

**MENDELOVA UNIVERZITA V BRNĚ
AGRONOMICKÁ FAKULTA**

DISERTAČNÍ PRÁCE

BRNO 2016

LUKÁŠ PLOŠEK

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



**Aplikace zpracovaného biologicky rozložitelného
odpadu v kombinaci s průmyslovými hnojivy do půdy**
Disertační práce

Vedoucí práce:
Ing. Jaroslav Záhora, CSc.

Vypracoval:
Ing. Bc. Lukáš Plošek

ČESTNÉ PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem disertační práci: Aplikace zpracovaného biologicky rozložitelného odpadu v kombinaci s průmyslovými hnojivy do půdy vypracoval samostatně a veškeré použité prameny a informace uvádím v seznamu použité literatury. Souhlasím, aby moje práce byla zveřejněna v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách ve znění pozdějších předpisů a v souladu s platnou *Směrnicí o zveřejňování vysokoškolských závěrečných prací*.

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

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

V Brně dne: 15. 12. 2016

.....
podpis

PODĚKOVÁNÍ

Rád bych touto cestou poděkoval svému školiteli, Ing. Jaroslavu Záhorovi, CSc., za odborné vedení a konzultace nejen při psaní této práce. Velmi si vážím pomoci, spolupráce a navázaného přátelství s kolegy Ing. Jakubem Elblem a Ing. Antonínem Kintlem, se kterými byla radost při studiu spolupracovat. Rovněž děkuji všem zaměstnancům pracoviště mikrobiologie i celého Ústavu agrochemie, půdoznalství, mikrobiologie a výživy rostlin, kteří mi pomohli zpracovat velké množství vzorků nejen při řešení tématu této disertační práce.

Velký dík patří mé manželce a rodině za toleranci a podporu při studiu doktorského studijního programu Technologie odpadů.

Zpracovaná disertační práce byla finančně podpořena z prostředků projektu NAZV ev. č.: QJ1220007: „Možnosti zadržetí reaktivního dusíku ze zemědělství ve vodohospodářsky nejzranitelnějších oblastech“ a z prostředků specifického vysokoškolského výzkumu prostřednictvím projektu IGA AF č. IP 21/2013.

Řada měření probíhala v rámci zahraničních pracovních stáží ve výzkumných organizacích: LGCgE, Groupe ISA ve francouzském Lille (práce pod vedením Dr. Bertranda Pourrut, associate professor in Environmental Sciences Ecotoxicology) a katedra Mikrobiologie, Fakulta biotechnologie a potravinářství, SPU v Nitre (práce pod vedením vedoucí katedry prof. Ing. Soni Javorekové, PhD.). Zahraniční pracovní stáže byly podpořeny projekty CZ.1.07/2.3.00/20.0005: Excellence doktorského studia na Agronomické fakultě pro navazující evropskou vědecko - výzkumnou kariéru, CZ.1.07/2.4.00/31.0037: Partnerská síť mezi univerzitami a soukromými subjekty s vazbou na environmentální techniky v chovu skotu, CZ.1.07/2.4.00/17.0022: Partnerská síť Agronomické fakulty MENDELU s komerční sférou a CZ.1.07/2.2.00/28.0302: Inovace studijních programů na AF a ZF MENDELU směřující k vytvoření mezioborové integrace.

ABSTRAKT

Název disertační práce je Aplikace zpracovaného biologicky rozložitelného odpadu do půdy v kombinaci s minerálními hnojivy do půdy.

Práce se zabývá studiem vlivu různého přídatku kompostu a minerálních dusíkatých hnojiv na únik minerálního dusíku z půdního prostředí a na další půdní vlastnosti v nádobovém laboratorním experimentu a dvouletém lyzimetrickém experimentu, který probíhal v lokalitě Březová nad Svitavou. Zájmová oblast se nachází v ochranném pásmu vodního zdroje II. stupně a je zdrojem pitné vody pro Brno a přilehlé okolí. Jedná se o velmi kvalitní zdroj podzemní vody, kde ovšem dochází, i přes radikální omezení používání minerálních hnojiv v druhé polovině 90. let minulého století, k mírnému, ale stálému nárůstu koncentrace dusičnanů.

Kompost, jakožto zpracovaný (stabilizovaný a hygienizovaný) biologicky rozložitelný odpad, může být prostředkem ovlivnění půdní úrodnosti a zdraví rostlin a současně může hrát klíčovou roli v koloběhu dusíku a tím vést ke snížení množství vyplaveného minerálního dusíku z půdního prostředí.

Bylo založeno sedm variant lyzimetrického experimentu s odlišným způsobem hnojení (kompost, minerální dusíkaté hnojivo a jejich kombinace) v září 2012. Po dobu dvou vegetačních období byl sledován vliv hnojení na vybrané parametry. Experiment byl ukončen v srpnu 2014. Nejvyšší množství vyplaveného dusíku bylo zaznamenáno u varianty C2 (dávka 140 kg N ha^{-1} v obou vegetačních obdobích): $597 \text{ mg N}_{\text{min}} \text{ m}^{-2}$ na konci prvního vegetačního období a $1702 \text{ mg N}_{\text{min}} \text{ m}^{-2}$ na konci druhého. Oproti tomu byl zaznamenán pozitivní efekt v přídatku kompostu (individuální nebo kombinace s minerálním hnojivem) na snížení úniku minerálního dusíku z půdního prostředí oproti variantě C2. Zvýšená dávka kompostu (přepočtená 100 Mg ha^{-1}) statisticky průkazně vedla ke snížení koncentrace N_{min} v půdním roztoku: ($303 \text{ mg N}_{\text{min}} \text{ m}^{-2}$, respektive $579 \text{ mg N}_{\text{min}} \text{ m}^{-2}$). U všech variant s přídatkem kompostu rovněž bylo zaznamenáno, že ve druhé vegetační sezóně došlo ke zvýšení osídlení kořenů AM houbami, což znamená, že po vyčerpání snadno přístupných živin z kompostu, rostliny museli začít investovat do vytvoření symbiotické vztahu s mykorrhizní houbou. Dle dosažených výsledků je možné říci, že přídatek kompostu vede ke zvýšení organické hmoty v půdě, což má za následek snížení množství vyplavovaného dusíku z půdního prostředí.

Klíčová slova: dusík, hnojivo, kompost, půda, vyplavování minerálního dusíku

ABSTRACT

Title of the Doctoral Thesis is The Soil Application of Treated Biodegradable Waste in Combination with Mineral Fertilizers.

This Doctoral thesis deals with the influence of different doses of compost and N-mineral fertilizers on leaching of mineral nitrogen and others soil properties in laboratory pot experiment and two years long lysimetric experiment situated in Březová nad Svitavou. The area of our interest represents the main source of drinking water for the city Brno and its neighbourhood. It is very good source of drinking water. However, despite the radical reduction of using of mineral fertilizers in the second half of ninetieth years of last century, the concentration of nitrates slightly but steadily increase.

Compost as a treated biodegradable waste can influence soil fertility and plant health. At the same time compost can play an important role in the nitrogen cycle and it can influence leaching of mineral nitrogen.

Seven variants of the lysimetric experiments with different fertilization schemes (compost, mineral N fertilizer and their combination) were studied during two vegetation seasons from September 2012 to August 2014. The highest leaching of mineral nitrogen was detected in the variant C2 where 140 kg ha^{-1} was applied in both vegetation periods ($597 \text{ mg N}_{\text{min}} \text{ m}^{-2}$ after the first vegetation period and $1702 \text{ mg N}_{\text{min}} \text{ m}^{-2}$ after the second vegetation period). The positive effect of compost application (individually or in combination with mineral nitrogen) on a decrease in mineral N leaching was found during both vegetation period in comparison with the variant C2. The highest doses of compost 100 Mg ha^{-1} significantly decreased concentration of mineral nitrogen in soil eluate in both periods ($303 \text{ mg N}_{\text{min}} \text{ m}^{-2}$ and $579 \text{ mg N}_{\text{min}} \text{ m}^{-2}$, respectively). In all variants with the compost addition have been observed increased root colonization of AM fungi in the second growing period. It means plants had to invest in creating symbiosis with AM fungi to get nutrients from deeper parts of the soil. There is evident that application of compost has a positive effect on reduction of mineral nitrogen leaching.

Key words: compost, fertilizer, leaching of mineral nitrogen, nitrogen, soil

OBSAH

1	ÚVOD.....	11
2	CÍL PRÁCE.....	13
2.1	Hypotézy disertační práce.....	13
3	LITERÁRNÍ PŘEHLED	14
3.1	Biologicky rozložitelné odpady	14
3.1.1	Kompost.....	16
3.1.2	Digestát	20
3.2	Význam dusíku a jeho interakce v systému mikroorganismy - půda - rostlina	21
3.2.1	Úloha půdních organismů v koloběhu dusíku.....	22
3.3	Vyplavování minerálního dusíku z půd různých ekosystémů v OPVZ II. stupně Březová nad Svitavou.....	30
3.4	Legislativní předpisy upravující ochranu zdrojů podzemní vody a použití hnojiv	33
3.4.1	Směrnice Rady 91/676/EHS, o ochraně vod před znečištěním dusičnany ze zemědělských zdrojů.....	33
3.4.2	Zákon 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon)	34
3.4.3	Nařízení vlády 262/2012 Sb., o stanovení zranitelných oblastí a akčním programu	34
3.4.4	Zákon č. 156/1998 Sb., o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd (zákon o hnojivech).....	36
3.4.5	Vyhláška č. 377/2013 Sb., o skladování a způsobu používání hnojiv ..	37
3.4.6	Vyhláška č. 474/2000 Sb., o stanovení požadavků na hnojiva	38
4	MATERIÁL A METODIKA.....	39
4.1	Charakteristika lokality	39
4.1.1	Pedologická a klimatologická charakteristika lokality	40

4.2	Nádobový laboratorní experiment	41
4.2.1	Varianty experimentu	43
4.2.2	Základní fyzikálně-chemické a biologické parametry použité půdy a kompostů	44
4.2.3	Stanovení úniku minerálních forem dusíku	45
4.2.4	Stanovení produkce nadzemní a podzemní biomasy	46
4.3	Lyzimetrický experiment Březová nad Svitavou.....	46
4.3.1	Popis lyzimetru.....	46
4.3.2	Varianty experimentu	47
4.3.3	Charakteristika použitých hnojiv	48
4.3.4	Základní charakteristika pokusné rostliny pšenice ozimé.....	49
4.3.5	Harmonogram jednotlivých operací na lyzimetrech	50
4.3.6	Sledované parametry	52
4.4	Statistické zpracování dat	57
5	VÝSLEDKY A DISKUZE	58
5.1	Nádobový experiment.....	58
5.1.1	Základní charakteristiky půdy a kompostů	58
5.1.2	Produkce biomasy	61
5.1.3	Vyplavování minerálního dusíku	63
5.2	Lyzimetrický experiment Březová nad Svitavou.....	65
5.2.1	Klimatická data - teplota a srážky v době experimentu	65
5.2.2	Půdní reakce	66
5.2.3	Elektrická konduktivita	68
5.2.4	Stanovení uhlíku (C) a dusíku (N)	70
5.2.5	Přístupné živiny P, K, Ca a Mg.....	73
5.2.6	Stanovení půdní respirace	75
5.2.7	Kolonizace kořenů arbuskulární mykorhizou	79

5.2.8	Dostupnost dusíku v půdě	81
5.2.9	Únik perkolátu.....	83
5.2.10	Vyplavování minerálního dusíku	85
5.2.11	Produkce biomasy	89
5.2.12	Korelační závislost úniku N_{\min} na ostatních proměnných.....	92
6	ZÁVĚR	94
7	LITERATURA	96
7.1	Legislativní předpisy.....	105
7.2	Technické normy	106
8	SEZNAM OBRÁZKŮ.....	107
9	SEZNAM TABULEK	109
10	SEZNAM ZKRATEK.....	111

1 ÚVOD

Aplikací upravených biologicky rozložitelných odpadů se rozumí vpravení do půdy stabilizovaného a hygienizovaného produktu aerobního procesu kompostování (kompostu), případně fermentačního zbytku z anaerobní digesce (digestátu).

V posledních letech se stále častěji setkáváme se špatným stavem půdního prostředí, což je důsledek intenzivního hospodaření. Jedním z problémů současného zemědělství je úbytek a stav půdní organické hmoty, která sice tvoří malou část půdy, významem má však toto množství zásadní dopad. Snižování organické hmoty v půdě vede ke ztrátě stability agregátů, zvýšení zranitelnosti vodní a větrnou erozí, snížení pufrční schopnosti půdy a zvýšení zranitelnosti acidifikací, snížení poutání živin, zvýšení obsahu dusičnanů v půdě s časovým vlivem na výživu rostlin a s negativním dopadem na hydrosféru. Jednou z příčin úbytku půdní organické hmoty je nedostatečné doplňování organických látek do půdy a intenzita a způsob hospodaření. Aplikací upravených BRO by bylo možné množství organické hmoty v půdě navýšit. Zároveň aplikací upravených BRO odpadů do půdy by bylo možné řešit problém, kam s produkty jako je kompost, případně digestát. V dnešní době není zejména o kompost mezi zemědělci zájem. Podporu zakládání kompostáren primárně řeší ministerstvo životního prostředí, ale samotná aplikace kompostu do půdy je v gesci ministerstva zemědělství, které dosud, oproti jiným západním státům, tomuto organickému hnojivu nedalo patřičnou váhu. Aplikací kompostu nebo kombinací kompostu a minerálního hnojiva by bylo možné řešit problém se zvyšováním obsahu dusičnanů v půdě a jejich negativní dopad na podzemní vody určené jako zdroje pitné vody.

Dusík potřebuje ke svému životu každý organismus. Význam dusíku pro syntézu bílkovin a nukleových kyselin lze přirovnat ke klíčové úloze uhlíku pro syntézu uhlovodíků. Rostliny reagují na přídavek minerálního dusíku rychlým růstem. Na druhou stranu je potřeba zdůraznit, že je více než žádoucí, dodávat minerální dusík (např. ve formě minerálních hnojiv) pouze v takové míře, aby nedocházelo k jeho únikům z ekosystému. Minerální dusík, který rostliny nevyužijí, stimuluje půdní mikroorganismy, zároveň dochází k úbytku půdní organické hmoty (SOM) a nadbytečný dusík je mikrobiálně nitrifikován. Přebytek dusíku v ekosystému rovněž způsobuje živinovou nerovnováhu, špatné vyžívání rostlin a zhoršení odolnosti vůči náhlým klimatickým změnám a škůdcům rostlin a také dochází k jeho únikům mimo daný ekosystém (Záhora *et al.*, 2011).

Dlouhodobá nadměrná zátěž dusíkem má za následek vyčerpání akumulací kapacity stávajícího ekosystému (Galloway *et al.*, 2003) a ztrátu jeho stability (Bobbink & Roelofs, 1995). Konkurenční výhodu získávají rostliny náročnější na živiny, dochází ke změně rostlinného společenstva, ekosystém se eutrofizuje. Pokud již není možné vystřídat eutrofizovanou vegetaci jiným společenstvem, jsou následné vstupy dusíku vyrovnávány výstupy dusíku z ekosystému jak ve formě dusičnanů (do podzemních, příp. povrchových vod), tak ve formě plyných emisí (do ovzduší). Výstupy dusíku z ekosystému jsou tak velmi dobrým indikátorem narušených vazeb v koloběhu dusíku. Z pohledu vodohospodářského je nadměru důležitý výstup z dusíkem přesyceného ekosystému v podobě nitrátů.

Nadměrné hospodaření s minerálními hnojivy v zemědělství je zodpovědné za snížení kvality vody v důsledku úniků živin z půdního profilu, které končí v podzemních a povrchových vodách (Jouquet *et al.*, 2011). Dříve bylo snazší určit za viníky nevyhovující čistírny odpadních vod a průmyslové zdroje, kde bylo možné jednoduše stanovit úniky polutantů do prostředí a učinit nápravná opatření. Dnes je ovšem potřeba se zaměřit na nebodové zdroje znečištění v zemědělství (souvisí s odtokem a vyplavováním živin, zvýšenou erozí aj.), kde je zjištění příčin mnohem složitější než u zdrojů bodových.

Řadou studií (Herencia *et al.*, 2008, Gomiero *et al.*, 2008, Jouquet *et al.*, 2011) bylo prokázáno, že správné hospodaření s půdní organickou hmotou je základem pro udržení živin v ekosystému a předpokladem pro zabránění vyplavování živin z půdy. Z tohoto pohledu může mít přidavek organické hmoty ve formě kompostu klíčovou roli pro snížení množství vyplavovaného dusíku ze systému půda - mikroorganismy - rostlina.

Vhodnou kombinací vnosu kompostu a minerálního hnojiva do půdy by mohlo být dosaženo zlepšení (udržení) půdních vlastností, snížení ztrát živin z ekosystému a zachování výnosů pěstované plodiny.

2 CÍL PRÁCE

Hlavním cílem disertační práce je posouzení vlivu přídatku kompostu (zpracovaný biologicky rozložitelný odpad) v kombinaci s minerálními hnojivy na půdu, na vegetaci a na vyplavování minerálního dusíku v oblasti rozsáhlého prameniště nedaleko Březové nad Svitavou.

Dílčím cílem je nalezení takové dávky kompostu a minerálního hnojiva, při které bude rovněž zachován výnos pěstované plodiny oproti variantě pouze minerálně hnojené.

Cíle disertační práce byly ověřovány v laboratorním experimentu a v terénním lyzimetrickém experimentu. Výsledky zároveň přispějí k vyhodnocení projektu: Možnost zadržení reaktivního dusíku ze zemědělství ve vodohospodářsky nejzranitelnější oblasti.

2.1 Hypotézy disertační práce

Základní hypotéza: **Přídavek kompostu do půdy v kombinaci s minerálními hnojivy pozitivně ovlivní využití dusíku v systému půda - mikroorganismy - rostlina.**

Na základě této hypotézy práce byly vysloveny následující dílčí hypotézy:

- Množství vyplaveného minerálního dusíku je redukováno po přidavku kompostu.
- Produkce plodiny u variant s kompostem bude srovnatelná s minerálně hnojenou variantou.

3 LITERÁRNÍ PŘEHLED

3.1 Biologicky rozložitelné odpady

Dle zákona č. 185/2001 Sb., o odpadech a o změně některých dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů (dále jen zákon o odpadech) se biologicky rozložitelným odpadem (dále jen BRO) rozumí jakýkoli odpad, který podlého aerobnímu nebo anaerobnímu rozkladu. Podle Zemánka (2010) se mezi BRO řadí zejména odpady ze zemědělské činnosti (rostlinná činnost - sláma, bramborová nat', řepný chrást aj., živočišná výroba - chlévský hnůj, kejda, močůvka aj.), z potravinářského průmyslu (odpadní produkty - zadní mouky, pivovarské mláto, hořké kaly, výlisky aj.), kaly z čistíren odpadních vod, zahradnické odpady, biologicky rozložitelné komunální odpady (BRKO) a ostatní druhy BRO.

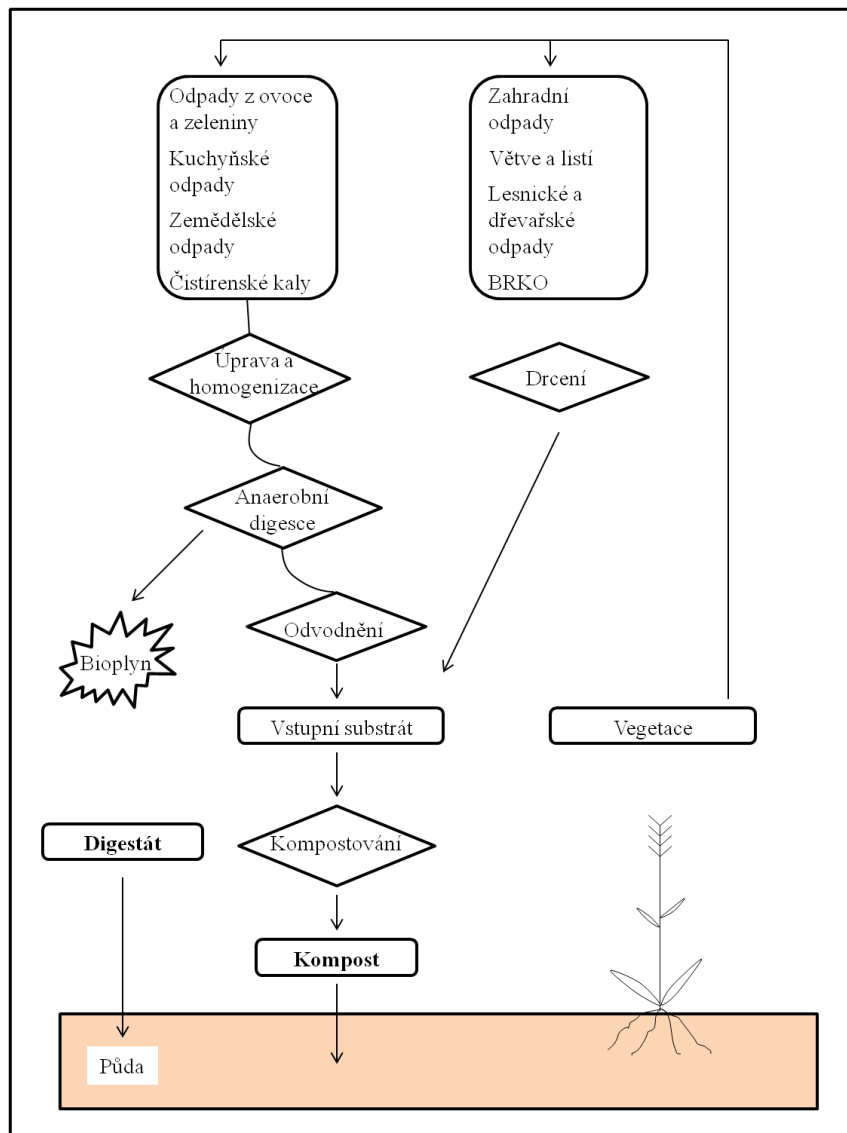
Nakládání s BRO na území ČR upravuje zejména vyhláška č. 341/2008 Sb., o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady a o změně vyhlášky č. 294/2005 Sb. a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., ve znění pozdějších předpisů (dále jen vyhláška o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady). Ovšem použití zpracovaných BRO (kompost a digestát) na zemědělské půdě se řídí zejména ustanoveními zákona č. 156/1998 Sb. o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd (zákon o hnojivech), ve znění pozdějších předpisů a jeho prováděcích předpisů.

Za účelem splnění cílů evropské směrnice 1999/31/ES o skládkách odpadů a omezení množství biologicky rozložitelného komunálního odpadu (dále jen BRKO) ukládaného na skládky byl schválen Plán odpadového hospodářství ČR (POH) pro období 2015 - 2024. Dle POH pro období 2015 - 2024 je cílem snížit maximální množství BRKO ukládaného na skládky tak, aby podíl této složky činil v roce 2020 nejvíce 35 % hmotnostních z celkového množství BRKO vyprodukovaného v roce 1995 a zároveň zvýšit podíl kompostování a materiálového využití BRO. Stěžejní roli bude hrát, dle POH v nakládání s BRKO v období 2015 - 2024, podpora kompostování a anaerobní digesce doprovázena vhodnou dostavbou nových kapacit.

S rozvojem dalších kompostáren a bioplynových stanic vyvstane otázka s využitím jejich produktů - kompostu a fermentačního zbytku z bioplynových stanic (BPS), tzv.

digestátu. Jejich využití a zejména ekonomické zhodnocení je v současnosti minimálně problematické.

EU stále častěji poukazuje i v odvětví nakládání s BRO a BRKO na uplatňování zásad udržitelného hospodářství (cirkulární ekonomiky), tzn. uzavřít kruh v použití BRO, jak je např. znázorněno na Obr. 1.



Obr. 1: Princip nakládání s BRO (upraveno podle Gobat *et al.*, 2004)

Mezi zpracované průmyslové BRO se řadí zejména produkt aerobního zpracování - kompost a produkt anaerobního zpracování - digestát.

