5,13	0,548	0,611
11	3,46	4,72	55,21	63,17	15,96	13,39	3,64	2,37	0,113	0,381
12	2,10	3,52	29,49	28,87	14,06	8,19	3,91	4,48	0,414	0,530
13	1,90	2,24	6,20	6,71	3,27	2,99	4,79	8,38	0,315	0,856
14	2,87	2,61	5,08	4,53	1,77	1,74	3,40	5,01	0,205	0,713
15	2,58	3,74	25,78	22,97	10,00	6,14	3,24	7,45	0,458	0,918
16	3,77	3,38	67,01	63,16	17,75	18,71	3,79	5,80	0,226	0,445
17	2,78	4,21	25,73	31,72	9,25	7,53	3,64	3,35	0,306	0,545
18	2,46	2,88	4,45	5,74	1,81	2,00	3,77	5,09	0,170	0,937
19	2,01	2,55	4,18	6,35	2,08	2,49	3,61	9,18	0,364	0,932
20	4,26	3,63	42,73	64,24	10,04	17,70	3,05	6,68	0,146	0,646
21	4,77	5,24	34,14	67,90	7,16	12,96	2,92	2,44	0,294	0,680
22	2,14	3,82	6,41	9,69	3,00	2,53	4,08	4,54	0,507	0,972
23	2,87	2,41	5,39	4,17	1,88	1,73	2,82	6,38	0,158	0,385
24	2,24	2,13	29,94	22,77	13,35	10,67	4,02	3,86	0,482	0,716

**Tab. 5:** C, N a P v mikrobiální biomase a jejich poměry na jednotlivých plochách.

č. plochy	C <sub>mic</sub> μg/g		N <sub>mic</sub> μg/g		P <sub>mic</sub> μg/g		C <sub>mic</sub> :N <sub>mic</sub>		C <sub>mic</sub> :P <sub>mic</sub>		N <sub>mic</sub> :P <sub>mic</sub>	
	podzim	jaro	podzim	jaro	podzim	jaro	podzim	jaro	podzim	jaro	podzim	jaro
1	764,74	1418,72	127,80	135,57	28,34	137,75	5,98	10,46	26,98	10,30	4,51	0,98
2	777,95	958,66	98,81	100,25	34,63	60,08	7,87	9,56	22,46	15,96	2,85	1,67
3	839,09	954,00	105,51	98,04	46,37	186,29	7,95	9,73	18,10	5,12	2,28	0,53
4	710,59	614,93	90,19	51,21	37,14	54,26	7,88	12,01	19,13	11,33	2,43	0,94
5	949,18	540,62	149,75	64,47	37,42	108,41	6,34	8,39	25,36	4,99	4,00	0,59
6	1132,40	682,20	177,09	84,15	35,40	50,68	6,39	8,11	31,99	13,46	5,00	1,66
7	917,99	399,48	131,97	51,33	28,65	81,83	6,96	7,78	32,04	4,88	4,61	0,63
8	877,39	753,28	122,81	89,49	45,55	97,36	7,14	8,42	19,26	7,74	2,70	0,92
9	1100,72	658,59	166,53	98,18	64,89	135,31	6,61	6,71	16,96	4,87	2,57	0,73
10	984,62	574,68	155,89	82,74	43,23	90,92	6,32	6,95	22,77	6,32	3,61	0,91
11	943,10	823,55	146,66	115,06	59,18	77,85	6,43	7,16	15,94	10,58	2,48	1,48
12	1037,11	954,45	120,52	109,43	73,70	40,45	8,60	8,72	14,07	23,60	1,64	2,71
13	645,12	709,98	44,46	86,02	28,24	53,85	14,51	8,25	22,85	13,18	1,57	1,60
14	712,07	754,20	65,54	88,19	29,62	93,41	10,86	8,55	24,04	8,07	2,21	0,94
15	935,07	814,06	102,41	106,59	32,10	71,96	9,13	7,64	29,13	11,31	3,19	1,48
16	1229,76	1229,40	144,33	137,64	49,43	73,02	8,52	8,93	24,88	16,84	2,92	1,88
17	747,53	917,90	87,65	104,95	43,42	65,00	8,53	8,75	17,22	14,12	2,02	1,61
18	888,55	1042,45	103,32	116,91	36,40	95,92	8,60	8,92	24,41	10,87	2,84	1,22
19	827,99	927,02	95,80	106,89	36,69	190,62	8,64	8,67	22,57	4,86	2,61	0,56
20	793,66	1062,41	90,54	127,93	47,14	82,06	8,77	8,30	16,84	12,95	1,92	1,56
21	1153,72	1032,35	147,27	124,88	48,72	62,82	7,83	8,27	23,68	16,43	3,02	1,99
22	845,52	677,86	107,59	68,87	33,97	58,14	7,86	9,84	24,89	11,66	3,17	1,18
23	542,47	869,00	50,16	119,26	28,08	78,63	10,82	7,29	19,32	11,05	1,79	1,52
24	934,18	572,04	119,99	73,39	40,04	70,03	7,79	7,79	23,33	8,17	3,00	1,05