3.1.1 Kompost

Kompost je stabilizovaný a hygienizovaný produkt aerobního procesu kompostování s širokým poměrem živin C:N a s pomalu působícími formami dusíku (Epstein, 1996, Diaz *et al.*, 2007, Jouquet *et al.*, 2011).

Dle vyhlášky 474/2000 Sb., o stanovení požadavků na hnojiva je kompost definován jako typově organické hnojivo (typ 18.1b) z termofilní aerobní fermentace.

Přeměna čerstvé organické hmoty na kompost je uskutečňována zejména z důvodů:

- snížení fytotoxicity čerstvé nestabilizované organické hmoty,
- snížení potenciálních nežádoucích a patogenních organismů, které mohou představovat zdravotní riziko pro člověka, zvířata nebo rostliny,
- produkce kvalitního organického hnojiva vzniklého recyklací BRO (Diaz *et al.*, 2007).

Procesem kompostování zároveň uzavíráme koloběhy živin v ekosystému, které byly narušeny lidskou činností, a dle ECN (European Compost Network) jde o jeden z článků udržitelného hospodářství (cirkulární ekonomiky) pro BRO (Siebert, 2015).

Řada studií ovšem poukazuje na možný negativní efekt kompostu v případě použití nevyzrálého nebo špatně hygienizovaného kompostu, špatného řízení procesu kompostování, nevhodné skladby původního materiálu, ze kterého se kompost vyráběl. Takový kompost může mít negativní vliv na úrodnost půdy a zdraví rostlin, vést k zanesení rostlinných patogenů, semen plevelů nebo toxických sloučenin, nadměrně zvýšit hodnotu pH, případně vázat dusík v půdě a tím snížit jeho dostupnost pro rostliny (Amlinger *et al.*, 2003, Fuchs *et al.*, 2008).

Dle Diaze *et al.* (2007) a Tesařové *et al.* (2010) má zralý kompost obvykle hnědou či tmavě šedou barvu a vůni půdy, která je připisována aktinomycetám, které se výrazně podílejí na syntéze humusových látek, organické zbytky, ze kterých byl kompost založen, nemají být morfologicky identifikovatelné.

Kvalita vyzrálého a hygienizovaného kompostu se posuzuje dle zákona o hnojivech, respektive dle vyhlášky 474/2000 Sb., která vychází z ČSN 46 5735 Průmyslové komposty. Zralý kompost by měl obsahovat min. 0,6 % dusíku, poměr mezi zastoupením uhlíku a dusíku nesmí být vyšší než 30:1, ale zároveň by neměl být ani nižší než 15:1 (Dalzell *et al.*, 1987), pH zralého kompostu má být neutrální. Závazným kritériem kvality kompostu jsou maximální přípustné počty patogenních a potenciálně patogenních bakterií.

Tab. 1: Kvalitativní znaky zralého kompostu dle ČSN 46 5735 a vyhlášky č. 341/2008 Sb.

Parametr	Hodnota
Vlhkost (%)	35 - 65
Spalitelné látky v sušině (%)	min. 25
Celkový dusík v sušině (%)	min. 0,6
Poměr C:N	max. 30
Nerозložitelné příměsi	2
Homogenita vzorku (%)	± 30
Koliformní bakterie (KTJ g ⁻¹ suš.)	10³
Enterokoky (KTJ g ⁻¹ suš.)	10³
Salmonely	negativní

Pozn. C:N se stanovuje dle ČSN 46 5735 jako poměr spalitelných látek (%) k celkovému dusíku (%).

Tradiční využití kompostu je v oblasti zemědělství a zahradnictví, ale dle Epsteina (1996) má kompost potenciál využití rovněž v oblastech lesnictví, rekultivací a sanací krajiny, povrchových úprav a řadě dalších odvětví. Aplikací kompostu do půdy byl prokázán pozitivní přínos pro:

- **fyzikální parametry:**

Aplikace kompostu má značný význam jako prostředek k udržení půdní struktury (tvorba agregátů), řada autorů rovněž poukazuje na zlepšení dalších půdních vlastností, jako jsou kationtová výměnná kapacita (KVK), retenční vodní kapacita, pórovitost aj. (Caravaca *et al.*, 2002, Diaz *et al.*, 2007, Cavagnaro, 2014). Zvýšení množství organického uhlíku (C_{org}) ve formě kompostu koreluje se snížením objemové hmotnosti půdy, zlepšením agregačních schopností a stálostí agregátů a zvýšením retenční vodní kapacity (Huang *et al.*, 2011).

- **chemické parametry:**

Hodnocení agronomického potenciálu u kompostu je výrazně složitější než u minerálních hnojiv, jelikož chemické vlastnosti oproti fyzikálním jsou u kompostu mnohem více proměnlivé (Diaz *et al.*, 2007). Zároveň podle Epsteina (1996), Diaze *et*

al. (2007) a Huang *et al.* (2011) hlavním přínosem kompostu je vnos organické hmoty do půdy, dle Brady & Weil (2008) kompost obsahuje převážně strukturální humusotvornou formu C_{org} , a rostlinné makroživiny N, P, K, Ca a Mg. Koncentrace dusíku v kompostu je pravděpodobně nejzajímavější z environmentálního a agronomického pohledu (Diaz *et al.*, 2007). Kompost obsahuje dvě formy dusíku, organickou a anorganickou, ovšem 85 - 90 % celkového dusíku je tvořeno organickou složkou a pouze 10 - 15 % složkou anorganickou, která je okamžitě dostupná pro rostliny. V prvním roce je mineralizováno přibližně 30 - 35 % celkového dusíku v kompostu, který se stává dostupný pro rostliny. V dalších 2 letech množství mineralizovaného dusíku poměrným způsobem klesá (Diaz *et al.*, 2007). Na druhou stranu Epstein (1996) upozorňuje, že vnos nestabilního (nezralého) kompostu může dusík z půdy vyčerpávat a tím snižovat jeho dostupnost pro rostliny.

- **biologické parametry:**

Vzhledem ke zmíněným fyzikálně-chemickým vlastnostem kompostu, je kompost ideálním substrátem pro růst a množení mnoha rozdílných mikrobiálních skupin (Diaz *et al.*, 2007). Mikrobiální složení kompostu je více než komplexní. Různé skupiny bakterií, aktinomycet a mikromycet jsou sledovány již v průběhu kompostování, ale pravděpodobně ještě více důležitými skupinami mikroorganismů jsou mikrobiální společenstva celulolytických, pektinolytických, proteinolytických, nitrifikačních aj. mikroorganismů, která se podílejí na koloběhu živin v půdním ekosystému (Diaz *et al.*, 2007). Kromě toho, saprofytické mikroorganismy v kompostu představují zdroj organického uhlíku a dusíku, které mohou být dále snadno mineralizovány. Kompost rovněž může obsahovat řadu patogenů - bakterie, viry, mikromycety a jiné parazity, ale jejich početnost by měla být zanedbatelná v porovnání k celkovému mikrobiálnímu společenstvu (Diaz *et al.*, 2007).

Dle vyhlášky 474/2000 Sb. je možné v ČR aplikovat maximálně 20 Mg sušiny kompostu ha^{-1} a zároveň dle tzv. nitrátové směrnice je potřeba dodržet roční limit pro užití dusíku z organických hnojiv ve výši max. 170 kg N ha^{-1} ve zranitelných oblastech. V ČR je běžnou praxí aplikovat kompost v dávkách 30 - 50 Mg čerstvého kompostu ha^{-1} jedenkrát za 3 roky.

Aplikace kompostu ve světě (Hogg *et al.*, 2002):

- a) Rakousko: Povolená aplikace 8 Mg sušiny kompostu (třídy A⁺ a A) ha⁻¹ rok⁻¹ (1 krát za dobu 5 let) pro produkci potravin.
- b) Belgie: Dávka kompostu je počítána podle obsahu těžkých kovů (TK) a dle směrnice MAP (Manure Action Programme).
- c) Dánsko: Povoluje vnos maximálně 210 kg N ha⁻¹ a 30 kg P ha⁻¹ a zároveň je povoleno pro produkci potravin použití 7 Mg sušiny kompostů ha⁻¹ rok⁻¹ (1 krát za dobu 10 let) a 15 Mg sušiny kompostů ha⁻¹ rok⁻¹ pro nepotravinářské účely.
- d) Německo: Maximální množství sušiny kompostu je 20 Mg ha⁻¹ rok⁻¹ kategorie I a 30 Mg ha⁻¹ rok⁻¹ kategorie II (1 krát za 3 roky). Kategorie jsou rozděleny podle obsahu TK v kompostu.
- e) Francie: Aplikaci upravuje pouze národní předpis NF U 44 051, který zohledňuje vnos TK do půdy.
- f) Velká Británie: Neupravuje použití kompostu speciálním předpisem. Pouze při použití kalů z ČOV je potřeba dodržet limit pro TK. Kodex správné zemědělské praxe doporučuje, aby roční vnos N z organických hnojiv byl maximálně 250 kg ha⁻¹ rok⁻¹.
- g) USA: Některé americké státy mají standard pro použití kompostu v rozmezí 100 - 250 m³ ha⁻¹ při použití na terénní úpravy a 20 - 40 % z daného limitu při použití v zahradnictví v závislosti na salinitě, zralosti kompostu a poměru C:N.

Pokud porovnáme aplikaci kompostu na zemědělské půdě s jinými státy ve světě, tak je patrné, že ČR se řadí mezi státy s přibližně střední dávkou kompostu na hektar půdy.

Environmentální rizika spojená s aplikací kompostu do půdy

V souvislosti s možnými negativními vlivy aplikace kompostů na půdu jsou nejčastěji skloňované toxické účinky těžkých kovů (např. kadmium, olovo, zinek aj.) na životní prostředí a jejich potenciální přenos z půdy do potravního řetězce. Koncentrace těžkých kovů (TK) v kompostu jsou obecně vyšší, než jsou standardní koncentrace v půdě, jelikož kompostovaný odpad má poměrně vysokou schopnost vázat na sebe těžké kovy (Diaz *et al.*, 2007).

Aerobní kompostovací proces zvyšuje fixaci těžkých kovů v organických reziduích BRO, což sebou může nést negativní efekty na kvalitu vody a potravní řetězce

organismů. Některé studie dokonce hovoří, že v průběhu kompostovacího procesu došlo ke zvýšení obsahu koncentrace TK (včetně dostupných forem TK) v kompostu oproti materiálu obsaženému v základce kompostu (Pare *et al.*, 1999, Diaz *et al.*, 2007). Zásadní vliv na mobilitu TK mezi půdou, půdním roztokem a rostlinou hraje forma, v jaké se TK v půdě/kompostu vyskytují, a také hodnota pH, redox potenciál a obsah organických látek půdy.

Z tohoto pohledu je vnos TK kovů obsažených v kompostu zásadní pro rozhodnutí o aplikaci kompostu na zemědělské půdě nebo pro terénní úpravy.

3.1.2 Digestát

Digestát je fermentační zbytek (označován také jako produkt) z anaerobní digesce, vznikající v bioplynových stanicích (BPS). Mezi základní suroviny zpracovávané v BPS patří BRO, tj. biomasa rostlinného původu (sláma, siláž, senáž apod.) nebo živočišného původu (prošlé potraviny živočišného původu, hnůj, kejda aj.) a BRKO (Dostál *et al.*, 2014).

Digestát se v současnosti uplatňuje jako hnojivo v rostlinné výrobě, případně po separaci jako tuhá složka k výrobě kompostu. Názory na vlastnosti a použití digestátu jako organického hnojiva se ve vědeckých kruzích i praxi různí.

Přestože je digestát definován dle vyhlášky č. 474/2000 Sb., o stanovení požadavků na hnojiva ve znění pozdějších předpisů, jako typově organické hnojivo (typ 18.1e) vzniklé anaerobní fermentací při výrobě bioplynu, svým způsobem se spíše blíží účinkům kombinovaných minerálních (průmyslových) hnojiv s nejvyšším zastoupením dusíku (0,25 - 0,75 % N v čerstvé hmotě), následně draslíku a dalších makro- a mikroživin (Lošák *et al.*, 2010, Dostál *et al.*, 2014, Lošák, 2014). Z agrochemického hlediska se jeví jako zásadní problém u digestátu jeho nízká koncentrace lehce rozložitelných organických látek (Kolář *et al.*, 2008, Dostál *et al.*, 2014). Proces fermentace je spojen s velkými ztrátami organického uhlíku, kdy 24 - 80 % sušiny organických látek je transformováno do methanu (CH₄) a oxidu uhličitého (CO₂) (Lošák *et al.*, 2014). Lehce rozložitelné organické látky (primární organická hmota) v půdě jsou zdrojem energie pro půdní mikroorganismy, které v procesu mineralizace přeměňují na živiny přístupné pro rostliny a CO₂. U digestátu je pouze malá část primární organické hmoty přeměněna na humusové látky (Lošák *et al.*, 2010). Kolář *et al.* (2008) ve své

práci zmiňuje pozitivní přínos humusových látek na sorpci a kationtovou výměnnou kapacitu, vedoucí ke snížení ztrát N-NO_3^- vyplavením z půdy.

Rovněž poměr C:N v digestátu je nižší než 10, a proto se jedná o hnojivo s rychle uvolnitelným dusíkem, což představuje riziko ztrát dusíku ve formě NH_3 (Quakernack *et al.*, 2012, Lošák *et al.*, 2014) a také vyplavováním dusičnanů (N-NO_3^-). Je potřeba proto správně načasovat aplikaci digestátu do půdy, aby bylo zabráněno ztrátám do prostředí. Svoboda *et al.* (2013) v polním pokusu s kukuřicí zaznamenal zvýšené ztráty N-NO_3^- v půdním roztoku, srovnatelné se zvířecí kejdou.

3.2 Význam dusíku a jeho interakce v systému mikroorganismy - půda - rostlina

Dusík (N) potřebuje ke svému životu každý organismus, je jednou z hlavních živin a zároveň živinou nejvíce limitující rostlinnou produkci (Laegreid *et al.*, 1999, Šimek, 2003, Mengel *et al.*, 2006).

Dusík je naprosto nezbytný pro tvorbu biomasy a řadu životních funkcí buněk všech organismů. Je složkou mnoha důležitých biomolekul včetně bílkovin, ribonukleových a deoxyribonukleových kyselin, chlorofylu, chitinu a peptidoglykanů, tvořících buněčné stěny, a mnoha jiných látek včetně enzymů (Šimek, 2003).

Dusík se v přírodě vyskytuje ve dvou izotopech, ^{14}N a ^{15}N , jejichž relativní zastoupení na Zemi je 272 : 1. Přes 98 % veškerého dusíku na Zemi je obsaženo v litosféře, avšak naprostá většina tohoto dusíku se neúčastní globálního cyklu N. Hlavním aktivním zásobníkem dusíku je atmosféra (98 % obj.), ve které se nachází převážně ve formě elementárního plynného dusíku (N_2), ale také je zde obsažena i řada oxidů (NO_x) a v malé míře také dusík ve formě amoniaku.

Na přeměnách dusíku v přírodě se podílejí rostliny, živočichové, ale drtivou většinu přeměn je možné uskutečnit pouze s přispěním mikroorganismů.

Podle Šimka (2003) se v cyklu N rozlišují zdroje, vnitřní přeměny a ztráty dusíku. Tyto kategorie se definují na úrovni jednotlivých ekosystémů, neboť v celkovém pohledu jde o přesuny dusíku mezi různými zásobníky (a o přeměny uvnitř zásobníků).

Zdroje dusíku v ekosystémech jsou (Šimek, 2003):

1. Suchý a mokrá spadá
2. Fixace molekulárního dusíku: $\text{N}_2 + 8\text{H}^+ + 6\text{e}^- (+ \text{energie, nitrogenasa}) \rightarrow 2\text{NH}_3 + \text{H}_2$

3. Mineralizace organické hmoty: $R-NH_2 + 2H_2O \rightarrow NH_4^+ + R-OH + OH^-$
4. Hnojiva

Mezi **procesy přeměn dusíku** se řadí (Šimek, 2003):

1. Asimilace dusíku organismy
2. Nitrifikace: $NH_4^+ + 2O_2 \rightarrow NO_3^- + H_2O + 2H^+$
3. Asimilační a disimilační redukce NO_3^- na NH_4^+
4. Denitrifikace: $NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow [NO] \rightarrow N_2O \rightarrow N_2$
5. Nerespirační denitrifikace
6. Respirace nitrátů
7. Fixace amoniaku
8. Tvorba plynných sloučenin

Ztráty dusíku z ekosystému jsou (Šimek, 2003):

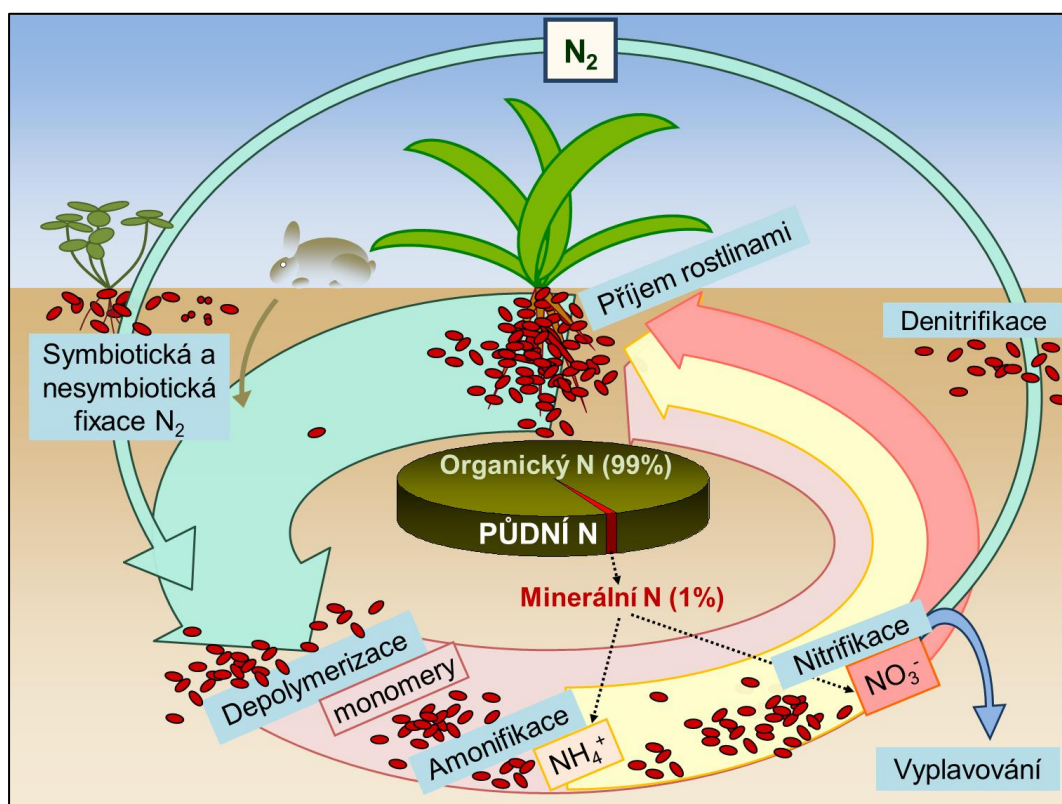
1. Volatilizace amoniaku (amonifikace): $NH_4^+ + OH^- \leftrightarrow H_2O + NH_3$
2. Vyplavování dusíkatých látek
3. Emise plynných sloučenin
4. Odnos dusíku v biomase rostlin

V současnosti je koloběh dusíku výrazným způsobem ovlivňován působením člověka (zejména těžba dusíkatých hornin a minerálů pro výrobu hnojiv), na což poukazují např. Aber *et al.* (1989), Aber (1992), Vitousek *et al.* (1997), Nohel *et al.* (2008), Donatella *et al.* (2010) a Sutton (2011). Jde především o nepůvodní vnosity dusíku ve formě aplikace minerálních hnojiv a spalování fosilních paliv. Postupem času tedy nastává nasycení ekosystému (půdního prostředí) minerálním dusíkem, což se následně projevuje vyplavováním N_{min} zejména v podobě $N-NO_3^-$ z půdního prostředí, nadměrnou nepřirozenou mikrobiální aktivitou a vznikem živinové nerovnováhy. Aber (1992) označuje nepůvodní vnos N_{min} jako saturaci dusíkem původních ekosystémů.

3.2.1 Úloha půdních organismů v koloběhu dusíku

Většina dusíku je v půdě vázána v organických látkách a půdní organické hmotě (SOM), která je hlavní zásobárnou dusíku pro půdní mikroorganismy a pro rostliny, a to i v celé řadě hnojených agrosystémů (Šimek, 2003). Proces přeměn dusíku je

schematicky znázorněn na Obr. 2. V dalších kapitolách budou jednotlivé procesy detailněji přiblíženy.



Obr. 2: Cyklus dusíku v ekosystému řízen mikrobiálními aktivitami. Tloušťka čar odpovídá přibližné míře pohybu dusíkatých látek (Záhora *et al.*, 2015)

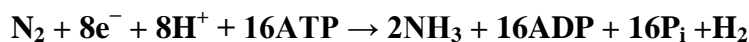
3.2.1.1 Fixace molekulárního dusíku

Koloběh dusíku začíná u mikrobiální syntézy prvotních organických dusíkatých látek z molekulárního dusíku, na němž se podílejí symbiotičtí nebo volně žijící fixátoři vzdušného N_2 (Záhora *et al.*, 2015). Většina dusíku obsaženého v biomase organismů, odumřelé organické hmotě, humusových látkách a nerostech organického původu byla v minulosti fixována z atmosféry procesem biologické fixace (Galloway *et al.*, 1995, Šimek, 2003).

Na procesech biologické fixace vzdušného N_2 se podílí řada rozmanitých bakterií, aktinomycet a sinic (bakterie: *Azotobacter sp.* /aerobní/, *Klebsiella sp.* /fakultativně anaerobní/, *Clostridium sp.* /anaerobní/, aktinomycety *Frankia sp.* a sinice *Anabaena sp.* a *Nostoc sp.*). Ve spolupráci s houbami, kapradinami, nahosemennými a vyššími rostlinami fixují N_2 bakterie *Rhizobium sp.* + rostliny z čeledi *Fabaceae* (leguminózy),

aktinomycety *Frankia sp.* + *Alnus sp.* (olše), sinice *Anabaena sp.* + *Azolla sp.* (Marendiak, 1987, Záhora *et al.*, 2015).

Všichni fixátoři dusíku (diazotrofové) využívají pro fixaci N₂ enzymatický komplex s klíčovým enzymem nitrogenasou, která katalyzuje redukci dusíku na amonnou formu dusíku (Záhora *et al.*, 2015). Vlastní reakce s účastí nitrogenasy je možné vyjádřit:



V mnohem menší měřítku dochází přímo v atmosféře k tzv. nebiologické fixaci molekulárního N. A to na základě fyzikálně-chemických procesů působením elektrických výbojů a slunečního záření. Na průmyslové chemické fixaci N₂ ze vzduchu, tzv. Haber-Boschovu procesu, je založena výroba dusíkatých hnojiv (Šimek, 2003, Záhora *et al.*, 2015).

3.2.1.2 Depolymerizace

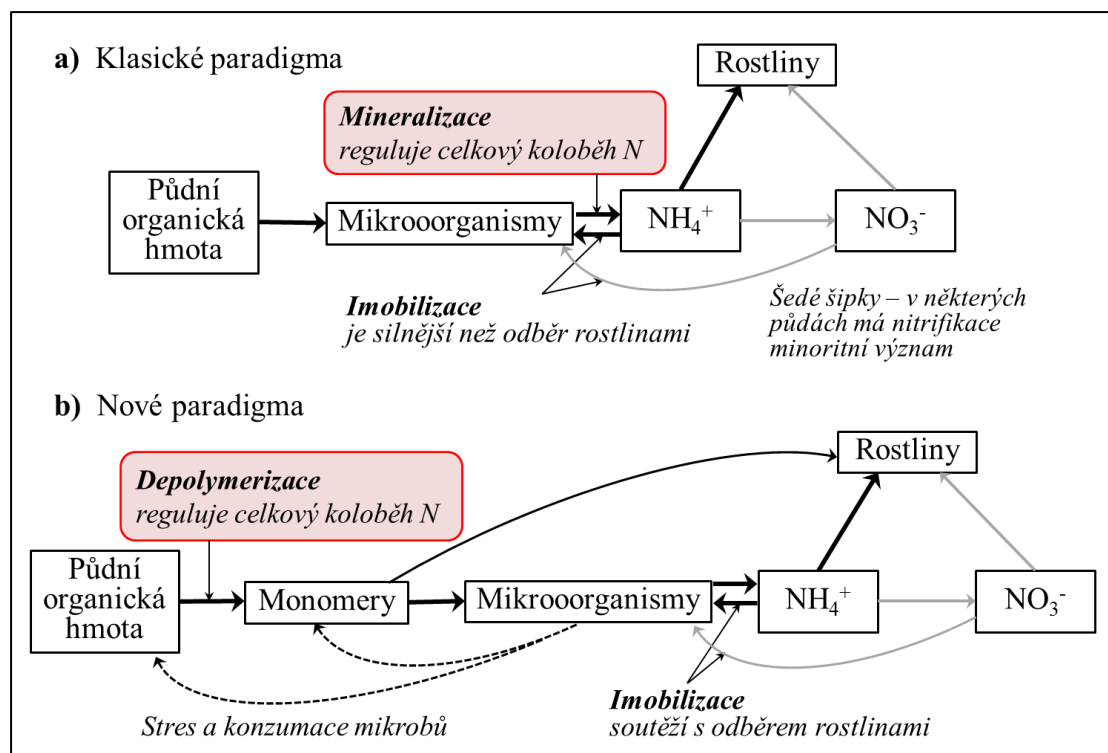
Fixací molekulárního dusíku do organických vazeb se dusík stává součástí mikrobiálních, rostlinných a živočišných buněk. Depolymerizace zahajuje opačné procesy rozkladu syntetizovaných dusíkatých látek a je jedním ze základních procesů v koloběhu dusíkatých látek. Depolymerizace znamená odštěpení monomerů (nukleových kyselin, aminokyselin, aminosacharidů apod.) z biologicky nedostupných polymerů mikrobiálními extracelulárními enzymy (Záhora *et al.*, 2015).

Tyto monomery jsou následně biologicky dostupné a zejména využitelné pro širokou škálu mikroorganismů a rostlinami. Dusík se tedy stává součástí biologicky dostupného zásobníku, který se recykluje a je opakovaně využíván mikroorganismy

Jestliže tedy všechny procesy rostlinného nebo mikrobiálního odběru dusíku zahrnují v konečném důsledku návrat dusíku do podoby polymerů, je depolymerace rozhodující pro zachování přísunu nových biologicky dostupných forem N do biotických systémů a pro udržení aktivního cyklu dusíku – viz Obr. 3 (Schimel & Bennett, 2004).

Depolymerizace závisí na řadě podmínek, z nichž jednou z nejdůležitějších je poměr uhlíkatých a dusíkatých sloučenin v rozkladných dusíkatých polymerech (poměr C:N). U rostlin se obsah uhlíku v sušině pohybuje okolo 42 % hmotnostních, ale obsah dusíku je výrazně nižší a variuje v rozmezí 1 - 6 % hmotnostních. Biomasa mikroorganismů má poměr C:N v rozmezí 4:1 - 9:1. Nižší poměr je typický pro bakterie a indikuje relativně více dusíkatých látek (bílkovin). Naopak poměr 9:1 je typický pro mikroskopické houby

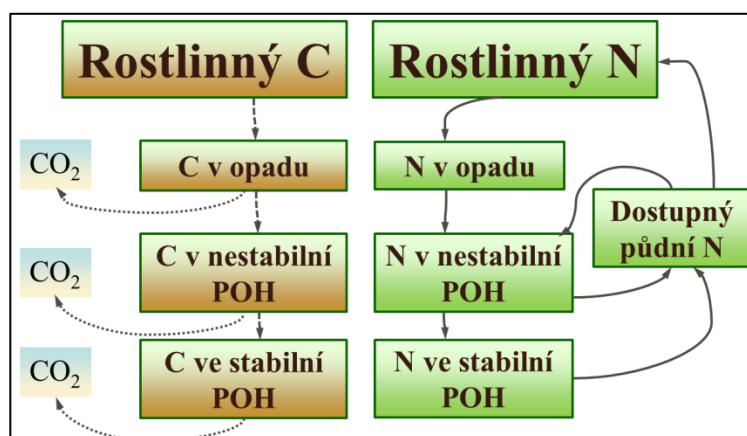
(mikromycety). Poměr C:N v biomase mikroorganismů zároveň udává, kolik jednotek uhlíků musí mikrobi zabudovat do své biomasy na jednotku dusíku (např. C:N na úrovni 8:1 znamená, že mikroorganismy musí do biomasy zabudovat 8 gramů uhlíku na každý gram zabudovaného dusíku). Ovšem při biosyntéze dochází k zabudování pouze jedné třetiny přijatého uhlíku, zbývající dvě třetiny jsou prodýchány ve formě CO₂. Tzn. mikroorganismy potřebují mít v substrátu trojnásobné větší množství uhlíku, než potřebují pro zabudování do své biomasy, přibližný poměr C:N v substrátu 25:1 (Záhora *et al.*, 2015).



Obr. 3: Klasické a nové paradigma klíčových procesů regulujících koloběh dusíku (Schimel & Bennett, 2004, upraveno dle Záhora *et al.*, 2015)

Poměr C:N je ovšem v různých organických materiálech rozkládaných mikroorganismy různý, a podle toho také rozklad probíhá. Poměr C:N se v rostlinných zbytcích pohybuje kolem hodnoty 40:1 (10 - 30:1 leguminózy až 600:1 v pilinách ze smrkového dřeva). Při relativním nadbytku N v substrátu (nízký poměr C:N) dochází většinou k rychlému rozkladu a mikroorganismy nevyužitý dusík je uvolňován do prostředí, kde je k dispozici ostatním rostlinám a mikroorganismům - čistá mineralizace dusíku. Při relativním nedostatku N (vysoký poměr C:N) je mikroorganismy využíván i dusík obsažený v půdě - čistá imobilizace dusíku. V tomto období mohou rostliny trpět

nedostatkem dusíku, které může trvat dny, týdny i výrazně déle- To závisí na množství vnesené organické hmoty (Záhora *et al.*, 2015).



Obr. 4: Osudy uhlíkatých a dusíkatých látek v půdě (Záhora *et al.*, 2015)

Jak je patrné z Obr. 4, cesty uhlíkatých a dusíkatých látek jsou odlišné. Uhlíkaté látky jsou neustále přeměňovány na CO₂ a v plynné podobě unikají z ekosystému. Dusíkaté látky se recyklují uvnitř ekosystému. Současně se zvyšuje podíl obtížněji rozložitelných a nově syntetizovaných organických látek. Proto dochází k poklesu poměru C:N v rozkládaném materiálu (Záhora *et al.*, 2015).

3.2.1.3 Amonizace (mineralizace) dusíku

Amonizací (také označovanou jako mineralizací nebo amonifikací) rozumíme rozklad organických dusíkatých látek na jednodušší minerální formy dusíku. Amonizace navazuje na proces depolymerizace a je možné ji obecně vyjádřit:



Při amonizaci dochází pomocí mikroorganismů k rozkladu dusíku z půdního organického materiálu na amonnou formu dusíku (NH₄⁺), který je dostupný rostlinám a jiným skupinám mikroorganismů. Amonná forma dusíku se reverzibilně váže na půdní částice, a proto u ní standardně nedochází k vyluhování dále do podzemních vod (Kvítek & Tipl, 2003, Záhora *et al.*, 2015).

Obsah vody a teplota půdy hraje významnou roli při procesu amonizace. Amonizace se zvyšuje při častém střídání období sucha a vlhka. Při teplotách okolo bodu mrazu (0 °C) je amonizace nízká, s rostoucí teplotou se výrazně zvyšuje (maxima dosahuje v rozmezí teplot 30 - 40 °C). Zvýšení teploty o 10 °C představuje 2 - 3 násobné

zrychlení procesu amonizace. Změny pH v oblasti 5 - 8 nemají na amonizaci zásadní vliv (Záhora *et al.*, 2015).

Výživa rostlin je v přirozených ekosystémech závislá na schopnosti půdy uvolňovat dusík, který je limitujícím faktorem růstu rostlin. Vyprodukovaný amonný dusík může být imobilizován do biotických složek ekosystému (mikroorganismy, rostliny nebo živočichové) a následně opětovně přeměněn na organický dusík, částečně může dojít k fixaci v jílových minerálech nebo v půdní organické hmotě, část může být navázána v sorpčním komplexu, část může volatilizovat v plynné podobě, nebo může dojít k jeho nitrifikaci (Úlehlová, 1989, Šimek, 2003).

3.2.1.4 Nitrifikace

V případě nahromadění amonného dusíku dochází, za účasti specifických skupin mikroorganismů, k jeho přeměně procesem nitritace na dusitany (nitrity, N-NO₂⁻) a poté procesem nitratace na dusičnany (nitráty, N-NO₃⁻) (Šimek, 2003, Záhora *et al.*, 2015). Nitrifikace je souhrnné označení pro oba na sebe navazující oxidační procesy amonného dusíku.

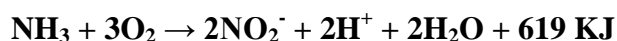
Nitrifikace je proces oxidace amonného kationtu na nitrit a dále na nitrát; obecně biologická přeměna redukovaných forem dusíku na oxidovanější (Šimek, 2003):



Dusičnanový dusík je dobře rozpustný ve vodě (neváže se na půdní částice) a rostliny jej tudíž velmi ochotně přijímají. Kromě rostlin dusičnanový dusík využívají i specifické skupiny mikroorganismů (Kvítek & Tipl, 2003).

Uvedené procesy vykonává specializovaná fyziologická skupina mikroorganismů – tzv. nitrifikační mikroflóra. Oxidací redukovaných sloučenin dusíku získávají tyto mikroorganismy energii.

Autotrofní nitrifikaci zajišťují specializované fyziologické skupiny autotrofních, striktně aerobních nitrifikačních bakterií. K oxidaci dochází ve dvou fázích. Nejprve se oxiduje amoniak na nitrity a následně probíhá oxidace na nitráty:



Proces nitritace zajišťují nitrifikační bakterie *Nitrosomonas sp.*, *Nitrosocystis sp.*, *Nitrosococcus sp.*, *Nitrosolobus sp.* a *Nitrosospira sp.* V úrodných půdách se vyskytují především oválné pohyblivé buňky *Nitrosomonas sp.*. Spirálovité buňky *Nitrosospira*

sp. se vyskytují hlavně v nekultivovaných půdách. V případě dusitanů nedochází k jejich hromadění v půdě, jsou okamžitě převáděny na dusičnany pomocí nitratačních bakterií. Známé jsou zejména *Nitrobacter sp.* a *Nitrococcus sp.* (Šimek, 2003).

Schopnost heterotrofní nitrifikace má relativně velká skupina heterotrofních bakterií a mikromycet, které oxidují nejen amoniak a dusitany, ale i další dusíkaté organické látky. Na druhou stranu heterotrofní nitrifikátoři nevyužívají této exotermní reakce jako jediný zdroj energie a je tedy otázkou, jaký je podíl heterotrofní nitrifikace na přeměnách dusíku v půdě (Záhora *et al.*, 2015).

3.2.1.5 Imobilizace

Imobilizace je opakem procesu amonizace (mineralizace). Jedná se o proces asimilace minerálních forem dusíku a jejich zabudování do organických látek v buňkách organismů. Procesy amonizace a imobilizace probíhají v prostředí současně (Šimek, 2003). Biologická imobilizace představuje cesty enzymatické konverze minerálního dusíku do organických dusíkatých struktur. Jedná se o důsledek asimilace minerálního dusíku rostlinami a bohatě zastoupenými půdními mikroorganismy (Bielek, 1984, Záhora *et al.*, 2015). Imobilizace minerálního N rostlinami je složitým procesem transportu a přeměny látek v rostlinných pletivech. Imobilizace minerálního N půdními mikroorganismy opět závisí na poměru C:N a chemické složení rozkladné půdní organické hmotě. Chemické složení a poměr C:N ovlivňuje dostupnost uhlíkatých zdrojů pro mikroorganismy a rychlost rozkladu. Neopomenutelnými rovněž jsou i ostatní ekologické faktory prostředí, které podmiňují aktivitu mineralizační mikroflóry.

Tím, že se imobilizovaný dusík stává součástí živé složky půdní organické hmoty, je jeho další existence prakticky propojená se všemi mechanismy přeměn organického dusíku v půdě.

Nebiologická imobilizace dusíku představuje neenzymatické mechanismy vazeb a přeměn minerálního N (především amonného), jedná se zejména o fixaci amoniaku na jílové minerály, fixaci amoniaku na organickou hmotu, příp. jiné fyzikálně-chemické reakce (Šimek, 2003).

3.2.1.6 Denitrifikace

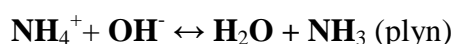
Jedná se o proces, při kterém jsou dusičnany (NO_3^-) mikrobiálně transformovány v několika stupních až na molekulární dusík (N_2). Probíhá přes různé meziprodukty:



Denitrifikace jsou schopny bakterie (*Pseudomonas stutzeri*, *Pseudomonas aeruginosa*, aj.), mnohá halofilní a hypertermofilní *Archea* a dokonce některé houby. Tento anaerobní proces probíhá zejména v zamokřených půdách s nedostatkem kyslíku (Záhora *et al.*, 2015)

3.2.1.7 Volatilizace amoniaku

Volatilizace amoniaku je vypařování (těkání) plynného NH_3 z půdy a vody do atmosféry. Plynný amoniak je v rovnováze s rozpuštěným amoniakem:



Volatilizace je intenzivnější u zásaditých půd s přebytkem přebytku OH^- iontů a ve vysychajících půdách s nedostatkem H_2O . Volatilizaci rovněž podporují vyšší teploty a nedostatek jílových minerálů a humusových látek. Standardně se můžeme s volatilizací setkat po hnojení močovinou, která se poměrně rychle rozkládá za vzniku NH_4^+ , a v důsledku ustanovení rovnováhy mezi iontovou a plynnou formou těká přebytečný NH_3 z půdy (Záhora *et al.*, 2015).

3.2.1.8 Vyplavování dusíku

Vlivem člověka dochází k narušování k výše popsanému koloběhu dusíku v ekosystému. Zejména výroba dusíkatých hnojiv, při které je za vysoké teploty a tlaku slučován dusík a vodík na amoniak (tzv. „Haber - Boschův proces“), představuje nepřirozený vnos dusíku do ekosystému. Bylo prokázáno, že 75 z reaktivního dusíku („reaktivní dusík“ N_r , všechny sloučeniny dusíku s výjimkou molekulárního N_2 , blíže viz Galloway *et al.*, 2003 a Sutton, 2011) připraveného v daném roce člověkem je dodáváno do agroekosystémů k udržení produkce potravin. Na druhé straně je potřeba zmínit, že dusíkatá hnojiva v současné době umožňují život zhruba polovině lidstva. Zvýšený vstup N do ekosystému je vyrovnáván zvýšeným výstupem N z ekosystému. Ovšem, jak uvádí Záhora *et al.* (2015), k výstupům N z ekosystému nedochází okamžitě, neboť půda má jistou kapacitu výstupy N oddálit a tak „maskovat“ přímou vazbu mezi vstupem a výstupem dusíku z ekosystému

Rozhodujícím vnosem dusíku do půdy jsou dusíkatá hnojiva a fixace molekulárního dusíku mikroorganismy, nejúčinněji těmi, které žijí symbioticky na kořenech bobovitých rostlin (leguminóz). Zvýšené vstupy dusíkatých látek do ekosystému jsou

vyrovnávány vyplavováním dusíku z půdy, zejména ve formě dusičnanů (Šimek, 2003, Záhora *et al.*, 2015). Dusík opouští půdní systém také jako součást erodované zeminy odnášené do vodních toků (Kvítek & Tipl, 2003).

Převaha negativních nábojů na půdních koloidech v našich půdách zajišťuje relativně pevnou vazbu kationtů v sorpčním půdním komplexu. Anionty jsou podstatně pohyblivější a v plné míře to platí právě o nitrátech a nitritech. Z půd se vyplavují zejména nitráty. To vede nejen ke ztrátám dusíku, ale k souběžnému vyplavování bazických kationtů (K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) navzdory pevnější vazbě v sorpčním půdním komplexu. Dochází k acidifikaci, k ochuzování půdy o tyto živiny a k mobilizaci toxicky působícího hliníku, v horším případě i železa. Vyplavování dusíkatých látek (NO_3^- , NO_2^- , $-NH_2$, NH_4^+) představuje významný mechanismus ztrát dusíku z půd. Běžně se z půd ztrácí i několik desítek $kg\ N.ha^{-1}.rok^{-1}$ (Šimek, 2003).

Zvýšené množství dusičnanů ve vodách v důsledku vyplavování z půdy, eroze a povrchového odtoku způsobuje kontaminaci hydrosféry a spolu s fosforem zapříčiňuje vznik eutrofizace. Eutrofizací označujeme proces obohacování stojatých a tekoucích vod živinami. V eutrofizované vodě dochází k masovému rozvoji řas a sinic, jejichž hromadění při hladině se označuje jako vodní květ (Kvítek & Tipl, 2003). Výzvou pro moderní zemědělství by proto mělo být omezení a postupně až zastavení úniku dusíkatých látek do prostředí při zachování uspokojivé míry produkce pěstovaných plodin. Cesta k tomuto cíli začíná u pochopení biologické podstaty biochemických přeměn dusíku v půdě (Záhora *et al.*, 2015).

Právě vyplavování dusičnanů z půdního profilu představuje potenciální environmentální riziko v oblasti zdroje pitné vody u Březové nad Svitavou.

3.3 Vyplavování minerálního dusíku z půd různých ekosystémů v OPVZ II. stupně Březová nad Svitavou

Kvalita vody je v současnosti nejvíce ovlivňována působením člověka na krajinu. Stav životního prostředí, především kvalita půdy, má významné důsledky pro lidské zdraví. Proto byla podle Doran & Parkin (1994) a Pankhurst *et al.* (1997) kvalita půdy/zdraví půdy identifikována jako hlavní ukazatel udržitelnosti krajinného systému. Zdravá půda je vstupní branou pro srážkovou vodu, kterou srážková voda prostupuje, ale která má pouze omezenou kapacitu k přijímání dusíkatých přebytků (reaktivního dusíku) obsažených v minerálních hnojivech (Laegreid *et al.*, 1999, Sutton, 2011).

Zdravá půda může být hlavním činitelem v ochraně podzemních zdrojů pitné vody (Sherwood & Uphoff, 2000).

Jímací území vodního zdroje Březová nad Svitavou je zdrojem pitné vody pro brněnskou oblast a přilehlé okolí. Bližší popis lokality je uveden v kapitole Materiál a metodika.

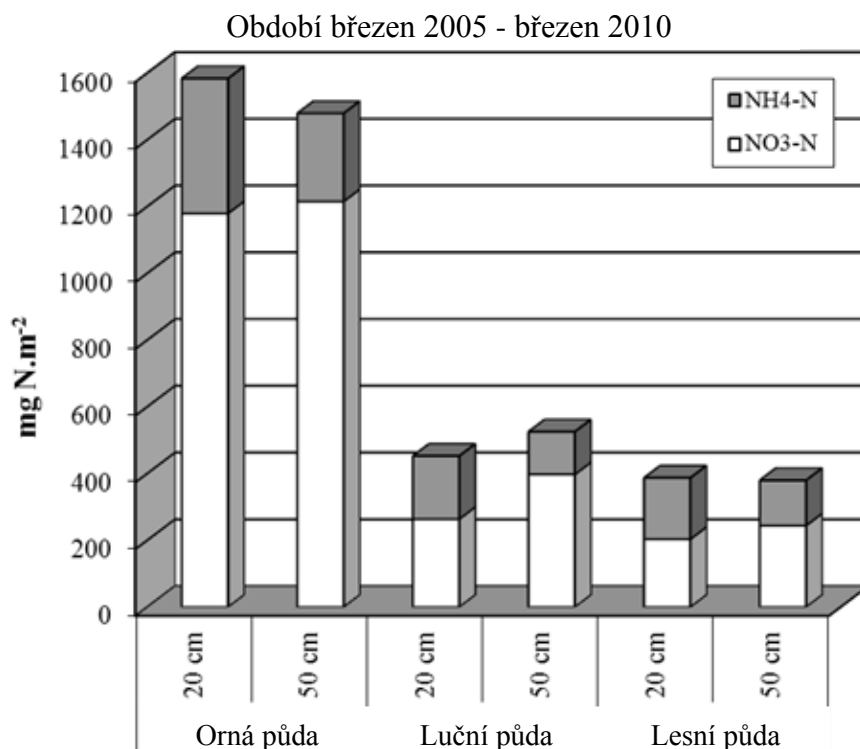
Jímací území Březová nad Svitavou je zdrojem velmi kvalitní podzemní vody, v níž však dochází k mírnému, ale stálému nárůstu koncentrace dusičnanů (nitrátů, N-NO_3^-), a to i přes radikální snížení používání minerálních hnojiv na přelomu 80. a 90. let minulého století (Hlaváč, 2008, Nohel *et al.*, 2008). Důvodem jsou svislé pukliny v geologickém podloží, kde se změny ve schopnosti zadržení zvýšeného množství vstupujících dusíkatých látek v půdě u rostlin a půdních mikroorganismů projevují zvýšenými úniky minerálního dusíku, které se v této oblasti projevují mnohem více než v jiných lokalitách (Záhora *et al.*, 2011, Plošek *et al.*, 2013b).

Na tvorbu zásob podzemní pitné vody má vliv řada faktorů, které ovlivňují vydatnost a chemické složení podzemní vody. Řada faktorů působí neustále. Jedná se např. o původní složení a strukturu matečné horniny, morfologii terénu, velikost infiltračního území a řadu dalších. Jiné určující faktory se mění v čase, např. aktivita půdních mikroorganismů a s tím spojená imobilizace živin v různých ročních obdobích, vydatnost srážek a teplotní průběh v daném roce, aj. (Záhora *et al.*, 2011).

Rovněž vliv člověka je také jedním z určujících faktorů. Jedná se především o vnos minerálních a organických hnojiv, pesticidů, atmosférických depozic (suchých či mokrých), osevní postupy, aj. Odlišnost a proměnlivost faktorů v čase hraje zásadní roli pro nalezení přímé vazby mezi původcem kontaminace a výslednou koncentrací znečišťující látky v podzemní vodě (Záhora *et al.*, 2011). Dle Gallowaye *et al.* (2003) dlouhodobá nadměrná zátěž dusíkem vede k vyčerpání akumulací kapacity ekosystému a následné ztrátě stability ekosystému (Bobbink & Roelofs, 1995), kterou provází zvýšené množství dusíku (ve formě N-NO_3^- nebo ve formě plynných emisí) vystupujícího z ekosystému. Z tohoto důvodu, dle Záhory *et al.* (2011), je vystupující dusík z ekosystému velmi dobrým indikátorem porušených vazeb v koloběhu N.

Ve výzkumu týmu Jaroslava Záhory, zaměřeném na monitoring úniků minerálního dusíku z půd různých ekosystémů v OPVZ II. stupně Březová nad Svitavou, který probíhal od roku 2005 do roku 2010 a částečně probíhá i v roce 2016, bylo prokázáno, že z orných půd se v daném území vyplavuje přibližně třikrát více N_{min} , převážně ve formě dusičnanové, přičemž část těchto úniků prosakuje do hlouběji ležících horizontů

lučních a lesních půd. (Nohel *et al.*, 2008, Záhora *et al.*, 2011, Plošek *et al.*, 2013b). Detaily kumulativních záchytů N_{\min} jsou znázorněny na Obr. 5. Vyšší záchyt $N-NO_3^-$ v lučních půdách v hloubce 50 cm je spojen s únikem dusičnanů z okolních polí (Záhora *et al.*, 2011).