**Tab. 6:** Bazální a specifická respirace, amonifikace a nitrifikace na jednotlivých plochách.

č. plochy	bazální respirace		specif. respirace		amonifikace		nitrifikace	
	$\mu\text{g C-CO}_2\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{den}^{-1}$		$\text{ng C-CO}_2\cdot\mu\text{g C}_{\text{mic}}^{-1}\cdot\text{den}^{-1}$		$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (2 týdny)		$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (2 týdny)	
	podzim	jaro	podzim	jaro	podzim	jaro	podzim	jaro
1	7,80	12,75	6,44	10,51	0,561	2,737	0,307	-8,121
2	9,37	6,64	11,40	8,09	-0,294	0,391	0,657	-2,922
3	8,16	7,12	10,61	9,35	-0,133	-2,726	1,251	-0,281
4	7,71	4,43	13,81	7,92	0,087	0,061	1,355	-6,009
5	7,12	5,36	9,74	7,32	1,320	6,984	1,586	-7,530
6	7,13	6,65	10,51	10,03	1,028	1,943	0,477	-2,138
7	7,64	5,68	11,64	8,59	-0,687	-0,500	1,998	-2,073
8	5,74	5,88	8,57	8,71	0,014	-2,006	1,537	0,489
9	7,30	4,64	12,06	7,76	0,104	4,485	3,474	-1,814
10	7,56	4,64	11,51	7,13	-0,872	-0,135	4,201	-4,165
11	9,54	5,39	16,39	9,24	-0,612	-0,181	1,106	-1,790
12	9,71	5,65	18,34	10,72	-1,380	1,556	5,851	4,265
13	7,57	4,25	16,79	9,36	-1,360	1,774	4,935	-8,268
14	8,21	5,38	18,11	11,91	-0,603	0,667	2,554	-3,293
15	7,06	4,64	15,51	10,16	-0,680	0,332	3,678	-3,358
16	9,34	6,42	14,60	10,01	-0,419	-2,035	0,688	-0,329
17	6,72	5,18	13,14	10,17	0,294	3,455	1,964	-4,503
18	8,78	5,48	15,63	9,75	0,229	0,850	3,354	-2,359
19	5,75	4,93	8,96	7,68	-0,238	-0,639	5,506	-7,887
20	9,46	6,74	10,93	7,75	-0,367	-6,780	1,274	0,813
21	9,51	6,49	11,21	7,63	-0,410	-0,940	0,661	-1,418
22	6,86	4,58	14,82	9,92	-1,100	0,999	4,866	0,795
23	5,55	5,31	9,17	8,78	-0,618	-0,736	2,876	-7,515
24	7,34	5,12	12,02	8,39	-2,180	1,679	4,672	-3,861