Obr. 5: Kumulativní záchyt minerálního dusíku v iontoměničových pouzdrech vložených do půd různých typů ekosystému (ve dvou hloubkách - 20 cm a 50 cm) na lokalitách Banín a Radiměř (Záhora *et al.*, 2011)

Pro měření množství vyplavovaného N_{\min} byla použita metoda aplikace plochých vodorovných pouzder iontoměničů do zvolené půdní hloubky, blíže popsané v publikacích Šrámek *et al.* (2004), Nohel *et al.* (2008). Množství zachycených amonných nebo dusičnanových iontů na zrnech iontoměničů je přímo úměrné schopnosti biotických složek půdního prostředí nenávratně uvolnit (ztratit) N z uzavřených vnitřních cyklů (Záhora *et al.*, 2011).

3.4 Legislativní předpisy upravující ochranu zdrojů podzemní vody a použití hnojiv

Legislativu ochrany zdrojů podzemní vody na úrovni Evropské unie primárně upravuje Směrnice Rady 91/676/EHS, zvaná také jako Nitrátová směrnice.

V České republice je Směrnice Rady 91/676/EHS implementována do následujících národních předpisů:

- Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon) ve znění pozdějších předpisů,
- Nařízení vlády č. 262/2012 Sb., o stanovení zranitelných oblastí a akčním programu,
- Zákon č. 156/1998 Sb., o hnojivech, ve znění pozdějších předpisů.

Na úrovni České republiky dochází tedy k určitému „dvojvládí“, kdy za transpozici Nitrátové směrnice zodpovídají ministerstva životního prostředí (vodní zákon a příslušené prováděcí předpisy) a zemědělství (zákon o hnojivech a příslušené prováděcí předpisy). Tzn. za nastavení ochrany podzemních vodních zdrojů je zodpovědně ministerstvo životního prostředí, ale způsob hospodaření a používání hnojiv v lokalitách s podzemními vodními zdroji je v gesci ministerstva zemědělství.

3.4.1 Směrnice Rady 91/676/EHS, o ochraně vod před znečištěním dusičnany ze zemědělských zdrojů

Cílem Směrnice Rady 91/676/EHS (označována také jako Nitrátová směrnice) je snížení znečištění vod způsobované dusičnany ze zemědělských zdrojů a předcházení dalšímu takovému znečišťování.

Členské státy EU musí plnit podmínky nitrátové směrnice ve zranitelných oblastech, které jsou vymezeny v hranicích katastrálních území. Zemědělské hospodaření ve zranitelných oblastech dále upravuje akční program nitrátové směrnice dle zásad správné zemědělské praxe.

Nitrátová směrnice připouští nejvyšší roční množství vnesených hnojiv na jeden hektar ve výši 170 kg dusíku.

3.4.2 Zákon 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon)

Účelem zákona 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů (vodní zákon), je chránit povrchové a podzemní vody, stanovit podmínky pro hospodárné využívání vodních zdrojů a pro zachování i zlepšení jakosti povrchových a podzemních vod, vytvořit podmínky pro snižování nepříznivých účinků povodní a sucha, a zajistit bezpečnost vodních děl v souladu s právem Evropských společenství.

Podzemní vody jsou dle vodního zákona primárně určeny pro zásobování obyvatelstva pitnou vodou, tzn. pro stát se jedná o strategickou surovinu, kterou je potřeba chránit před znehodnocením.

Mezi základní cíle ochrany podzemních vod patří zamezení znečištění, ochrana, zlepšení stavu podzemních vod a odvrácení možné kontaminace nebo znehodnocení zdroje podzemní vody lidskou činností.

Z toho důvodu vodní zákon stanovuje ochranná pásma vodních zdrojů I. a II. stupně a také zranitelné oblasti, což jsou oblasti, kde se vyskytují povrchové nebo podzemní vody, zejména využívané nebo určené jako zdroje pitné vody, v nichž koncentrace dusičnanů přesahuje 50 mg dm^{-3} nebo může této hodnoty dosáhnout.

Zranitelné oblasti specifikuje Nařízení vlády 262/2012.

3.4.3 Nařízení vlády 262/2012 Sb., o stanovení zranitelných oblastí a akčním programu

NV 262/2012 Sb. specifikuje seznam zranitelných oblastí a akční program.

Zranitelné oblasti jsou oblasti, kde se vyskytují vody znečištěné dusičnany ze zemědělských zdrojů. Akční program nitrátové směrnice upravuje zemědělské hospodaření ve zranitelných oblastech.

Dle § 4 se akční program vztahuje na fyzické nebo právnické osoby, které provozují zemědělskou výrobu ve zranitelných oblastech a jsou zapsány do evidence podle zákona o zemědělství (Zákon 252/1997 Sb.). Akční program se nevztahuje na pěstování plodin ani na používání a skladování hnojiv pro účely výzkumu, vývoje a pokusnictví.

V § 5 jsou definovány dusíkaté hnojivé látky, kam spadají minerální dusíkatá hnojiva, hnojiva s rychle uvolnitelným dusíkem, s pomalu uvolnitelným dusíkem, sklíditelné rostlinné zbytky a upravené kaly. Mezi hnojiva s rychle uvolnitelným dusíkem spadají organická hnojiva nebo organominerální hnojiva s poměrem C:N

nižším než 10. Jedná se např. o kejdu, močůvku, hnojůvku, silážní šťávy aj. Naopak hnojiva s poměrem C:N vyšším než 10 patří mezi hnojiva s pomalu uvolnitelným dusíkem. Jedná se zejména o hnůj, tuhý podíl kejdy, kompost aj. Právě poměr C:N v organických hnojivech je důležitým indikátorem rychlosti uvolňování dusíku do půdního prostředí.

Období, ve kterých je ve zranitelných oblastech na zemědělském pozemku zakázáno používat dusíkatá hnojiva, jsou uvedena v příloze č. 2 k tomuto NV. Pro půdy v povodí Banínského a Radiměřského potoka v OPVZ II. stupně Březová nad Svitavou jsou platné tato období zákazu používání dusíkatých hnojivých látek na zemědělské půdě:

Tab. 2: Období zákazu používání dusíkatých hnojiv na zemědělské půdě dle NV 262/2012 Sb.

Zemědělský pozemek s pěstovanou plodinou nebo připravený pro založení porostu		Období zákazu hnojení	
Plodina nebo kultura	Klimatický region	Hnojiva s rychle uvolnitelným dusíkem	Minerální dusíkatá hnojiva
Plodiny na orné půdě, trvalé kultury	0 - 5	1.11. - 31.1. *	1. 11. - 31. 1. (pro ozimou řepku a pšenici) 15. 10. - 31. 1. (pro ostatní plodiny)
Travní (jetelotravní) porosty na orné půdě, trvalé travní porosty	0 - 5	1.11. - 31.1. *	1. 10. - 28. 2.
<p>Používání hnojiv s pomalu uvolnitelným dusíkem^{**} na orné půdě je zakázáno v období 1. 6. - 31. 7. (toto ustanovení neplatí v případě následného pěstování ozimých plodin a meziplodin) a v období 15. 12. - 15. 2.</p> <p>Používání hnojiv s pomalu uvolnitelným dusíkem na trvalých travních porostech je zakázáno 15. 12. - 15. 2.</p>			

* Termíny platné od 1. 1. 2014 (nevztahují se na kukuřici pěstovanou na zrno)

** platí i pro upravené kaly

Pozn. Lokality Banín klimatický region MT2.

Dle § 7 způsob užití dusíkatých hnojivých látek určí zemědělský podnikatel podle potřeb jednotlivých plodin na konkrétních stanovištích a podle pěstitelských podmínek. Pro hnojení jednotlivých plodin jsou stanoveny limity v příloze č. 3 a tyto limity je nutné dodržet na jednotlivých zemědělských pozemcích.

Množství celkového dusíku užitého ročně na zemědělských pozemcích v organických, organominerálních a statkových hnojivech nesmí v průměru celkové výměry zemědělských pozemků překročit 170 kg N ha^{-1} .

3.4.4 Zákon č. 156/1998 Sb., o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd (zákon o hnojivech)

Zákon o hnojivech stanovuje v souladu s právem Evropských společenství podmínky uvádění do oběhu, skladování a zejména používání hnojiv a jiných látek a přípravků definovaných tímto zákonem.

Pro účely zákona o hnojivech se rozumí

- a) hnojivem látka způsobilá poskytnout účinné množství živin pro výživu kulturních rostlin a lesních dřevin, pro udržení nebo zlepšení půdní úrodnosti a pro příznivé ovlivnění výnosu či kvality produkce,
- b) minerálním hnojivem hnojivo, v němž jsou deklarované živiny obsaženy ve formě minerálních látek získaných extrakcí nebo jiným fyzikálním nebo chemickým postupem; za minerální hnojivo se považuje také dusíkaté vápno, močovina a její kondenzační a asociační produkty a hnojivo obsahující stopové živiny ve formě chelátů nebo komplexů,
- c) organickým hnojivem hnojivo, v němž jsou deklarované živiny obsaženy v organické formě,
- d) organominerálním hnojivem hnojivo, v němž jsou deklarované živiny obsaženy v minerální a organické formě,
- e) kapalným hnojivem hnojivo v suspenzi nebo v roztoku,
- f) tekutým hnojivem statkové hnojivo s obsahem sušiny nejvýše 13 %.

Do oběhu uvádět a používat dle § 3 je možné pouze registrovaná hnojiva nebo kterým byl udělen souhlas, neohrožující úrodnost půdy ani zdraví lidí nebo zvířat,

nepoškozující životní prostředí, splňující požadavky na značení, balení a skladování dle zákona o hnojivech a hnojiva, která nejsou poškozena.

Použití hnojiv upravuje § 9, kdy zemědělci jsou povinni používat hnojiva způsobem stanoveným zákonem o hnojivech a zákonem o ochraně zemědělského půdního fondu.

Hnojiva a pomocné látky se nesmějí používat na zemědělské půdě, pokud:

- a) jejich vlastnosti neumožňují rovnoměrné pokrytí pozemku,
- b) způsob jejich použití nevede k rovnoměrnému pokrytí pozemku; to neplatí v případě diferencovaného hnojení na základě údajů o vlastnostech půdy nebo stavu porostu a v případě hnojení ve zranitelných oblastech,
- c) jejich použití může vést k poškození fyzikálních, chemických nebo biologických vlastností zemědělské půdy, lesního pozemku nebo pozemků sousedících s tímto pozemkem, popřípadě i jeho širšího okolí,
- d) půda, na kterou mají být použity, je zaplavená, přesycena vodou, pokrytá vrstvou sněhu vyšší než 5 cm, nebo promrzlá, že povrch půdy do hloubky 5 cm přes den nerozmrzá

Organická hnojiva, vzniklá anaerobní fermentací při výrobě bioplynu, smějí být používána na zemědělské půdě, pouze pokud jsou registrována podle tohoto zákona; to neplatí, jsou-li vyrobená výhradně ze statkových hnojiv nebo krmiv.

§ 10 zákona o hnojivech upravuje podmínky agrochemického zkoušení zemědělských půd (AZP), čímž se rozumí pravidelné zjišťování vybraných parametrů půdní úrodnosti v důsledku používání hnojiv, pomocných látek, upravených kalů a sedimentů. Monitoringem zemědělských půd se rozumí pravidelné zjišťování vybraných chemických, fyzikálních, případně mikrobiálních parametrů.

3.4.5 Vyhláška č. 377/2013 Sb., o skladování a způsobu používání hnojiv

Vyhláška 377/2013 Sb. upravuje skladování a používání, vedení evidence o použití hnojiv, pomocných látek a substrátech a hlášení používání kalů.

Dle § 7 se hnojiva, pomocné látky a substráty používají v souladu s údaji uvedenými v jejich označení a při používání nesmí dojít k jejich přímému vniknutí do povrchových vod nebo na sousední pozemek. Diferencovaným hnojením na základě údajů o vlastnostech půdy nebo stavu porostu je splněna podmínka rovnoměrného pokrytí pozemku dle § 9 odst. 2 písm. a), zákona o hnojivech, což platí i v případě hnojení podle NV 262/2012 Sb.

Pro určování potřeby hnojiv se vychází:

- a) z potřeby živin porostu pro předpokládaný výnos a kvalitu produkce,
- b) z množství přístupných živin v půdě a stanovištních podmínek,
- c) z půdní reakce (pH), poměru důležitých kationtů (vápník, hořčík a draslík) a množství půdní organické hmoty (humusu) a
- d) z pěstitelských podmínek ovlivňující přístupnost živin (předplodina, zpracování půdy, závlaha).

Maximální aplikační dávka organických a statkových hnojiv se sušinou nad 13 % je 20 tun sušiny ha⁻¹ v průběhu 3 let, což pro kompost, při standardní vlhkosti v rozmezí 40 - 65 %, představuje dávku 33 - 57 tun ha⁻¹.

Dle přílohy 3 je průměrný přívod živin u kompostu ze statkových hnojiv v (sušina 40 %) - N: 5,5 kg t⁻¹, P₂O₅: 4,5 kg t⁻¹, K₂O: 6,1 kg t⁻¹.

3.4.6 Vyhláška č. 474/2000 Sb., o stanovení požadavků na hnojiva

Vyhlášky 474/2000 Sb. stanovuje rizikové prvky a jejich limitní hodnoty v hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech.

Vzhledem k častému používání kalů při výrobě kompostu se jedná o jeden z nejdůležitějších limitů, který zabezpečuje, že nebude docházet k nepřirozenému vnosu rizikových prvků a látek do půdy, které by představovaly potenciální riziko pro životní prostředí a zdraví člověka.

Tab. 3: Limitní hodnoty rizikových prvků organických hnojiv se sušinou nad 13 %.

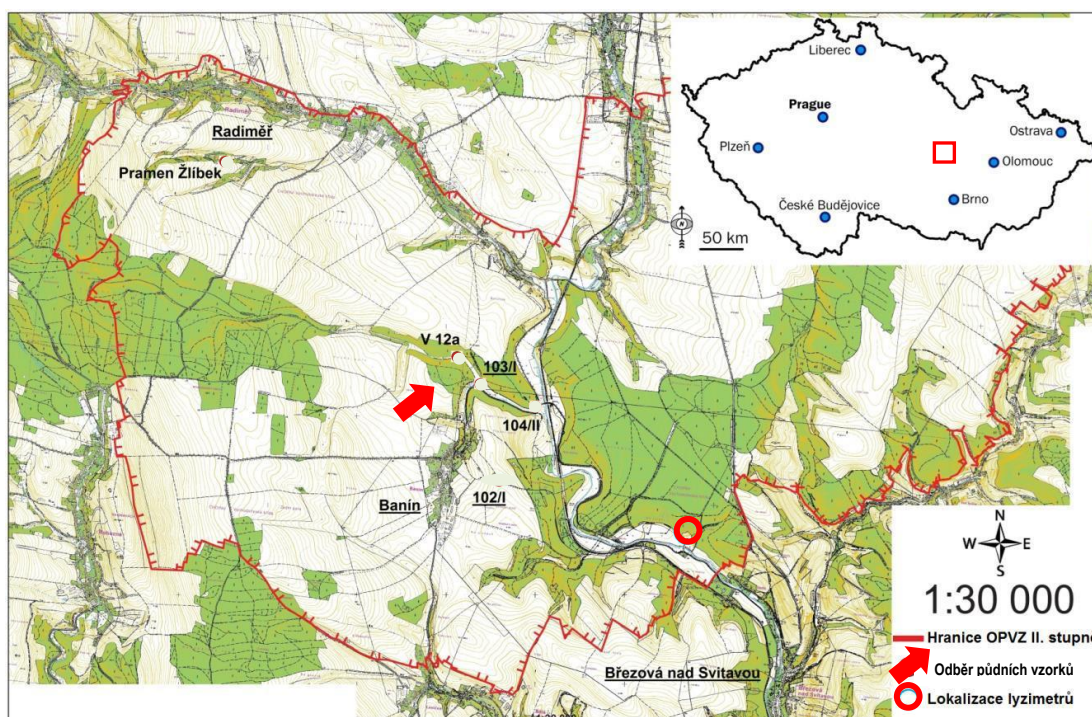
mg kg ⁻¹ sušiny								
Cd	Pb	Hg	As	Cr	Cu	Mo	Ni	Zn
2	100	1,0	20	200	100	5	50	300

4 MATERIÁL A METODIKA

4.1 Charakteristika lokality

Zájmové území - ochranné pásmo vodního zdroje II. stupně Březová nad Svitavou je jímacím územím a zejména hlavním zdrojem pitné vody pro brněnskou oblast a přilehlé okolí. Z převážné části využívá zásoby vody ze střednoturonského kolektoru křídového souvrství Ústecké synklinály. Jedná se o velmi kvalitní podzemní vodu, v níž však dochází k mírnému, ale stálému nárůstu koncentrace dusičnanů, a to i přes radikální omezení aplikace průmyslových hnojiv na přelomu 80. a 90. let 20. století (Hlaváč, 2008, Nohel *et al.*, 2008).

Zájmová oblast leží v Pardubickém kraji, v okrese Svitavy (viz. Obr. 6). Oblast náleží do zranitelných oblastí, na kterou se vztahuje Nitrátová směrnice dle NV 262/2012 Sb.



Obr. 6: Hranice OPVZ II. stupně Březová nad Svitavou (upraveno podle BVK, autor Elbl). Vysvětlivky: šipkou je vyznačeno místo odběru reprezentativních půdních vzorků pro lyzimetrické a nádobové pokusy, kroužkem je vyznačeno místo umístění lyzimetru.

Povodí Banínského potoka nemá samostatný oběh podzemní vody a je tudíž nedílnou součástí vyšších hydrogeologických struktur - Ústecké synklinály. Povodí má vysoký podíl orné půdy - přibližně 70 % (Culek, 2005, Záhora *et al.*, 2011).

4.1.1 Pedologická a klimatologická charakteristika lokality

Území je podle Culka (2005) a Záhory *et al.* (2011) pedologicky velmi rozmanité a tvoří jej více než 30 různých bonitovaných půdně ekologických jednotek (BPEJ). V zájmové oblasti jsou zastoupeny 2 půdní typy: hlavní půdní jednotka (HPJ) 25 - hnědé půdy, hnědé půdy kyselé a jejich slabě oglejené formy na opukách a tvrdých slínovcích a HPJ 31 - hnědé půdy, hnědé půdy kyselé a jejich slabě oglejené formy na permokarbonských horninách a pískovcích.

Lokalita v katastrálním území Banín: klimatický region MT2, mírně teplý, mírně vlhký, průměrná roční teplota 7 - 8 °C se srážkovým úhrnem 550 - 700 mm rok⁻¹.

Pedologickým průzkumem (Brtnický & Hladký, 2016) byla orná půda odběrového místa charakterizována jako luvizem arenická:

- orniční horizont Ap je šedě žlutě hnědý (10YR 4/2), bezstrukturní (ojediněle s náznaky tvořících se agregátů). Druhově je písčitohlinitý, s příměsí skeletu do průměru 5 cm, v době odběru byla zemina suchá až vyprahlá, drobivá. Horizont je silně prokořenělý s hlavní masou kořenů do 20 cm. Tento horizont přechází ostrým, rovným přechodem v hloubce 30 cm do:

- eluviálního luvického El horizontu, matně žlutě oranžové barvy (10 YR 6/3) barvy, je rovněž bezstrukturní, písčitý, s ojedinělým výskytem skeletu do průměru 5 cm, v době odběru byl suchý, soudržný. V hloubce 50 cm přechází pozvolným až difúzním přechodem do:

- luvického horizontu Bt, hnědé barvy (10YR 4/4) hrubě polyedrické výrazně vyvinuté struktury se zřetelnými argilany na povrchu agregátů. V horizontu Bt se skelet vyskytuje do 5 %, s průměrem do 20 cm.



Průměrné výsledky pro ornici				
Kvalita humusu	pH/KCl	KVK (mekv kg ⁻¹)	N _{tot} (%)	Humus (%)
0,29	5,52	103,33	0,14	1,41

Průměrné výsledky pro podorničí				
Kvalita humusu	pH/KCl	KVK (mekv kg ⁻¹)	N _{tot} (%)	Humus (%)
0,20	5,50	112,56	0,06	0,30

Obr. 7: Detail půdního profilu a vybrané charakteristiky v zájmové oblasti obce Banín (foto: Brtnický)

Pro nádobové pokusy byla reprezentativním způsobem odebrána půda z ornice a pro lyzimetrické experimenty půda orniční, tak i podorniční z odběrového místa vyznačeného na Obr. 6.

4.2 Nádobový laboratorní experiment

Nádobový experiment byl založen v plastových květináčích (schéma experimentu na Obr. 8), které byly naplněny 550 g ornice, příp. směsí ornice a kompostu dle zvolených variant.

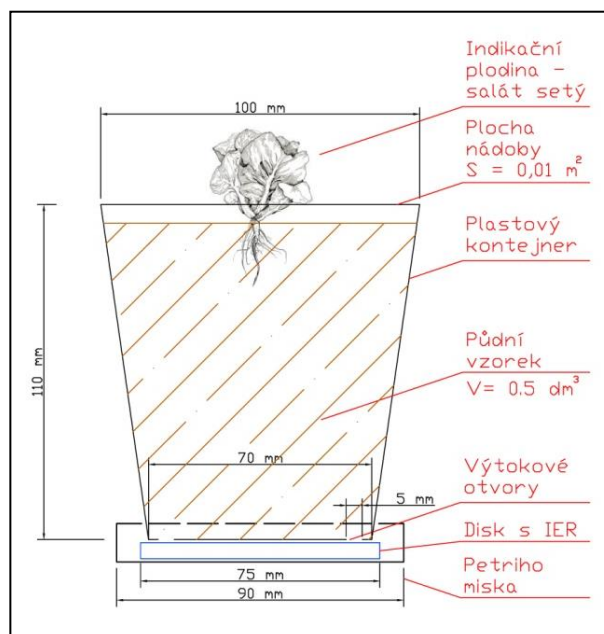
Odběr vzorků půdy byl proveden dne 8. listopadu 2011 dle metodiky ČSN ISO 10381-6. Vzorky kompostů byly odebrány z Centrální kompostárny Brno (kompost Černý drak - ČD a kompost Zelený drak - ZD) dne 11. listopadu 2011, z kompostárny v Náměšti nad Oslavou (kompost CMC) dne 25. března 2012 a z kompostárny ve Slavkově u Brna (kompost Slavkov - SLA) dne 28. března 2012. Odběr vzorků kompostu byl proveden dle metodiky ČSN EN 46 5735. Všechna použitá minerální hnojiva jsou registrována jako hnojiva, dle požadavků zákona č. 156/1998 Sb., o

hnojivech, ve znění pozdějších předpisů a jeho prováděcích právních předpisů. Totéž se týká i kompostů ČD, ZD a CMC.

Odebrané vzorky půdy a kompostu byly po převozu do laboratoře homogenizovány a prosety na sítu o velikosti ok 4 mm. U vzorků zeminy a kompostů byly stanoveny vybrané fyzikálně-chemické a biologické vlastnosti. Takto upravené vzorky byly v označených vzorkovnicích uloženy ve skříňovém termostatu při teplotě $4\text{ °C} \pm 2\text{ °C}$. Před založením pokusu byly vzorky půdy a kompostu preinkubovány při laboratorní teplotě po dobu 30 dnů z důvodu obnovení mikrobiologického metabolismu, který je narušen odběrem, úpravami a skladováním.

Pokusné nádoby o objemu $0,5\text{ dm}^3$ byly následně naplněny ornici, ornici s přídatkem kompostu nebo minerálního hnojiva (před aplikací byla hnojiva rozdrocena a následně aplikována na povrch zeminy) dle zvolených variant.

Pro každou variantu byly založeny 3 opakování ($n=3$). Ke stanovení vlivu hnojení na produkci rostlinné biomasy byl vybrán salát setý (*Lactuca sativa* L.) jako modelová (indikační) rostlina. Každá nádoba byla oseta 10 semeny salátu setého, po jednom týdnu byla ponechána v každé nádobě 1 indikační rostlina. Po 35 dnů probíhala kultivace v kontrolovaných podmínkách laboratorního fytotronu - délka dne 16 hodin, teplota 22 °C , intenzita světelného záření $300\text{ }\mu\text{mol m}^{-2}\text{ s}^{-1}$. Během experimentu byly nádoby zavlažovány 50 ml destilované vody 3 krát během týdne (pondělí, středa a pátek), od 2. týdne experimentu byla třetí dávka zvýšena na 100 ml destilované vody.



Obr. 8: Schéma nádobového experimentu

4.2.1 Varianty experimentu

- 1) **C** - kontrola (bez použití hnojení)
- 2) **ČD 50** - ornice s přídavkem kompostu ČD (přepočítaná dávka 50 Mg ha⁻¹ a sušina, dále jen DM, 60 % hmot.).
- 3) **ZD 50** - ornice s přídavkem kompostu ZD (přep. dávka 50 Mg ha⁻¹, DM: 60 %)
- 4) **SLA 50** - ornice s přídavkem kompostu SLA (přep. dávka 50 Mg ha⁻¹, DM: 60 %)
- 5) **CMC 50** - ornice s přídavkem kompostu CMC (přep. dávka 50 Mg ha⁻¹, DM: 60 %)
- 6) **ČD 100** - ornice s přídavkem kompostu ČD (přep. dávka 100 Mg ha⁻¹, DM: 60 %)
- 7) **ZD 100** - ornice s přídavkem kompostu ZD (přep. dávka 100 Mg ha⁻¹, DM: 60 %)
- 8) **SLA 100** - ornice s přídavkem kompostu SLA (přep. dávka 100 Mg ha⁻¹, DM: 60 %)
- 9) **CMC 100** - ornice s přídavkem kompostu CMC (přep. dávka 100 Mg ha⁻¹, DM: 60 %)
- 10) **NPK** - ornice hnojená minerálním hnojivem GSH NPK 10-10-10+13 S, výrobce Rašelina a.s., číslo typu hnojiva 5.1 (přepočítaná dávka 900 kg ha⁻¹; 90 kg N ha⁻¹)
- 11) **ČD+NPK** - ornice s přídavkem kompostu ČD (přep. dávka 50 Mg ha⁻¹, DM: 60 %) a minerální hnojivo NPK (900 kg ha⁻¹; 90 kg N ha⁻¹)
- 12) **CMC+NPK** - ornice s přídavkem kompostu CMC (přep. dávka 50 Mg ha⁻¹, DM: 60 %) a minerální hnojivo NPK (900 kg ha⁻¹; 90 kg N ha⁻¹)
- 13) **NP** - ornice hnojená kombinací minerálních hnojiv: močovina granulovaná, výrobce ZDV Fryšták, číslo typu hnojiva 1.8 (přepočítaná dávka 195 kg ha⁻¹; 89,7 kg N ha⁻¹) a superfosfát granulované hnojivo, výrobce Forestina MINERAL, číslo typu hnojiva 2.2 (přepočítaná dávka 200 kg ha⁻¹; 17 kg P₂O₅ ha⁻¹)
- 14) **ČD+NP** - ornice s přídavkem kompostu ČD (přep. dávka 50 Mg ha⁻¹, DM: 60 %) a minerální hnojiva: močovina (195 kg N ha⁻¹; 89,7 kg N ha⁻¹) a superfosfát (200 kg ha⁻¹; 17 kg P₂O₅ ha⁻¹)
- 15) **CMC+NP** - ornice s přídavkem kompostu CMC (přep. dávka 50 Mg ha⁻¹, DM: 60 %) a minerální hnojiva: močovina (195 kg N ha⁻¹; 89,7 kg N ha⁻¹) a superfosfát (200 kg ha⁻¹; 17 kg P₂O₅ ha⁻¹)

4.2.2 Základní fyzikálně-chemické a biologické parametry použité půdy a kompostů

U vzorků půdy a kompostů byly na počátku experimentu stanoveny následující agrochemické a biologické parametry:

Tab. 4: Přehled stanovených fyzikálně-chemických a biologických parametrů

Parametr	Použitá metodika
Fyzikálně-chemické ukazatele	
pH _{H2O}	Stanovení pH v suspenzi půdy ve vodě pomocí skleněné elektrody podle ČSN ISO 10390.
pH _{CaCl2}	Stanovení pH v suspenzi půdy v roztoku chloridu vápenatého pomocí skleněné elektrody podle ČSN ISO 10390.
EC	Stanovení elektrické konduktivity ve vodním výluhu pomocí skleněné elektrody podle ČSN ISO 11265.
C _{tot}	Stanovení celkového uhlíku po spálení vzorku v kyslíkové atmosféře na analyzátoru LECO CNS 2000 podle Nelson & Sommers (1996).
N _{tot}	Stanovení celkového dusíku po spálení vzorku v kyslíkové atmosféře na analyzátoru LECO CNS 2000 podle Bremner (1996).
C _{org}	Fotometrické stanovení organického uhlíku oxidací dichromanem draselným v roztoku koncentrované kyseliny sírové podle podle NF X 31-109, Cai <i>et al.</i> (2011).
Obsah humusu	Obsah humusu se vypočte z obsahu C _{org} vynásobením koeficientu 1,724 podle Pokorný <i>et al.</i> (2007)
P, K, Ca, Mg	Stanovení přístupných živin po extrakci kyselým roztokem Mehlich III s obsahem chloridu amonného podle Zbiral <i>et al.</i> (2011).

Spalitelné látky	Stanovení spalitelných látek v muflové peci při teplotě 550 °C podle ČSN 46 5735.
CaCO ₃	Volumetrické stanovení CaCO ₃ podle ČSN ISO 10693.
Cd, Pb, Zn	Pseudo-totální koncentrace Cd, Pb a Zn po kyselé digesci lučavkou královskou podle Waterlot <i>et al.</i> (2012).
Biologické ukazatele	
Mikrobiální rozbor - CPM - Sporulující mikroorganismy - Aktinomycety - Mikromycety - Fixátoři dusíku - Koliformní bakterie	Počítání KTJ (kolonie tvořící jednotka) kultivovaných na selektivních živných půdách podle Vítězová <i>et al.</i> (2012).
Test fytoxicity	Řeřichový test fytoxicity ve vodním výluhu podle Hejátková <i>et al.</i> (2007).

4.2.3 Stanovení úniku minerálních forem dusíku

Minerální dusík (N_{\min} , který zahrnuje amonnou formu NH_4^+-N a nitrátovou formu $NO_3^- -N$), který byl vyplavován z ornice, byl zachytáván pomocí selektivních katexových a anexových iontoměničů dle metodiky Binkley & Matson (1983), upravené podle Záhory (2001). Směsnými iontoměničovými zrny (IER, z anglického „Ion Exchange Resin“) byla naplněna novodurová plochá válcovitá pouzdra (disky) o vnitřním průměru 50 mm a výšce 10 mm, která byla z obou stran uzavřena síťovinou UHELON. Směsné IER zrna se skládají z kationových iontoměničových zrn (CER - katex pro záchyt NH_4^+-N) a aniontových iontoměničových zrn (AER - anex pro záchyt $NO_3^- -N$) v poměru 1 : 1. Naplněné novodurové prstence se označují jako IER disky (Novosadová *et al.*, 2011).

Stanovení zachycených iontů (NH_4^+-N a $NO_3^- -N$) probíhalo dle upravené metodiky Novosadová *et al.* (2011). Na konci experimentu IER disky byly vyjmuty z Petriho misek a 7 dní byly vysoušeny při laboratorní teplotě. Iontoměničová zrna byla vyjmuta z disků do připravených PE lahvíček. Zachycené N_{\min} ionty byly extrahovány pomocí

1,7 M HCl. Extrahované N_{\min} ionty byly stanoveny destilačně-titrační metodou dle Peoples *et al.* (1989).

Pro lepší interpretaci výsledků byly naměřené hodnoty úniku N_{\min} přepočítány na srovnatelné objemové množství zeminy v mg dm^{-3} .

4.2.4 Stanovení produkce nadzemní a podzemní biomasy

Po 35 dnech byla oddělena nadzemní část salátu setého a podzemní část rostliny, která byla zbavena zeminy a následně vymyta na síť o velikosti ok 2 mm ve slabém proudu vody. Následně byly obě části vysoušeny v laboratorní sušárně při teplotě 105 °C po dobu 24 hodin.

Salát setý (*Lactuca sativa* L.) je běžně pěstovanou listovou zeleninou, hojně využívanou pro laboratorní experimenty, zejména kvůli krátkému vegetačnímu cyklu a v ranných fázích růstu charakteristickou akumulací většího množství nitrátů do čerstvé biomasy (Porto *et al.*, 2008, Manojlović *et al.*, 2010).

4.3 Lyzimetrický experiment Březová nad Svitavou

V září 2012 byl v ochranném pásmu vodního zdroje v katastru obce Březová nad Svitavou založen lyzimetrický experiment za účelem sledování vlivu různého hnojení (organické, minerální dusíkaté a jejich kombinace) na vyplavování minerálního dusíku a další fyzikálně-chemické a biologické parametry. Lokalizace lyzimetrů je vyznačena na Obr. 7.

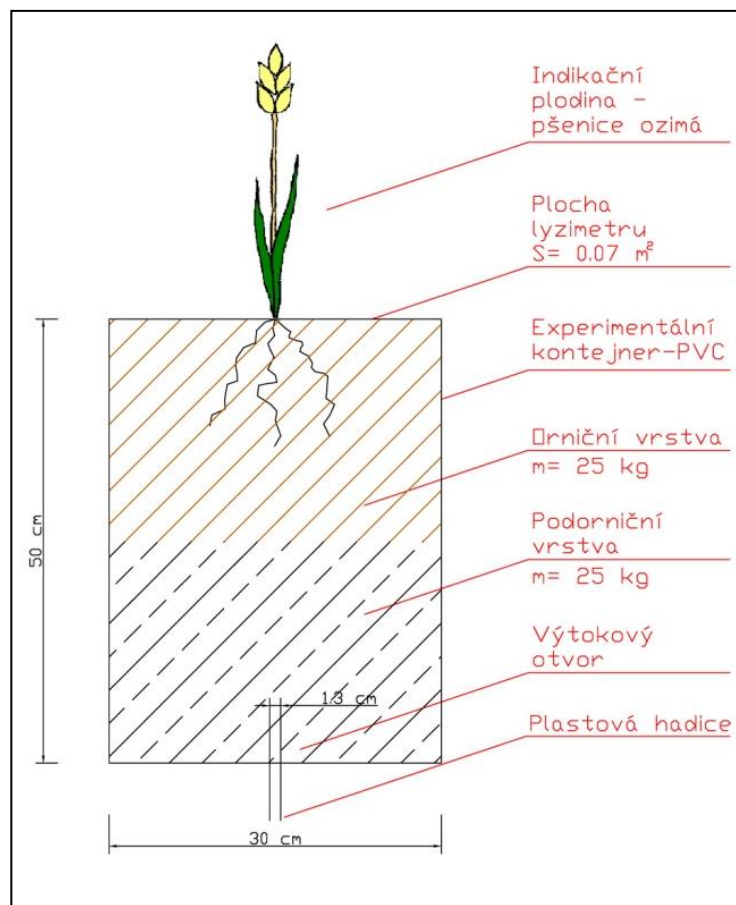
4.3.1 Popis lyzimetru

Termín „lyzimetr“ vznikl spojením řeckých slov „luis“ (roztok) a „metron“ (měření) (Klement & Prchalová, 2013). První použití lyzimetrů souviselo se snahou pochopit: a) souvislosti mezi fyziologií rostlin a vlivem půdy na rostlinnou produkci (Goss & Ehlers, 2009), b) vodní režim půdy a měřit perkolát prosakující půdním profilem (Kutilek & Nielsen, 1994, Goss & Ehlers, 2009).

Lyzimetry představují moderní, sofistikovaný nástroj na sledování přírodních zákonitostí a vztahů v systému půda-voda-rostlina-atmosféra a poskytují detailní informace o vodním režimu a hydrologické bilanci půdního profilu, včetně bilance v ní rozpuštěných látek, za přirozených klimatických podmínek (Meissner *et al.*, 2000, Klement & Prchalová, 2013).

Využití lyzimetrů pro sledování vlivu hnojení zemědělských plodin ve svých pracích popisují např. Johnson & Odin (1978), Peu *et al.* (2007), Phogat *et al.* (2013) a Jia *et al.* (2014).

Detail lyzimetru je uveden na Obr. 9. Lyzimetry byly vyrobeny z válců z PVC s vnějším průměrem 30 cm, výška lyzimetru byla 50 cm. Konec lyzimetrů byl uzavřen víkem s výtokovým otvorem o průměru 1,3 cm, na který byla připojena plastová hadice pro odvod perkolátu.



Obr. 9: Schéma lyzimetrického experimentu

Každá nádoba byla naplněna 25 kg podorniční vrstvy a 25 kg orniční vrstvy dle zvolených variant. Ornice a podorničí byly odebrány z katastrálního území obce Banín ze třech odběrových míst podle ČSN ISO 10381-6.

4.3.2 Varianty experimentu

Lyzimetrický experiment se skládal z celkem 7 variant hnojení po 3 opakováních (celkem 21 lyzimetrických nádob).

- **C1** nehnojená kontrola
- **C2** minerálně hnojená kontrola DAM 390
- **K1** aplikace kompostu ČD
- **K2** aplikace kompostu ČD + snížená dávka minerálního hnojiva DAM 390 (25 %)
- **K3** aplikace kompostu ČD + snížená dávka minerálního hnojiva DAM 390 (50 %)
- **K4** aplikace kompostu ČD + minerální hnojivo DAM 390
- **K5** aplikace zvýšené dávky kompostu ČD

Tab. 5: Dávky hnojiv a způsob jejich aplikace

Varianta	Aplikace hnojiva	Způsob aplikace
C1	Varianta nebyla hnojena	-
C2	DAM 390 140 kg N ha ⁻¹	půdní + foliární
K1	kompost ČD 50 Mg ha ⁻¹ , sušina (DM) 60 % hmot.	půdní
K2	kompost ČD 50 Mg ha ⁻¹ , DM: 60 %	půdní
	DAM 390 35 kg N ha ⁻¹	půdní + foliární
K3	kompost ČD 50 Mg ha ⁻¹ , DM: 60 %	půdní
	DAM 390 140 kg N ha ⁻¹	půdní + foliární
K4	kompost ČD 50 Mg ha ⁻¹ , DM: 60 %	půdní
	DAM 390 140 kg N ha ⁻¹	půdní + foliární
K5	kompost ČD 100 Mg ha ⁻¹ , DM: 60 %	půdní

4.3.3 Charakteristika použitých hnojiv

- **Černý drak, kompost - organické hnojivo** - registrované organické hnojivo dle zákona č. 156/1998 Sb., o hnojivech, ve znění pozdějších předpisů (číslo rozhodnutí o registraci 3372), výrobce Centrální kompostárna Brno a. s. Chemické a fyzikální vlastnosti udávané výrobcem: vlhkost: 30 - 65 %, spalitelné látky ve vysušeném vzorku: min. 20 %, celkový dusík ve vysušeném vzorku: min. 0,6 %, pH: 6 - 8,5, nerozložitelné příměsi: max. 2 %, poměr C:N: max. 30:1. Všechny uvedené parametry vycházejí z normy pro výrobu průmyslových kompostů ČSN 46 5735. Používá se ke hnojení zelených ploch, výsadbě zeleně, na zahradnických a ovocnářských plochách a zlepšování vlastností zemědělských

půd (informace získaná z bezpečnostního a příbalového letáku výrobce Centrální kompostárna Brno a. s.).

- **DAM 390** - je kapalné dusíkaté hnojivo, obsahující 30 % dusíku, z toho 25 % ve formě amonné, 25 % ve formě dusičnanové a 50 % ve formě močovinové. Tvoří jej roztok dusičnanu amonného a močoviny. Ve 100 dm³ obsahuje 39 kg N, při 25 °C má hustotu 1300 kg m⁻³. Hodnota pH zředěného roztoku (1 : 5) při 20 °C je 7,2 - 7,9. DAM 390 je možné použít k základnímu hnojení, k přihnojování během vegetace, k urychlenému rozkladu zorané slámy a k přípravě široké palety NPK suspenzí (informace získaná z bezpečnostního a příbalového letáku MJM Litovel a.s.).

4.3.4 Základní charakteristika pokusné rostliny pšenice ozimé

Dle Richtra & Hluška (1999) je pšenice ozimá obilninou se střední potřebou živin. Na produkci 1 tuny a zrna a k tomu odpovídajícího množství slámy v průměru odčerpá 25 kg dusíku, 5 kg fosforu, 20 kg draslíku, 2,4 kg hořčíku a 4 kg síry. Zásadní roli v chemické složení obilky pšenice ozimé hraje tvorba kořenového systému a následný přechod rostliny na výživu z půdy.

V podzimním období přijímají rostliny ozimé pšenice relativně málo živin a přes zimu se jejich příjem úplně zastavuje. Podíl odebraného dusíku v podzimním období nepřesahuje hodnotu 12 % z celkového odběru, z toho důvodu je značně neekologické aplikovat vysoké dávky dusíkatého hnojiva před setím. V jarním období se odběr dusíku rostlinou postupně zvyšuje, kdy u rostlin dochází k obnově biomasy po zimním období. Přibližně 40 % dusíku rostliny ozimé pšenice přijme do začátku sloupkování a intenzita odběru dusíku se i nadále zvyšuje až do konce kvetení, kdy rostlina odebere dalších 30 % živiny. Po odkvětu se nároky na dusík rostlinou výrazně snižují, jelikož následně dochází k translokaci dusíku z ostatních částí rostliny do tvořícího se zrna. Na konci vegetační sezóny je v zrnu alokováno až 75 % odebraného dusíku. Množství dusíku alokovaného v zrnu je ovlivňováno možným nízkým obsahem fosforu, draslíku, hořčíku a síry (Alley *et al.*, 1999, Richter & Hlušek, 1999).

Nedostatek živin omezuje růst rostlin a svým dopadem ovlivňuje záporně počet klasů na jednotce plochy, počet zrn v klasu, hmotnost tisíce zrn (HTZ) a řadu kvalitativních parametrů. Vedle toho se jednotlivé živiny vyznačují v rostlinách řadou

specifických funkcí, které podmiňují růst rostlin a jejichž nedostatek vede k poruchám jejich habitu (Richter & Hlušek, 1999).

Dle Richtera a Hluška (1999) v průběhu vegetace provádíme hnojení dusíkem a další případnou úpravu výživného stavu rostlin deficitními živinami v kapalně formě. Celkovou dávku dusíku aplikovanou v průběhu vegetace dělíme na:

- regenerační hnojení,
- produkční hnojení,
- kvalitativní hnojení.

Efektivní nastavení hnojení dusíkem je rozhodující pro ekonomiku produkce pšenice ozimé a ochranu podzemních a povrchových vod (Alley *et al.*, 1999)

Dle NV 262/2012 Sb. je pro pšenici ozimou stanoven limit hnojení ve výši 190 kg N ha⁻¹, při výnosu 7,7 t hlavního produktu stanovený dle koeficientu potřeby N na 1 t hlavního produktu a příslušného množství vedlejšího produktu.

4.3.5 Harmonogram jednotlivých operací na lyzimetrech

Tab. 6: Časový harmonogram jednotlivých operací v rámci lyzimetrického experimentu

Pracovní operace	Datum
ROK 2012	
odběr kompostu ČD na CKB	13. 9.
odběr ornice a podorničí	18. 9.
homogenizace ornice a podorničí prosetí půdy a kompostu na síť o velikosti ok 1 cm přidání kompostu ČD k ornici u variant K1 - K5 založení lyzimetrického experimentu odběr vzorků ornice pro stanovení vybraných parametrů	20. 9. - 21. 9.
oseť lyzimetrických nádob pšenicí ozimou	3. 10.
instalace sběrných nádob pro odběr perkolátu aplikace ionexových sond do jednotlivých lyzimetrů	1. 11.

ROK 2013	
odběr vzorků perkolátů	26. 2. 8. 3. 13. 3. 5. 4. 16. 4.
výměna ionexových sond v jednotlivých lyzimetrech aplikace 1. dávky hnojiva DAM 390 u variant C2, K2 - K4	26. 4.
odběr vzorků perkolátů	5. 6.
odběr vzorků perkolátů aplikace 2. a 3. dávky hnojiva DAM 390 u variant C2, K2 - K4 (hnojení bylo spojené do jedné dávky z důvodu špatných klimatických podmínek v předcházejícím období)	12. 6.
sklizeň pšenice ozimé v lyzimetrických nádobách odběr půdních a rostlinných vzorků pro stanovení vybraných parametrů	6. 8.
zapravení posklizňových zbytků do půdy v jednotlivých lyzimetrech (simulace orby)	19. 8.
odběr vzorků perkolátů	5. 9. 27. 9.
výměna ionexových sond v jednotlivých lyzimetrech oseť lyzimetrických nádob pšenicí ozimou	9. 10.
odběr vzorků perkolátů	12. 11. 26. 11. 16. 12.
ROK 2014	
odběr vzorků perkolátů	6. 2. 25. 2.
výměna ionexových sond v jednotlivých lyzimetrech aplikace 1. dávky hnojiva DAM 390 u variant C2, K2 - K4	13. 3.
aplikace 2. dávky hnojiva DAM 390 u variant C2, K2 - K4	28. 3.
aplikace 3. dávky hnojiva DAM 390 u variant C2, K2 - K4	23. 4.

sklizeň pšenice ozimé v lyzimetrických nádobách odběr půdních a rostlinných vzorků pro stanovení vybraných parametrů výměna ionexových sond v jednotlivých lyzimetrech	6. 8.
---	-------

4.3.6 Sledované parametry

Na počátku experimentu a každý rok po sklizni byly odebírány vzorky půdy pro stanovení aktivní půdní reakce ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) a výměnné půdní reakce ($\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$), elektrické konduktivity (EC) a pro stanovení makroelementů (C_{tot} , C_{org} , N_{tot} , N_{org} , N_{min} , P, K, Ca a Mg). Index dostupnosti dusíku a aktivita mikroorganismů v půdě byla stanovena na základě respirace půdních mikroorganismů, tzv. půdní respirace (produkce CO_2). Pomocí ionexových sond a jímaného perkolátu byl sledován pohyb minerálních dusíkatých frakcí. U každé varianty byl sledován výskyt arbuskulárních mykorhizních hub na kořenech ozimé pšenice. U každého lyzimetru byl při sklizni spočítán počet stébel a počet klasů a následně po vysušení byla určena produkce zrna a rostlinné biomasy.

4.3.6.1 Odběr a příprava na další rozborů vzorků půdy a rostlinné biomasy

Odběr vzorků půdy a jejich skladování probíhalo dle metodiky ČSN ISO 10381-6. Z jednotlivých lyzimetrů byly, na počátku experimentu a v termínech sklizně, odebírány půdní vzorky (hloubka vpichu 20 cm, 4 vpichy/lyzimetr). Množství odebraného vzorku půdy se pohyboval v rozmezí 300 - 400 g. Po převozu do laboratoře byly půdní vzorky homogenizovány, prosety na síť o velikosti ok 2 mm a následně rozděleny na 2 části. První část byla uložena v označených vzorkovnicích do laboratorního termostatu při teplotě $4\text{ °C} \pm 2\text{ °C}$. Druhá část půdních vzorků byla upravena dle ČSN ISO 11464 pro následné fyzikálně-chemické analýzy. Sušení půdních vzorků probíhalo 72 hodin v temnu při laboratorní teplotě ($22\text{ °C} \pm 2\text{ °C}$) a následně byly vzorky dosoušeny 24 hodin v laboratorní sušárně při teplotě 40 °C . Poté byly půdní vzorky uchovávány v označených vzorkovnicích při laboratorní teplotě ($22\text{ °C} \pm 2\text{ °C}$) před následujícími analýzami.

U obou částí půdních vzorků jednotlivých variant byl stanoven hmotnostní obsah sušiny a vlhkosti dle ČSN ISO 11465.

4.3.6.2 Půdní reakce

Půdní reakce (pH) je jedním z hlavních ukazatelů stavu chemických a fyzikálně-chemických vlastností půdy (Zbiral *et al.*, 2011). Důvodem je, že v půdě na hodnotě půdní reakce závisí velké množství chemických a biologických procesů, které se odehrávají v půdě (Šimek, 2003 a Gobat *et al.*, 2004).

Půdní reakce byla měřena na multifunkčním pH metru Sension+ MM150 v půdní suspenzi dle metodiky ČSN ISO10390. U jednotlivých půdních vzorků bylo stanoveno pH ve vodní suspenzi (aktivní pH - pH_{H_2O}) a v suspenzi s roztokem 0,01 M $CaCl_2$ (výměnné pH - pH_{CaCl_2}).

4.3.6.3 Elektrická konduktivita (EC)

Stanovení elektrické konduktivity (dále jen EC) se používá pro hodnocení salinity (zasolení) půdy. Měření EC je založeno na konceptu, že vedení elektrického proudu v roztoku je přímo úměrné koncentraci solí v daném roztoku (Sparks, 2003).

EC byla měřena ve filtrovaném vodním výluhu pomocí multifunkčního pH metru Sension+ MM150 dle metodiky ČSN ISO 11265.

4.3.6.4 Stanovení celkového uhlíku (C_{tot}) a dusíku (N_{tot})

Stanovení celkového uhlíku (C_{tot}) a dusíku (N_{tot}) vycházelo z metodiky Nelson & Sommers (1996) pro C_{tot} a Bremner (1996) pro N_{tot} . Stanovení probíhalo na analyzátoru LECO CNS 2000, který pracuje na principu suchého spalování vzorku v kyslíkové atmosféře. Na vzduchu vyschlý vzorek je před stanovením rozetřen v achátové misce a přesušen po dobu 1 hod. při 105 °C.

Stanovení bylo provedeno na Ústavu pedologie a geologie, Lesnické a dřevařské fakulty MENDELU.

4.3.6.5 Stanovení organického uhlíku (C_{org})

Organický uhlík (C_{org}) byl stanoven fotometricky po oxidaci dichromanem draselným v roztoku koncentrované kyseliny sírové podle metodiky dle Cai *et al.* (2011).

Stanovení bylo provedeno na spektrofotometru ThermoScientific Multiscan GO dle francouzské normy NF - X 31-109 na výzkumném pracovišti Groupe ISA ve francouzském Lille.

4.3.6.6 Stanovení organického dusíku (N_{org})

Organické dusíkaté látky byly stanoveny dle Kjeldahla. Během varu v přítomnosti koncentrované kyseliny sírové se organický dusík přítomný v půdním vzorku převádí na amonnou sůl, která se stanoví kolorimetricky dle metodiky Saha *et al.* (2012).

Stanovení bylo provedeno na spektrofotometru ThermoScientific Multiscan GO na výzkumném pracovišti Groupe ISA ve francouzském Lille.

4.3.6.7 Stanovení přístupných živin P, K, Ca a Mg pomocí metody Mehlich III

Půda je extrahována kyselým roztokem Mehlich III s obsahem chloridu amonného pro zvýšení rozpustnosti různých forem fosforu (P) vázaných na železo (Fe) a hliník (Al). Přítomnost chloridu amonného příznivě ovlivňuje desorpci draslíku (K), hořčíku (Mg) a vápníku (Ca).

Fosfor byl stanovován spektrofotometricky na přístroji UNICAM 8625 při vlnové délce $\lambda = 690$ nm z extraktu půdy v roztoku fosfomolybdenové modři.

Bazické kationty K, Ca a Mg byly stanovovány metodou atomové absorpční spektrometrie (AAS) v plameni acetylén-vzduch přístrojem ContrAA 700.

Stanovení bylo provedeno na pracovišti Agrochemie a výživy rostlin, AF MENDELU.

4.3.6.8 Stanovení bazální a substrátem indukované respirace *ex situ*

Bazální respirace (BR) a substrátem indukovaná respirace (SIR) byla stanovována dle metodiky podle Šimka *et al.* (2011).

BR byla měřena jako produkce CO_2 ze vzorků ornice inkubované v sérových lahvičkách. Bylo naváženo 15 g vzorku půdy do sérové lahvičky, která byla hermeticky uzavřena pomocí pryžového uzávěru, které byly následně inkubovány v termostatu při teplotě 25 °C. Po 3 a 24 hodinách bylo z každé sérové lahvičky odebráno 0,5 ml vzorek vzduchu a množství vyprodukovaného CO_2 bylo měřeno na plynovém chromatografu (Agilent Technologies 7890A) vybaveném tepelně vodivým detektorem.

BR byla vyhodnocena jako rozdíl celkového obsahu CO₂ po 21 hodinové inkubaci (24 - 3 hod.). Výsledné hodnoty produkce CO₂ byly přepočteny na obsah sušiny a objem sérové lahvičky.

SIR byla stanovena jako produkce CO₂ během 4 hod. inkubace v sérových lahvičkách. Bylo naváženo 5 g vzorku půdy, ke kterým se přidalo 2 ml roztoku glukózy (4 mg C ml⁻¹). Následující kroky jsou stejné jako u BR.

SIR byla vyhodnocena jako rozdíl celkového obsahu CO₂ po 2 hodinové inkubaci (4 - 2 hod.). Výsledné hodnoty produkce CO₂ byly přepočteny na obsah sušiny a objem sérové lahvičky.

4.3.6.9 Stanovení kumulativní produkce CO₂ in situ

Stanovení kumulativní produkce CO₂ probíhalo v průběhu vegetační sezóny přímo v jednotlivých lyzimetrických nádobách. Pro měření byla použita upravená metoda s využitím sorpce CO₂ na natrokalcit (Keith & Wong, 2006).

Granulky natrokalcitu obsahují NaOH a Ca(OH)₂ a přibližně 13 - 18 % absorbované vody, která je nezbytná pro chemickou sorpci CO₂ na uhličitany (Na₂CO₃ a CaCO₃). Tvorba uhličitánů se odráží v nárůstu hmotnosti granulí. Přírůstek hmotnosti natrokalcitu se měří ve vysušeném stavu mezi počátečním a konečným stavem.

Pro měření byl použit natrokalcit o velikosti zrn 2-5 mm. Natrokalcit (12 ± 1 g) byl umístěn do uzavíratelných PE lahviček, které byly před aplikací 14 hod. vysoušeny při 105 °C. Následně byly lahvičky s vysušeným natrokalcitem umístěny do jednotlivých lyzimetrů a hermeticky uzavřeny plechovou nádobou. Po 24 hodinách inkubace byly lahvičky vyjmuty z lyzimetrů, uzavřeny a po převozu do laboratoře opět vysoušeny při 105 °C po dobu 14 hod.

Výsledky byly vyhodnoceny jako kumulativní produkce CO₂ v gramech na 1 m² lyzimetru za 1 den (g CO₂ m⁻² den⁻¹). Přepočet byl proveden podle upraveného výpočtu, dle metodiky Keith & Wong (2006):

$$\text{Produkce CO}_2 = \left[\frac{(m_1 - m_2) \cdot 1,69}{s} \right] \cdot \left[\frac{24}{t} \right] \cdot \left[\frac{12}{44} \right] \quad (\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ den}^{-1})$$

m₁... hmotnostní přírůstek vzorku (g)

m₂... hmotnostní přírůstek slepého vzorku (g)

1,69... koeficient účinnosti poutání CO₂ na natrokalcitu

S... plocha půdy, na které dochází k poutání CO₂

t... čas měření respirace (hod)

12/44... poměr molární hmotnosti uhlíku k celé molekule CO₂

4.3.6.10 Stanovení arbuskulární mykorhizní kolonizace

Arbuskulární mykorhizní kolonizace (AM - arbuskulární mykorhiza) kořenů pšenice ozimé byla hodnocena ve vzorcích odebraných z kořenového systému na konci vegetační sezóny (srpen 2013 a srpen 2014). Kořeny byly nejprve očištěny a uchovány ve fixačním roztoku FAA (etanol 50 %, kyselina octová, formaldehyd). Barvení 0,05 % trypanovou modří v lactoglycerolu (Koske & Gemma, 1989) bylo použito pro hodnocení mykorhizní infekce a podíl kořenové kolonizace AM houbami byl určen mikroskopicky podle modifikované metodiky (Giovannetti & Mosse, 1980, Stroblová *et al.*, 2006).

AM byla hodnocena na 5 vzorcích kořenů z každého lyzimetru.

4.3.6.11 Index dostupnosti dusíku v půdě

Podstatu metody popsal Keeney (1982). Dostupnost půdního dusíku se odvozuje z mikrobiální mineralizace snadno dostupných organických dusíkatých látek během 7 denní anaerobní inkubace při teplotě 40 °C. Metoda je založena na stanovení rozdílu mezi původním a konečným obsahem minerálního dusíku (amonná a nitrátová forma na počátku inkubace a amonná forma na konci inkubace). Tento rozdíl je úměrný množství dusíku, který je uložen v původní mikrobiální biomase. Pouze některé anaerobní a fakultativně anaerobní termofilní bakterie mohou přežít extrémní podmínky vodní inkubace při teplotě 40 °C. Původní organický N se během inkubace mineralizuje a akumuluje se v amonné formě - N-NH₄⁺ (Binkley & Hart, 1989, Bundy & Meisinger, 1994).

Naváží se 20 g přirozeně vlhké půdy do 125 ml inkubační lahvičky, přidá se 50 ml destilované vody a hermeticky uzavřené inkubační lahvičky se vloží na 7 dní do termostatu při teplotě 40 °C. Po inkubaci se přidá 50 ml 4 M KCl, hodinu se suspenze promíchá na laboratorní třepačce a následuje filtrace. Následuje stanovení amonného dusíku destilačně-titrační metodou podle Peoples *et al.* (1989).

Obsah minerálního dusíku před inkubací se stanoví navážením 20 g přirozeně vlhké půdy, přidáním 100 ml 2 M KCl. Po protřepání suspenze na laboratorní třepačce (60

min.) následuje filtrace a stanovení minerálního dusíku (NO_3^- -N a NH_4^+ -N) opět destilačně-titrační metodou.

Výsledek se vyjádří v mg N_{min} kg^{-1} vysušené půdy a mg N-NH_4^+ kg^{-1} vysušené půdy.

4.3.6.12 Měření minerálního dusíku v perkolátech

Koncentrace vypraveného minerálního dusíku (N_{min}) byla měřena v půdním roztoku (perkolátu), který byl zachytáván do plastových nádob, umístěných v obslužné šachtě. Odběr perkolátu byl detailně popsán v pracích Elbl *et al.* (2013) a Plošek *et al.* (2013a). Kontrola produkce perkolátu byla prováděna v týdenních intervalech (v období srážek 2 krát týdně).

Stanovení N_{min} v perkolátu bylo provedeno upravenou destilačně-titrační metodou podle Peoples *et al.* (1989). N-NH_4^+ byl stanoven po zalkalizování perkolátu přidavkem oxidu hořečnatého (MgO). N-NO_3^- byl stanoven ve stejném vzorku po přidání Dewardovy slitiny.

4.3.6.13 Parametry stanovené u rostlinné biomasy

V době sklizně se odebere nadzemní biomasa (odběr probíhá 1 cm nad povrchem půdy v lyzimetrech). U každého lyzimetru se počítá počet klasů a stébel. Nadzemní biomasa byla vysušená při teplotě 60 °C po dobu 72 hod. U vysušených vzorků byla stanovena celková produkce biomasy a hmotnost zrna.

Z jednotlivých částí byly odebrány vzorky zrna a ostatní biomasy pro stanovení C_{tot} a N_{tot} , viz předchozí metodika pro stanovení C_{tot} a N_{tot} .

4.4 Statistické zpracování dat

Statistické vyhodnocení získaných dat bylo provedeno metodou jedno faktorové analýzy a variace (one-way ANOVA) v kombinaci s Fischerovým LSD testem na hladině významnosti 0,05 % ($p < 0,05$). Pro vyhodnocení dat byl využit software Statistica 10 CZ (Dell Software, Round Rock, USA). Výsledky byly přehledně zpracovány programem Microsoft Excel 2010 (Microsoft, Redmont, USA), příp. softwarem Statistica 10 CZ.

Výsledky statistického zpracování dat jsou uvedeny v příloze č. 2.

5 VÝSLEDKY A DISKUZE

5.1 Nádobový experiment

5.1.1 Základní charakteristiky půdy a kompostů

Před založením pokusu byly u použitých vzorků půdy a kompostů stanoveny vybrané fyzikální, chemické a biologické charakteristiky.

Fyzikálně a chemické charakteristiky půdy a kompostů jsou přehledně uvedeny v Tab. 7.

Dle Zbírala *et al.* (2011) by měla být výměnná půdní reakce ($\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$) pro hlinitopísčité půdy neutrální v rozmezí hodnot 6,3 - 6,7. Z výsledků je patrné, že půda z oblasti Banína je slabě kyselá, jak v aktivní půdní reakci ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ 5,81), tak i ve výměnné půdní reakci ($\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ 5,84).

Komposty vykazují alkalickou (7,54 - 8,11) nebo silně alkalickou (CMC: 8,42) aktivní půdní reakci, ale podle hodnot výměnné půdní reakce jsou neutrální (ČD: 7,1), nebo slabě alkalické (7,3 - 7,7).

Dle Pokorného *et al.* (2007) má půda vyšší obsah solí ($106,4 \mu\text{S cm}^{-1}$; vyšší míra zatížení půd solemi, rozmezí $60 - 120 \mu\text{S cm}^{-1}$), dle amerických standardů pro půdy se jedná o půdu prakticky nezasolenou (Sciana, 2002). Je patrné, že komposty jsou zdrojem většího množství solí a ve vysokých aplikačních dávkách mohou tudíž představovat potenciální riziko s možným negativním účinkem na růst rostlin (Fuchs *et al.*, 2008).

Dle obsahu uhlíku a humusu (C_{org} : $11,3 \text{ g kg}^{-1}$, resp. 1,95 % humusu) má půda nižší obsah organického uhlíku a je slabě humózní (Zbírál *et al.*, 2011, Pokorný *et al.*, 2007). Komposty jsou zdrojem organické hmoty (C_{org} a obsah humusu), což potvrzuje ve svých pracích řada autorů (Laegreid *et al.*, 1999, Diaz *et al.*, 2007, D'Hose *et al.*, 2014).

Podle obsahu dusíku (N_{tot} 0,16 %) je půda dle Pokorného *et al.* (2007) v rozmezí hodnot pro půdy v ČR (0,1 - 0,3 %). Podle obsahu přístupných živin (P $180,6 \text{ mg kg}^{-1}$; K $167,8 \text{ mg kg}^{-1}$; Ca 1449 mg kg^{-1} ; Mg $52,5 \text{ mg kg}^{-1}$) dle Mehlicha III je půda s vysokým obsahem fosforu, dobrým obsahem draslíku, vyhovujícím obsahem vápníku a nízkým obsahem hořčíku (Zbírál *et al.*, 2011). Rizikovými prvky (Cd, Pb, Zn) je půda minimálně dotčena.

Použité komposty splňují ve většině charakteristik kritéria normy ČSN 46 5735 pro průmyslové komposty. Pouze obsah zinku u kompostu ČD a ZD překročil limit (300

mg kg⁻¹), což bylo s největší pravděpodobností způsobeno přidavkem kalů z brněnské ČOV, které se přidávají do zakládky při procesu kompostování.

Tab. 7: Přehled vybraných fyzikálních a chemických charakteristik půdy a kompostů použitých pro nádobový pokus

Parametr	Jednotka	Půda		Kompost		
		C	ČD	ZD	SLA	CMC
pH _{H2O}	-	5,81	7,82	8,11	7,54	8,42
pH _{CaCl2}	-	5,84	7,1	7,3	7,3	7,7
EC	μS cm ⁻¹	106,4	4087	3856	6841	5236
C _{tot}	g kg ⁻¹	17,7	137	158	129	142
N _{tot}	g kg ⁻¹	1,6	15,0	15,3	14,1	15,3
C _{org}	g kg ⁻¹	11,3	123	139	122	115
Obsah humusu*	%	1,95	21,20	24,0	21,03	19,83
P	mg kg ⁻¹	180,6	573,6	514,7	804,8	772,0
K	mg kg ⁻¹	167,8	5229	5747	1622	10248
Ca	mg kg ⁻¹	1449	11126	11274	11250	9148
Mg	mg kg ⁻¹	52,5	1489	1198	1459	1441
Spalitelné látky	%	3,16	27,38	27,65	31,58	25,03
C:N ^{**}	-	19,8	18,3	18,1	22,4	16,4
CaCO ₃	g kg ⁻¹	1,1	77,7	43,0	66,7	25,4
Cd	mg kg ⁻¹	0,83	0,83	0,92	0,57	1,01
Pb	mg kg ⁻¹	6,9	1,7	30,9	17,2	15,9
Zn	mg kg ⁻¹	28,6	586,6	448,5	226,1	271,5

* Obsah organického uhlíku byl přepočten na obsah humus vynásobením koeficientu 1,724 (Pokorný *et al.*, 2007).

** Počítáno dle ČSN 46 5735 Průmyslové komposty (poměr spalitelných látek : N_{tot}).

Biologické parametry zeminy a kompostů jsou přehledně znázorněny v Tab. 8.

Pro hodnocení byla použita metoda počítání KTJ (kolonie tvořící jednotka, příp. CFU z anglického „Colony Forming Units“) kultivovaných na selektivních živných půdách. Byly vybrány kultivace indikačních fyziologických skupin mikroorganismů - CPM (celkový počet mikroorganismů), sporující mikroorganismy, aktinomycety,

mikromycety, fixátoři vzdušného dusíku a koliformní bakterie. Cílem kultivací není stanovení přesného počtu mikroorganismů, ale podání informace o důležitých skupinách kultivovaných mikroorganismů v daných substrátech a o jejich možném vlivu na půdní vlastnosti.

Dalším kvalitativním parametrem byl zvolen test fytotoxicity založený na měření indexu klíčivosti (IK) u semen řeřichy seté (*Lepidium sativum*, L.).

Tab. 8: Přehled vybraných biologických parametrů u zeminy a kompostů použitých pro nádobový pokus

Parametr	Jednotka	Půda		Kompost		
		C	ČD	ZD	SLA	CMC
CPM	KTJ g ⁻¹	2,7 10 ⁵	5,2 10 ⁶	2,5 10 ⁶	7,3 10 ⁶	2,4 10 ⁶
Sporulující mikroorganismy	KTJ g ⁻¹	3,9 10 ⁴	9,4 10 ³	8,5 10 ⁴	4,5 10 ⁴	4,6 10 ⁵
Aktinomycey	KTJ g ⁻¹	1,8 10 ⁴	1,1 10 ⁵	1,0 10 ⁵	2,7 10 ⁵	4,6 10 ⁵
Mikromycety	KTJ g ⁻¹	1,4 10 ⁴	8,1 10 ⁴	4,6 10 ⁴	5,5 10 ⁴	1,2 10 ⁴
Fixátoři dusíku	KTJ g ⁻¹	7,6 10 ³	2,0 10 ⁴	3,3 10 ⁴	4,3 10 ³	8,0 10 ²
Koliformní bakterie	KTJ g ⁻¹	5,0 10 ²	1,2 10 ²	8,0 10 ¹	1,3 10 ³	8,5 10 ²
Index klíčivosti	%	76,0	85,4	78,9	68,4	97,9

Pozn. KTJ - kolonie tvořící jednotka (z anglického CFU - „Colony Forming Unit“)

Při porovnání kultivovatelných částí mikroorganismů (KTJ g⁻¹) v rámci vybraných indikačních skupin je patrné, že komposty obsahují prakticky ve všech skupinách o řád větší množství daného mikrobiálního společenstva než testovaná půda. U kompostů se rozložení jednotlivých skupin, vyjma CPM, odlišuje. Např. u kompostu CMC byly nejvyšší hodnoty zaznamenány u skupin sporulujících mikroorganismů a aktinomycet, naopak ve skupinách mikromycety a fixátoři vzdušného dusíku byly nárůsty KTJ nejnižší. Na mikrobiální složení má vliv nejen vstupní materiál, ze kterého se kompost připravuje, ale rovněž parametry kompostování (doba a způsob kompostovacího procesu, provzdušnění, vlhkost a teplota v zakládce). Pokud porovnáme výsledky indikačních skupin u kompostů s hodnotami, které ve své práci zaznamenali Vítězová *et al.* (2012) tak došlo k výraznému poklesu ve všech indikačních skupinách, oproti

hodnotám, které jsou uvedeny v dané práci po 75 dnech kompostovacího procesu. Důvodem je s největší pravděpodobností stáří kompostů, které se pohybovalo v rozmezí 1 - 3 měsíce od ukončení kompostování, kdy postupem času dochází k vyčerpání rychle využitelných živin a tím k úbytku počtu skupin mikroorganismů.

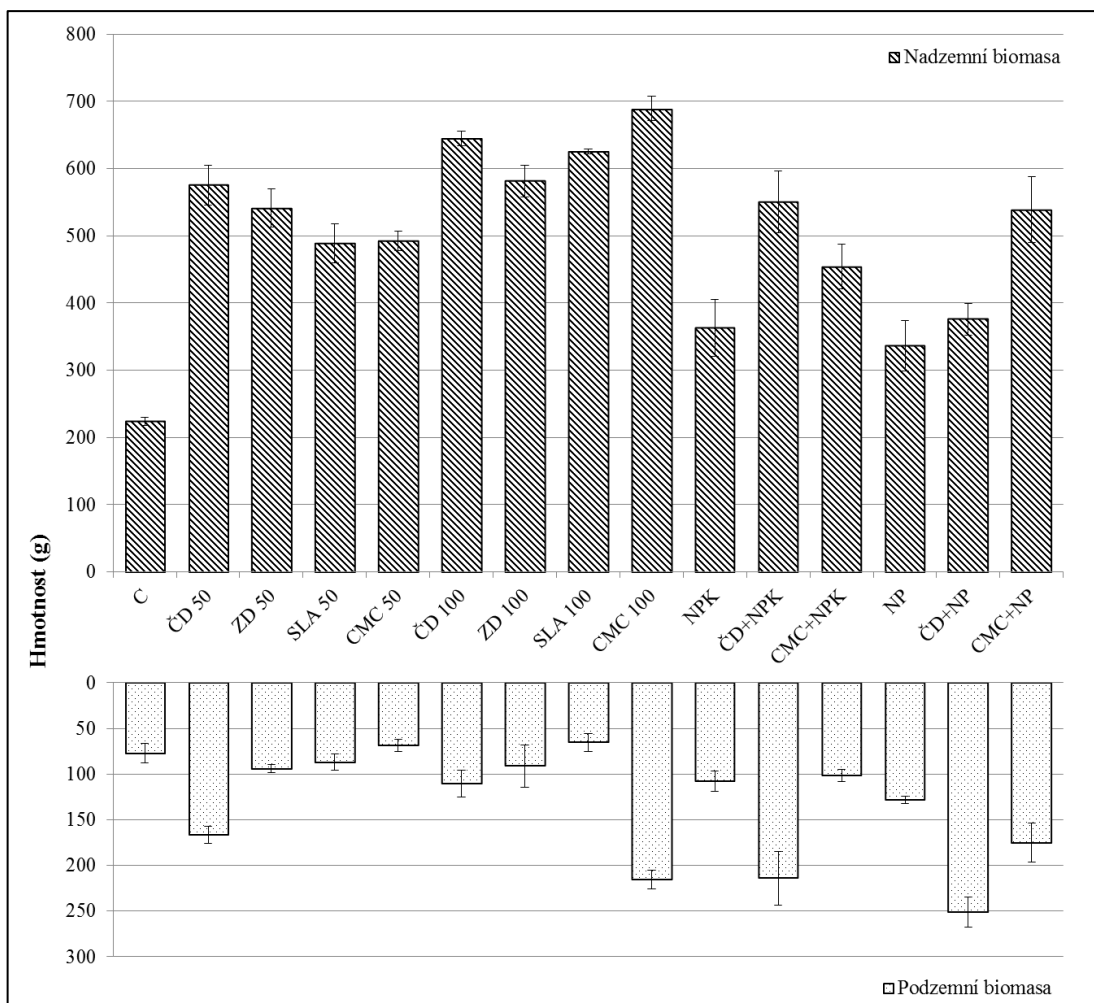
Z výsledků hodnocení indexu klíčivosti (IK) vyplývá, že komposty CMC a ČD dle Hejátková *et al.* (2007) se řadí spíše do kategorie II, což deklaruje zralý kompost s použitelností před setím. Komposty ZD a SLA spadají spíše do kategorie III, což je kompost stále ve fázi přeměny s použitelností v předjarních aplikacích, rekultivacích a pro pěstování hub. Pro srovnání byl stanoven IK i u půdy, který vyšel pod úroveň většiny z kompostů (kromě SLA), což může korespondovat s nižší hodnotou půdní reakce.

5.1.2 Produkce biomasy

Pro účely laboratorního pokusu byl jako indikační rostlina využit salát setý (*Lactuca sativa*, L.). Z grafu na Obr. 10 je zřejmé, že nejvyšší produkce nadzemní biomasy byla zaznamenána u variant s dvojnásobnou dávkou kompostu (ČD 100: 645,2 mg; CMC 100: 689,3 mg). Naopak nejnižší byla u kontrolní varianty C (223,7 mg). Z grafu je patrné, že produkce nadzemní biomasy u variant pouze s přidavkem minerálního hnojiva (NPK a NP) nedosahují hodnot variant s kompostem, případně jejich kombinací.

V produkci podzemní biomasy byla zjištěna nejnižší hodnota u varianty SLA 100 (65,3 mg), naopak nejvyšší hodnoty bylo zaznamenáno u varianty ČD+NP (251,0 mg).

Pro naměřené hodnoty produkce rostlinné biomasy byla provedena statistická analýza (ANOVA). U nadzemní biomasy jsou statisticky průkazné rozdíly zejména při porovnání nehnojené kontroly (C) a minerálně hnojených variant (NPK a NP) vůči variantám s kompostem, kde až na výjimky jsou rozdíly statisticky průkazné na hladině významnosti $p < 0,05$. U podzemní biomasy nejsou statistické rozdíly příliš výrazné, výjimku tvoří extrém (CMC 100, ČD+NPK, ČD+NP).



Obr. 10: Produkce nadzemní a podzemní biomasy

(zobrazeny jsou vážené průměry; n = 3)

V Tab. 9 a 10 jsou uvedeny hmotnostní poměry podzemních a nadzemních orgánů, tzv. poměr R/S (z anglického Root/Shoot).

Tab. 9: Hmotnostní poměr podzemních a nadzemních částí indikační plodiny (poměr R/S) u variant bez přidavku minerálního hnojiva

C	ČD 50	ZD 50	SLA 50	CMC 50	ČD 100	ZD 100	SLA 100	CMC 100
0,345	0,289	0,174	0,178	0,140	0,171	0,157	0,104	0,313

Tab. 10: Hmotnostní poměr podzemních a nadzemních částí indikační plodiny (poměr R/S) u variant s přidavkem minerálního hnojiva

NPK	ČD+NPK	CMC+NPK	NP	ČD+NP	CMC+NP
0,297	0,389	0,224	0,380	0,667	0,325

Při porovnání všech variant je patrné, že výrazněji investovaly do produkce kořenového systému rostliny u nehnojené kontrolní varianty (C), všech variant s přidavkem minerálního hnojiva a pouze u 2 variant s kompostem ČD 50 a CMC 100. U ostatních variant s kompostem byla produkce výrazně zaměřena na růst nadzemní části rostliny. Nižší hodnoty poměru podzemní a nadzemní části indikují větší množství dostupných přístupných živin pro rostlinu v daném substrátu, což znamená, že rostlina není nucena investovat do rozvoje podzemní části, ale v důsledku přebytku živin v půdním substrátu rozvíjí nadzemní část. Rychnovská *et al.* (1987) uvádí, že poměr R/S je kvantitativní ukazatel jednotlivých životních stádií (juvenilní, generativní a senilní) rostliny. Dle poměru R/S jednotlivé varianty spadají do juvenilního stádia generativní fáze (varianty s přidavkem kompostu kromě ČD 50 a CMC 100), případně do generativního stádia u ostatních variant.

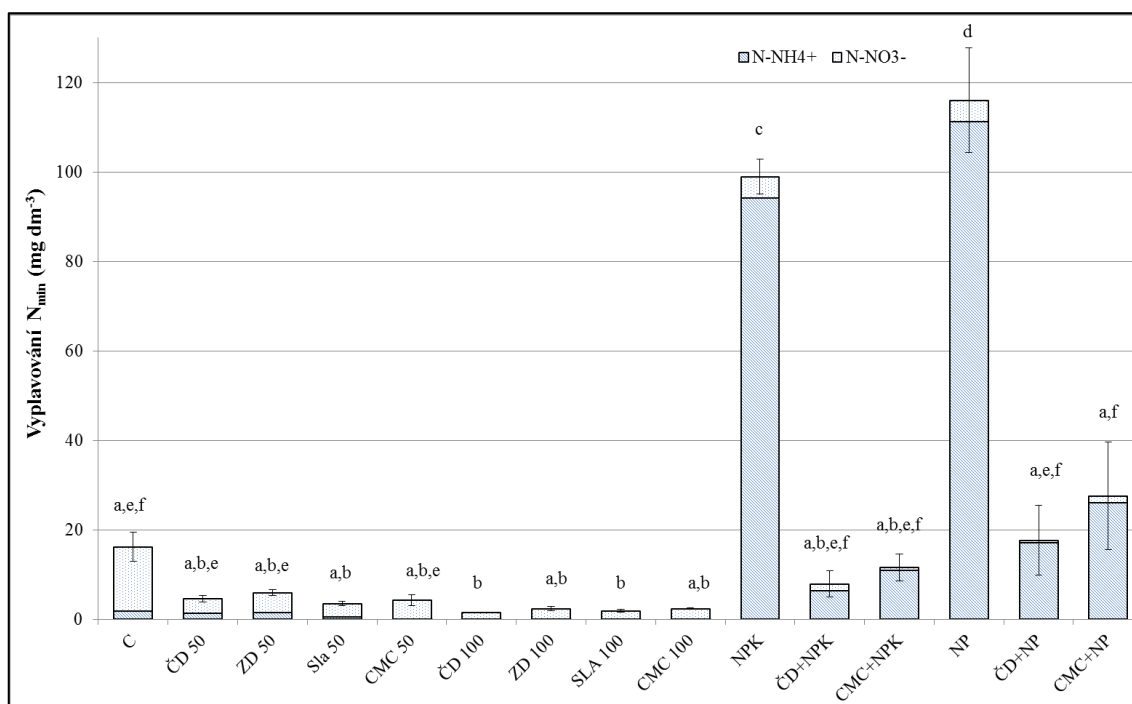
5.1.3 Vyplavování minerálního dusíku

Minerální dusík (N_{\min}), amonný ($N-NH_4^+$) a dusičnanový ($N-NO_3^-$), je základním prvkem úrodnosti. Na druhou stranu je N indikátorem přetížení půdního subsystému dusíkem, jelikož jeho únik z půdního profilu je nežádoucím projevem. V experimentu byla sledována mobilita N_{\min} v souvislosti s přidavkem různých typů kompostů a minerálních hnojiv. Jak již bylo zmíněno v literární části, předpokladem je, že přidavek organické hmoty (SOM) ve formě kompostu, podpoří mikrobiální aktivitu, což povede k vyšší imobilizaci živin pro rostliny a ke snížení množství vyplaveného N_{\min} z půdního profilu.

Získaná data vyplavování N_{\min} jsou přehledně zobrazena na Obr. 11.

Z výsledků je patrné, že v nádobovém experimentu byly zaznamenány nejvyšší hodnoty úniků N_{\min} u variant hnojených minerálně (NPK: 98,96 mg N_{\min} dm⁻³ a NP: 116,04 mg N_{\min} dm⁻³). Byť bylo dusíkaté hnojivo aplikováno dle doporučení výrobce pro pěstovanou plodinu, tak bylo pro dané množství půdy v nadbytku a nebylo rostlinou ani mikrobiálním společenstvem, obsaženým v půdě, využito. To se projevilo zejména

v úniku N-NH_4^+ , který nebyl nitrifikován. Na druhou stranu kombinace hnojení (kompost a minerální hnojivo) ve 100 % dávkách kompostu i minerálního hnojiva vedla ke statisticky průkaznému snížení úniků N_{min} (varianty ČD+NPK, CMC+NPK, ČD+NP a CMC+NP).



Obr. 11: Únik minerálního dusíku (součet N-NH_4^+ a N-NO_3^-) dle jednotlivých variant

(zobrazeny jsou vážené průměry; $n = 3$; rozdílná malá písmena indikují statisticky průkazné rozdíly mezi variantami v daném kalendářním roce, na hladině významnosti $P < 0,05$, ANOVA)

Nejnižší hodnoty byly zaznamenány ve variantách se zvýšenou dávkou kompostu (200 % doporučené dávky) a to u variant ČD 100: $1,52 \text{ mg N}_{\text{min}} \text{ dm}^{-3}$ a SLA 100: $1,90 \text{ mg N}_{\text{min}} \text{ dm}^{-3}$. Což znamená, že v případě popisované kombinace použité půdy a rostliny nemusí ani zvýšená dávka kompostu (vyšší než povoluje česká legislativa) znamenat ztráty živin z půdního prostředí, případně zhoršení půdních vlastností a výnosu rostlinné produkce. K podobným závěrům dospěli ve svých pracích např. Erhart *et al.* (2007), Cellier *et al.* (2012), Plošek *et al.* (2013a) a Elbl *et al.* (2013).

Dosažené výsledky byly dále verifikovány ve víceletém lyzimetrickém experimentu.

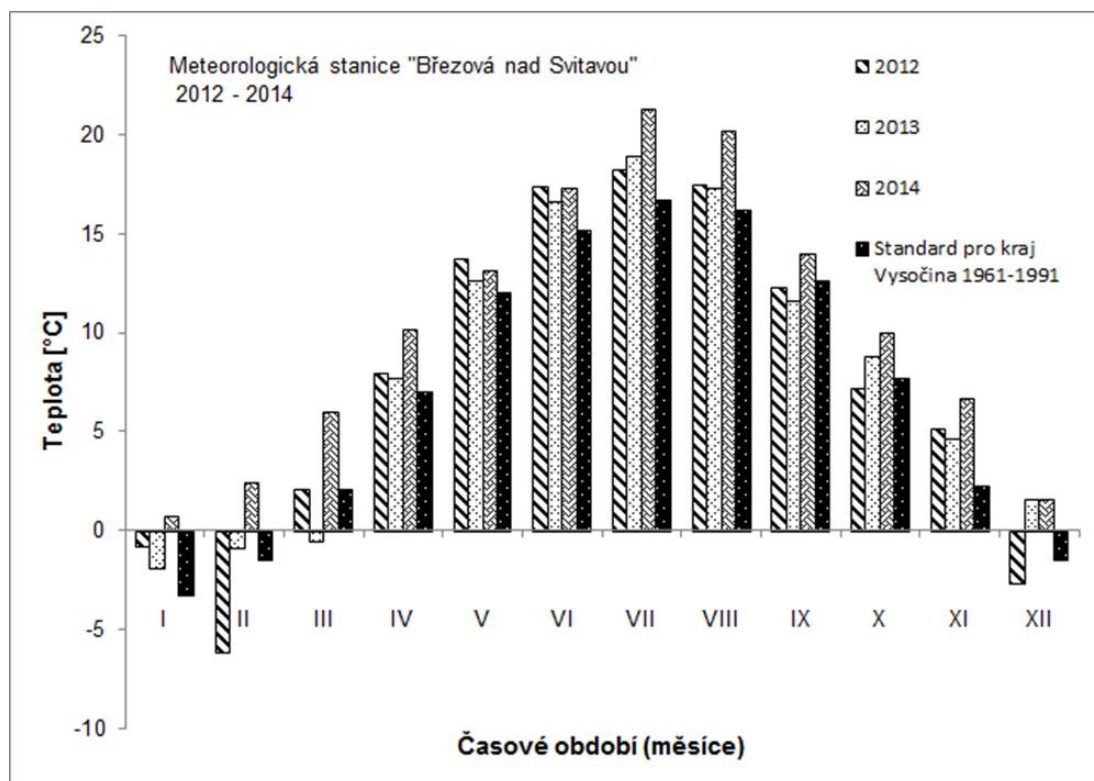
5.2 Lyzimetrický experiment Březová nad Svitavou

Výše uvedené hypotézy a výsledky z laboratorního experimentu byly následně ověřovány v rámci lyzimetrického experimentu, který probíhal v období září 2012 - srpen 2014 a zahrnoval tedy 2 vegetační sezóny.

5.2.1 Klimatická data - teplota a srážky v době experimentu

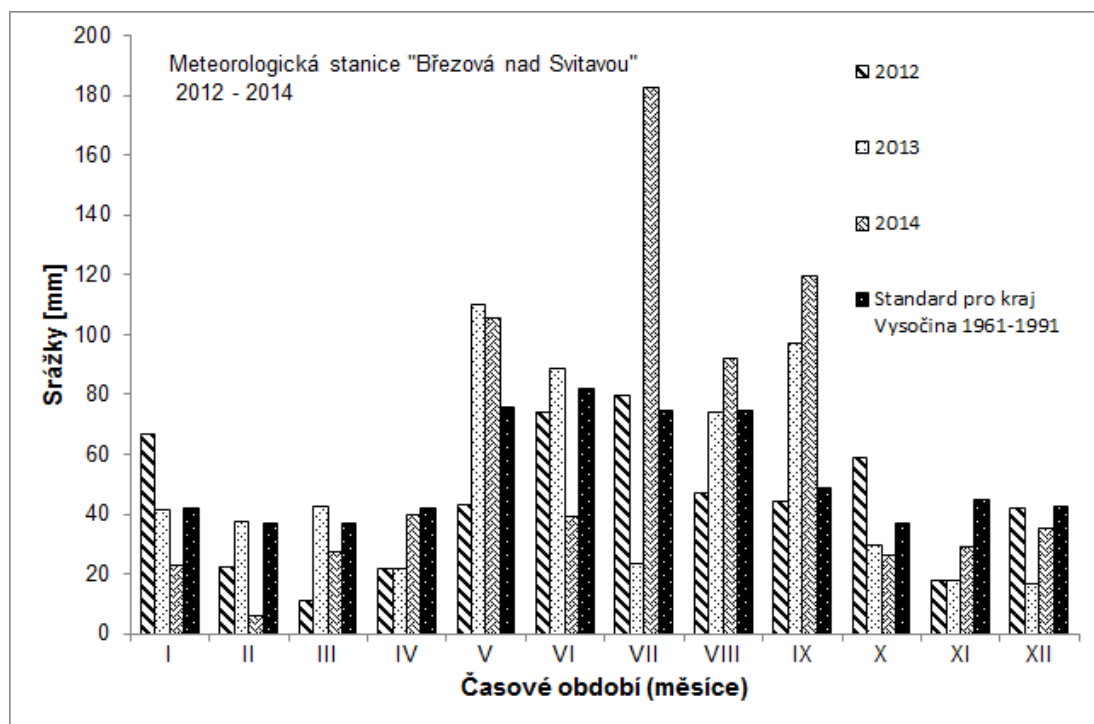
V průběhu experimentu byly zaznamenávány denní úhrny srážek a denní průměrná teplota (průměr z denního měření teploty v časech 8:00, 15:00 a 22:00) na meteorologické stanici Březová nad Svitavou, která se nachází v areálu dispečinku BVK Březová nad Svitavou (vzdušnou čarou přibližně 300 metrů od stanoviště lyzimetrického experimentu). Pro lokalitu Březová nad Svitavou jsou uvedeny rovněž klimatické průměry (1961 - 2012): průměrná roční teplota 7,9 °C a 588 mm průměr ročních srážek (zdroj: interní data z Českého hydrometeorologického ústavu).

Následující Obr. 12 a 13 představují měsíční průměry teplot a měsíční úhrny srážek z naměřených hodnot v průběhu experimentu. Pro porovnání jsou uvedeny měsíční průměry pro zájmové území z let 1961 - 1991.



Obr. 12: Měsíční průměr teplot v lokalitě Březová nad Svitavou

Největší rozdíly byly zjištěny u srážek. Celkové srážkové úhrny jsou podobné, ale jejich rozdělení v průběhu roku je odlišné. Dochází ke střídání delších období sucha a následných intenzivních srážek (období květen - srpen), které často trvají pouhých několik dní v daném měsíci.



Obr. 13: Úhrn srážek (mm) v jednotlivých měsících v lokalitě Březová nad Svitavou

Výše uvedené obrázky reprezentují výkyvy počasí v ochranném pásmu pitné vody Březová nad Svitavou. Tyto údaje je ovšem potřeba interpretovat s opatrností, neboť představují změny měsíčních průměrných teplot vzduchu a průměrných měsíčních úhrnů srážek v oblasti Březové nad Svitavou v době trvání experimentu, což nemusí u pěstovaných plodin spolehlivě odrážet stav stresu suchem v nejteplejších měsících roku (Trnka *et al.*, 2014)

5.2.2 Půdní reakce

Půdní reakce je jedním z hlavních ukazatelů stavu chemických a fyzikálně-chemických vlastností půdy a její stanovení je jedním ze základních testů AZP (Zbiral *et al.*, 2011). Na půdní reakci závisí řada půdních vlastností a průběh pedogenetických

procesů. Význam koncentrace vodíkových iontů pro úrodnost půdy spočívá v tom, že pH (půdní reakce) ovlivňuje: rozpustnost různých sloučenin, vazebnou sílu, výměnu iontů, ale ovlivňuje také aktivitu mikroorganismů a půdní strukturu.

V Tab. 11 a 12 jsou přehledně uvedeny hodnoty aktivní a výměnné půdní reakce.

Dle pH (H₂O) byla půdní reakce na počátku experimentu slabě kyselá až neutrální (varianta K5). Pouze u varianty hnojené minerálním hnojivem (C2) došlo v průběhu experimentu ke snížení aktivní půdní reakce z hodnoty 6,43 v září 2012 na 6,16 v srpnu 2014, což podporuje tezi, že přidavek minerálních hnojiv má vliv na zvýšení půdní kyselosti (Laegreid *et al.*, 1999, Zbiral *et al.*, 2011). U ostatních variant (nehnojená kontrola C1 a varianty s přidavkem kompostu K1 - K5) došlo ke snížení půdní kyselosti do neutrální oblasti. Nejvyšší nárůst hodnot byl zaznamenán u variant pouze s přidavkem kompostu (K1 a K5).

Tab. 11: Aktivní půdní reakce (pH H₂O)

Varianta	2012		2013		2014	
	pH (H ₂ O)	σ	pH (H ₂ O)	σ	pH (H ₂ O)	σ
C1	6,33 ^a	0,030	6,35 ^a	0,034	6,72 ^a	0,196
C2	6,43 ^b	0,021	6,50 ^b	0,012	6,16 ^b	0,035
K1	6,34 ^a	0,023	6,81 ^c	0,031	7,08 ^{c,d}	0,037
K2	6,53 ^c	0,021	6,90 ^d	0,025	7,16 ^{c,d}	0,022
K3	6,54 ^c	0,018	6,78 ^c	0,015	7,08 ^{c,d}	0,026
K4	6,45 ^b	0,032	6,64 ^e	0,015	6,97 ^c	0,033
K5	6,66 ^d	0,019	6,97 ^d	0,038	7,30 ^d	0,012

(zobrazeny jsou vážené průměry; n = 3; směrodatné odchylky (σ); rozdílná malá písmena indikují statisticky průkazné rozdíly mezi variantami v daném kalendářním roce, na hladině významnosti P<0,05, ANOVA)

Výměnná půdní acidita je dána ionty vodíku, které jsou sorbovány půdními koloidy a které se mohou za určitých podmínek uvolnit do půdního roztoku a tím zvyšovat aktivní kyselost půdy (Zbiral *et al.*, 2011).

Na počátku experimentu se hodnoty výměnné půdní reakce pohybovaly v rozmezí 5,63 - 6,77, což odpovídá půdní reakci slabě kyselé (C1, C2, K1 - K4) a neutrální (K5).

Dle Zbírara *et al.*, 2011 by se hodnota pH (CaCl₂) na orných půdách s písčitohlinitým půdním druhem měla pohybovat v rozmezí 6,3 - 6,7.

Tab. 12: Výměnná půdní reakce (pH CaCl₂).

Varianta	2012		2013		2014	
	pH (CaCl ₂)	σ	pH (CaCl ₂)	σ	pH (CaCl ₂)	σ
C1	5,80 ^a	0,035	5,86 ^{a,d}	0,103	5,98 ^a	0,254
C2	5,63 ^a	0,191	5,76 ^a	0,090	5,26 ^b	0,062
K1	6,16 ^{a,b}	0,059	6,50 ^b	0,028	6,35 ^{c,d}	0,009
K2	6,40 ^{b,c,d}	0,085	6,37 ^{b,c}	0,050	6,38 ^{c,d}	0,029
K3	6,71 ^{c,d}	0,191	6,25 ^{c,d}	0,033	6,24 ^{a,c}	0,006
K4	6,32 ^{b,c}	0,158	6,07 ^d	0,109	6,14 ^{a,c}	0,012
K5	6,77 ^d	0,131	6,58 ^b	0,047	6,55 ^d	0,040

(zobrazeny jsou vážené průměry; n = 3; směrodatné odchylky (σ); rozdílná malá písmena indikují statisticky průkazné rozdíly mezi variantami v daném kalendářním roce, na hladině významnosti P<0,05, ANOVA)

U varianty hnojené minerálním N hnojivem (C2) došlo na konci druhého vegetačního období k podstatnému snížení výměnné pH (5,63 v září 2012 na 5,26 v srpnu 2014), což znamená, že v roce 2014 se hodnoty pH dostaly do oblasti kyselé půdní reakce. Z výsledků je možné vyzorovat, že u všech minerálně hnojených variant došlo ke snížení výměnné pH. Na druhou stranu snížení výměnného pH u kombinace hnojení s kompostem (K2 - K4) nebylo tak výrazné jako u varianty C2. Pouze u nehnojené varianty (C1) a varianty s kompostem (K1) došlo ke zvýšení hodnoty výměnného pH na konci lyzimetrického experimentu.

5.2.3 Elektrická vodivost

Hodnoty elektrické vodivosti jsou uvedeny v Tab. 13.

V půdním roztoku je rozpuštěna řada disociovaných iontů a organických a anorganických sloučenin (např. Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺, CO₃⁻, HCO₃⁻, SO₄²⁻, Cl⁻, NO₃⁻, H₂PO₄⁻ aj.). Celkové množství těchto iontů může kolísat od několika setin až po několik jednotek % u zasolených půd. Na zvýšenou koncentraci solí reagují rostliny

zpomalením růstu, tvorbou malých listů a zvýšenou hmotností kořenů (Zbiral *et al.*, 2011).

Tab. 13: Zatížení půd solemi na základě elektrické vodivosti (EC)

Varianta	2012		2013		2014	
	EC ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	σ ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	EC ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	σ ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	EC ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	σ ($\mu\text{S cm}^{-1}$)
C1	87,10 ^a	0,81	108,53 ^a	10,74	57,67 ^{a,c}	7,09
C2	88,43 ^a	0,64	84,07 ^b	1,36	44,07 ^b	1,29
K1	85,50 ^a	1,24	108,83 ^a	9,41	58,17 ^{a,c}	3,44
K2	180,87 ^b	2,67	86,33 ^c	6,02	52,93 ^{a,b}	3,47
K3	144,20 ^c	2,40	119,23 ^{a,d}	4,27	54,97 ^{a,b}	3,04
K4	142,50 ^c	1,51	138,10 ^d	6,52	52,53 ^{a,b}	1,19
K5	151,87 ^d	2,00	124,23 ^{b,c}	12,28	67,77 ^c	2,69

(zobrazeny jsou vážené průměry; n = 3; směrodatné odchylky (σ); rozdílná malá písmena indikují statisticky průkazné rozdíly mezi variantami v daném kalendářním roce, na hladině významnosti $P < 0,05$, ANOVA)

Z hodnot v Tab. 13 je patrné, že rozptyl EC na počátku experimentu u jednotlivých variant (87,10 - 180,87 $\mu\text{S cm}^{-1}$) se po druhém vegetačním období snížil (44,07 - 67,77 $\mu\text{S cm}^{-1}$) a došlo i k podstatnému snížení zatížení solemi u všech variant experimentu.

Byť na počátku experimentu byly hodnoty EC vyšší než na jeho konci, tak pohled jednotlivých autorů na hodnocení zasolenosti půd není jednotný. Např. dle Pokorného *et al.* (2007) by hodnoty EC na počátku experimentu byly považovány za zvýšené (varianty C1, C2 a K1) a vysoké (K2 - K4) s možnými negativními účinky na půdu. Zbiral *et al.* (2011) nebo Sciana (2002) ve svých pracích uvádějí, že dané hodnoty odpovídají půdám nezasoleným. Na konci 2. vegetačního období došlo k poklesu EC dle Pokorného *et al.* (2007) do oblasti slabého zasolení.

5.2.4 Stanovení uhlíku (C) a dusíku (N)

5.2.4.1 Celkový uhlík C_{tot} a dusík N_{tot}

Dle Šimka (2003) je půdní uhlík primárně obsažen v organické formě a vytváří tzv. neživou složku půdní organické hmoty (SOM). Kromě organických sloučenin obsahují půdy i uhlík i v anorganických látkách, zejména uhličitanech, ovšem anorganická složka půdního uhlíku je obsažena pouze v jednotkách procent vůči C_{tot} .

SOM, jak bylo potvrzeno řadou studií, ovlivňuje fyzikální a chemické vlastnosti půd - připadá na ni třetina celkové kationtové výměnné kapacity, zásadně ovlivňuje stabilitu půdních agregátů a je pro většinu půdních mikroorganismů hlavním zdrojem živin.

Obsah SOM je v půdě různý a vliv má i způsob obhospodařování půdy. Bylo prokázáno, že klasická orba a vnos většího množství minerálních hnojiv vedou k postupnému snižování SOM (Laegreid *et al.*, 1999, Šimek, 2003).

V posledních letech se stále častěji, v souvislosti se změnou SOM, hovoří o tzv. priming efektu, což je významná změna v SOM způsobena relativně malou změnou vstupu do půdy. V průběhu priming efektu se za velmi krátkou dobu může v půdě uvolnit nebo imobilizovat velké množství uhlíku, dusíku a dalších živin a hlavní roli v těchto procesech hrají půdní mikroorganismy, jelikož mechanismy zrychlení či zpomalení obratu SOM probíhají díky nárůstu aktivity či množství mikrobiální biomasy (Kuzyakov *et al.*, 2000, Fontaine *et al.*, 2003).

V následujících Tab. 14 - 17 jsou přehledně zobrazeny obsahy celkové a organické formy uhlíku a dusíku.

Tab. 14 prezentuje výsledky C_{tot} v jednotlivých letech experimentu. Na počátku experimentu byl obsah C_{tot} v rozmezí 12,81 - 16,04 g kg⁻¹. Na konci experimentu byl obsah C_{tot} v rozmezí 13,21 - 19,10 g kg⁻¹. Nejnižší hodnoty C_{tot} byly ve všech letech zaznamenány u nehnojené kontroly (C1), naopak nejvyšší u varianty s 200 % dávkou kompostu (K5). Zvýšení obsahu C_{tot} lze připisovat zejména zapravení posklizňových zbytků do půdy.

Tab. 14: Obsah C_{tot} v jednotlivých letech experimentu

Varianta	2012		2013		2014	
	C_{tot} (g kg ⁻¹)	σ (g kg ⁻¹)	C_{tot} (g kg ⁻¹)	σ (g kg ⁻¹)	C_{tot} (g kg ⁻¹)	σ (g kg ⁻¹)
C1	12,81 ^a	0,11	12,74 ^a	0,25	13,21 ^a	0,10
C2	12,81 ^a	0,11	14,99 ^b	0,59	14,35 ^b	0,52
K1	15,39 ^b	0,17	15,99 ^{b,c}	0,26	15,99 ^c	0,43
K2	15,39 ^b	0,17	15,48 ^b	0,24	15,14 ^{b,c,d}	0,25
K3	15,39 ^b	0,17	15,32 ^b	0,90	14,32 ^d	0,63
K4	15,39 ^b	0,17	15,47 ^b	0,09	16,74 ^e	0,76
K5	16,04 ^c	0,05	16,97 ^c	0,31	19,10 ^f	0,63

(zobrazeny jsou vážené průměry; n = 3; směrodatné odchylky (σ); rozdílná malá písmena indikují statisticky průkazné rozdíly mezi variantami v daném kalendářním roce, na hladině významnosti $P < 0,05$, ANOVA)

Tab. 15: Obsah N_{tot} v jednotlivých letech experimentu

Varianta	2012		2013		2014	
	N_{tot} (g kg ⁻¹)	σ (g kg ⁻¹)	N_{tot} (g kg ⁻¹)	σ (g kg ⁻¹)	N_{tot} (g kg ⁻¹)	σ (g kg ⁻¹)
C1	1,40 ^a	0,009	1,20 ^a	0,018	1,05 ^a	0,029
C2	1,40 ^a	0,009	1,35 ^{a,b}	0,024	1,24 ^b	0,013
K1	1,61 ^b	0,021	1,43 ^{b,c}	0,047	1,28 ^b	0,042
K2	1,61 ^b	0,021	1,47 ^{b,c}	0,019	1,34 ^b	0,060
K3	1,61 ^b	0,021	1,41 ^{b,c}	0,107	1,19 ^{a,b}	0,118
K4	1,61 ^b	0,021	1,49 ^{b,c}	0,074	1,34 ^b	0,078
K5	1,69 ^c	0,022	1,55 ^c	0,053	1,54 ^c	0,006

(zobrazeny jsou vážené průměry; n = 3; směrodatné odchylky (σ); rozdílná malá písmena indikují statisticky průkazné rozdíly mezi variantami v daném kalendářním roce, na hladině významnosti $P < 0,05$, ANOVA)

Obsah celkového dusíku (N_{tot}) je uveden v Tab. 15. z výsledku je patrné, že přidavek kompostu na počátku experimentu zvýšil počáteční množství N_{tot} u všech variant

s kompostem (K1 - K5). U celkového obsahu dusíku (N_{tot}) došlo k poklesu u všech variant během lyzimetrického experimentu, u varianty C1 došlo ke snížení o 25 % (1,40 g kg⁻¹ v roce 2012, 1,05 g kg⁻¹ v roce 2014) a o 26,1 % u varianty K3 (1,61 g kg⁻¹ v roce 2012, 1,19 g kg⁻¹ v roce 2014). Jak bylo popsáno v literární části, tak přebytky dusíku v půdě jsou ihned využity mikroorganismy a rostlinami, příp. dochází ke ztrátám N.

5.2.4.2 Organický uhlík (C_{org}) a dusík (N_{org})

V Tab. 16 jsou uvedeny obsahy organické formy uhlíku (C_{org}). Jak již bylo zmíněno dříve, z obsahu C_{org} je možné dopočítat obsah humusu (SOM) vynásobením koeficientem 1,724 (Šimek, 2003, Pokorný *et al.*, 2007). Dle Zbírala *et al.* (2011) hnědé půdy obsahují SOM v rozmezí 2 - 4 %. Dle počátečního obsahu C_{org} je možné říci, že kontrolní varianty (C1 a C2) jsou slabě humózní (obsah humusu 1,87 %). Tento stav byl s největší pravděpodobností zapříčiněn nevhodným obděláváním půdy (agrotechnika + hnojení). Varianty s kompostem již jsou v rozmezí obsahu SOM pro hnědé půdy (2,09 % u variant K1 - K4 a 2,72 % u varianty K5).

Tab. 16: Obsah C_{org} v jednotlivých letech experimentu

Varianta	2012		2013		2014	
	C_{org} (g kg ⁻¹)	σ (g kg ⁻¹)	C_{org} (g kg ⁻¹)	σ (g kg ⁻¹)	C_{org} (g kg ⁻¹)	σ (g kg ⁻¹)
C1	10,86 ^a	0,62	10,61 ^{a,c}	0,21	13,28 ^{a,b}	0,13
C2	10,86 ^a	0,62	10,15 ^a	0,66	13,84 ^{a,b}	0,77
K1	12,12 ^a	0,23	10,92 ^{a,c}	0,86	13,21 ^{a,b}	0,14
K2	12,12 ^a	0,23	13,00 ^{b,c,d}	0,34	13,32 ^{a,b}	1,04
K3	12,12 ^a	0,23	12,07 ^c	0,37	12,97 ^a	0,52
K4	12,12 ^a	0,23	12,00 ^c	0,43	13,70 ^{a,b}	0,75
K5	15,76 ^b	0,16	14,23 ^d	0,16	15,02 ^b	0,34

(zobrazeny jsou vážené průměry; n = 3; směrodatné odchylky (σ); rozdílná malá písmena indikují statisticky průkazné rozdíly mezi variantami v daném kalendářním roce, na hladině významnosti $P < 0,05$, ANOVA)

Na konci experimentu došlo ke zvýšení obsahu C_{org} u všech variant s výjimkou varianty s 200 % dávkou kompostu (K5). Jak již bylo zmíněno u C_{tot} , důvod nárůstu C_{org} je zejména v zapravení posklizňových zbytků do půdy, které se projevilo hlavně na konci druhého vegetačního období.

Obsah C_{org} na počátku experimentu se pohyboval v rozmezí 10,86 - 15,76 g kg⁻¹. Na konci druhé vegetační sezóny to bylo 12,97 - 15,02 g kg⁻¹.

Obsah N_{org} je uvedený v Tab. 17. Opět se projevilo na počátku experimentu zvýšení N_{org} v důsledku přidavku kompostu. V dalších letech je možné pozorovat relativně stálé obsahy N_{org} v jednotlivých variantách experimentu.

Tab. 17: Obsah N_{org} v jednotlivých letech experimentu

Varianta	2012		2013		2014	
	N_{org} (g kg ⁻¹)	σ (g kg ⁻¹)	N_{org} (g kg ⁻¹)	σ (g kg ⁻¹)	N_{org} (g kg ⁻¹)	σ (g kg ⁻¹)
C1	1,05 ^a	0,026	1,09 ^a	0,045	1,03 ^a	0,099
C2	1,05 ^a	0,026	0,99 ^a	0,054	1,02 ^a	0,053
K1	1,58 ^b	0,038	1,08 ^a	0,031	1,22 ^{a,b}	0,127
K2	1,58 ^b	0,038	1,09 ^a	0,060	1,36 ^b	0,050
K3	1,58 ^b	0,038	1,02 ^a	0,021	1,22 ^{a,b}	0,183
K4	1,58 ^b	0,038	1,11 ^a	0,065	1,33 ^{a,b}	0,094
K5	1,93 ^c	0,052	1,30 ^b	0,060	1,41 ^b	0,075

(zobrazeny jsou vážené průměry; n = 3; směrodatné odchylky (σ); rozdílná malá písmena indikují statisticky průkazné rozdíly mezi variantami v daném kalendářním roce, na hladině významnosti $P < 0,05$, ANOVA)

5.2.5 Přístupné živiny P, K, Ca a Mg

Chemické vlastnosti půdy z lyzimetrů dokumentují Tab. 18 a 19.

Vzorky byly odebírány na počátku experimentu (2012) a při sklizních 2013 a 2014. Zásoby prvků v půdě v jednotlivých letech jsou značně rozkolísány.

V případě P (Tab. 18) došlo k nárůstu koncentrace v roce 2013 oproti roku 2012 u všech variant experimentu. V roce 2014 již hodnoty P poklesly v případě kontrolních variant (C1 a C2) a u variant s kompostem, kde byl vyšší přírůstek minerálního hnojiva

(K3 a K4) a kompostu (K5). Nejvyšší ztráta fosforu v půdě byla zaznamenána u minerálně hnojené kontroly (C2). Na počátku experimentu byly, dle Zbírala *et al.* (2011), obsahy P vysoké pro orné půdy u všech variant. Na konci druhého vegetačního období se obsahy prakticky nezměnily.

U K jsou počáteční obsahy, dle Zbírala *et al.* (2011), vyhovující u kontrolních variant (C1 a C2) a vysoké u variant s přidavkem kompostu (K1 - K5), viz Tab. 18. Nejvyšší poklesy obsahů K byly zaznamenány u variant s kompostem a vyšším podílem minerálního hnojení (K3 a K4). Naopak u nehnojené kontroly došlo, jako u jediné varianty, k mírnému zvýšení obsahu K. Na konci 2. vegetačního období byly obsahy K u jednotlivých variant: dobrý (C1 a K1, K2 a K5), vyhovující (K3 a K4), nízký (C2).

Tab. 18: Obsahy fosforu (P) a draslíku (K) ve vzorcích zeminy z lyzimetrů (2012 - 2014)

Varianta	2012		2013		2014	
	P (mg kg ⁻¹)	K (mg kg ⁻¹)	P (mg kg ⁻¹)	K (mg kg ⁻¹)	P (mg kg ⁻¹)	K (mg kg ⁻¹)
C1	179,16	140,70	204,01	152,60	188,27	163,30
C2	180,83	140,70	201,51	125,13	137,96	86,90
K1	142,53	320,07	217,73	294,50	238,27	208,13
K2	144,86	306,40	212,74	258,80	218,83	180,67
K3	142,53	316,73	218,98	260,30	212,65	144,36
K4	146,53	323,40	222,41	229,00	223,77	150,90
K5	146,86	320,07	272,01	327,97	248,76	245,07

(zobrazeny jsou vážené průměry; n = 3)

Počáteční obsahy Ca byly, dle Zbírala *et al.* (2011), vyhovující (C1 a C2) a dobrý (K1 - K5), detaily viz Tab. 19. V případě minerálně nehnojených variant (C1, K1 a K5) došlo u Ca nárůstu obsahu. V případě aplikace minerálního N hnojiva došlo u všech variant k poklesu koncentrace Ca (C2, K2 - K4). Na konci druhého vegetačního období byly obsahy Ca vyhovující (C1, C2, K3 a K4) nebo vysoké (K1, K2 a K5).

V případě Mg, detaily uvedeny v Tab. 19, jsou počáteční koncentrace, dle Zbírala *et al.* (2011), nízké (C1 a C2) nebo vyhovující (K1 - K5). Z hodnot je patrné, že půda z lokality Banín je poměrně ochuzená zejména o Mg, což může dle Richtra & Hluška

(1999) a Klementa *et al.* (2012) u pšenice ozimé omezovat růst rostliny, příp. způsobit snížení obsahu bílkovin v zru.

Tab. 19: Obsahy vápníku (Ca) a hořčíku (Mg) ve vzorcích zeminy z lyzimetřů (2012 - 2014)

Varianta	2012		2013		2014	
	Ca (mg kg ⁻¹)	Mg (mg kg ⁻¹)	Ca (mg kg ⁻¹)	Mg (mg kg ⁻¹)	Ca (mg kg ⁻¹)	Mg (mg kg ⁻¹)
C1	1430,67	46,43	1475,67	35,00	1798,00	75,43
C2	1430,67	45,77	1544,33	42,40	1290,00	41,17
K1	1923,67	92,53	1921,67	89,93	1935,67	96,23
K2	1860,33	91,20	1879,67	87,10	1800,67	83,60
K3	1891,00	92,53	1664,00	67,53	1715,00	77,07
K4	1947,00	92,87	1717,00	71,70	1714,67	78,27
K5	1977,00	91,20	2118,00	99,60	2221,67	117,97

(zobrazeny jsou vážené průměry; n = 3)

V průběhu experimentu došlo ke zvýšení obsahů Mg u všech variant bez přidavku minerálního N hnojiva (C1, K1, K5). U ostatních variant byl zaznamenán úbytek na konci druhé vegetační sezóny.

Z výsledků je patrné, že přidavek kompostu zvyšuje v půdě obsahy přístupných živin.

5.2.6 Stanovení půdní respirace

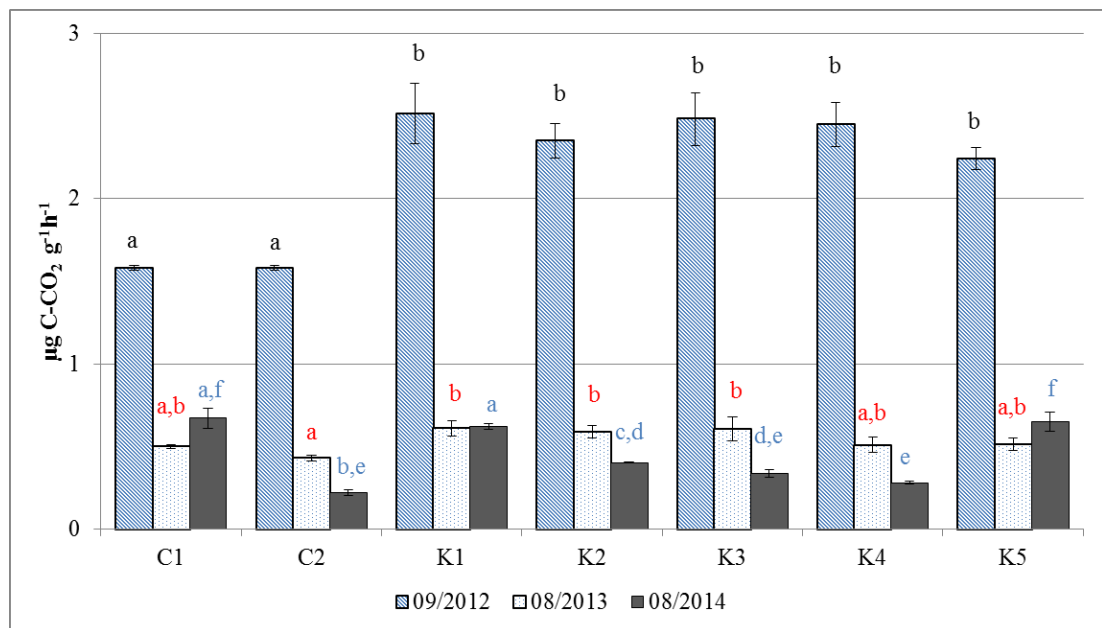
V následující části jsou uvedeny měření aktivity půdních mikrobů na základě respirometrických testů, v rámci kterých byly stanoveny aktuální hodnoty bazální respirace (BR) a substrátem indukované respirace (SIR) na počátku experimentu (září 2012) a v průběhu jednotlivých sklizní (srpen 2013 - 11 měsíců po aplikaci kompostu a srpen 2014 - 23 měsíců po aplikaci kompostu) a zároveň byla měřena kumulativní produkce CO₂ v jarním - letním období jednotlivých vegetačních sezón.

Bengtson *et al.* (2003) a Geisseler *et al.* (2010) uvádí, že aktivita mikroorganismů a jejich zastoupení v půdě může mít přímou souvislost s vyplavováním dusičnanů z půdního profilu.

5.2.6.1 Bazální respirace

BR vyjadřuje aktuální stav produkce CO₂ z půdy bez přidavku jakéhokoli substrátu (Šimek *et al.*, 2011). Naměřené hodnoty jsou uvedeny na Obr. 14.

Z výsledků je patrné, že na počátku experimentu přídavek kompostu podpořil činnost mikroorganismů a u všech variant s kompostem (K1 - K5) byly naměřeny průkazně vyšší hodnoty než u kontrolních variant (C1 a C2), což podporuje závěry řady studií, kdy efekt přídavku C_{org} v kompostu má pozitivní dopad na činnost mikroorganismů (Epstein, 1996, Diaz *et al.*, 2007, D'Hose *et al.*, 2014 aj.).



Obr. 14: Bazální respirace na počátku experimentu a na konci vegetačních období (zobrazeny jsou vážené průměry; n = 3; rozdílná malá písmena indikují statisticky průkazné rozdíly mezi variantami v daném kalendářním roce, na hladině významnosti P<0,05, ANOVA)

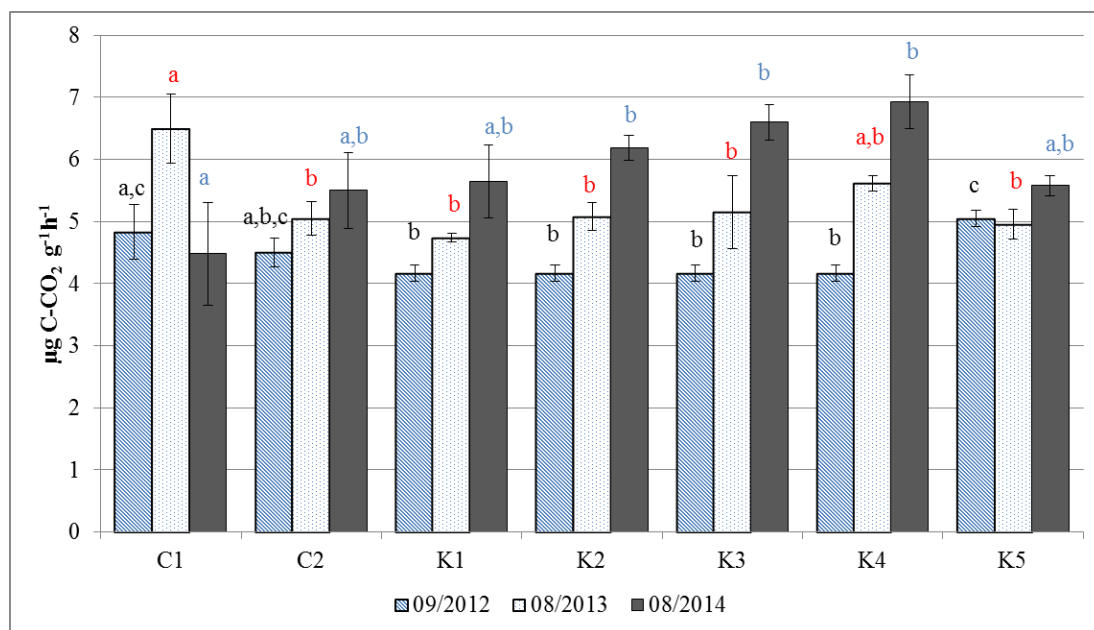
V dalších letech došlo k vyčerpání snadno asimilovatelných uhlíkatých látek a výraznému poklesu BR. Na konci prvního vegetačního období 08/2013 se bazální respirace pohybovala v rozmezí 0,43 - 0,61 µg C-CO₂ g⁻¹ h⁻¹. Nejvyšší hodnota byla zaznamenána u varianty K1 (0,61 µg C-CO₂ g⁻¹ h⁻¹), naopak nejnižší u varianty C2 (0,43 µg C-CO₂ g⁻¹ h⁻¹). Statistické rozdíly byly zaznamenány pouze mezi variantami C2 a K1-K3.

Na konci druhého vegetačního období 08/2014 byl zaznamenán další pokles zejména u variant s přidavkem minerálního N hnojiva (C2, K2 - K4), u ostatních variant bylo zaznamenáno zvýšení produkce CO₂ oproti předchozímu odběru. Nejvyšší hodnota byla změřena u nehnojené varianty C1 (0,67 μg C-CO₂ g⁻¹ h⁻¹), nejnižší naopak u varianty C2 (0,22 μg C-CO₂ g⁻¹ h⁻¹).

5.2.6.2 Substrátem indukovaná respirace

SIR rozumíme konstantní zvýšenou rychlost respirace po přidavku substrátu (v našem případě se jednalo o roztok glukózy). Hodnota SIR indikuje potenciál mikroorganismů k aktivitě (rozklad organických látek), kdyby nebyly limitovány dostupností živin a energie.

Naměřené hodnoty SIR jsou přehledně uvedeny na Obr. 15.



Obr. 15: Substrátem indukovaná respirace na počátku experimentu a na konci vegetačních období

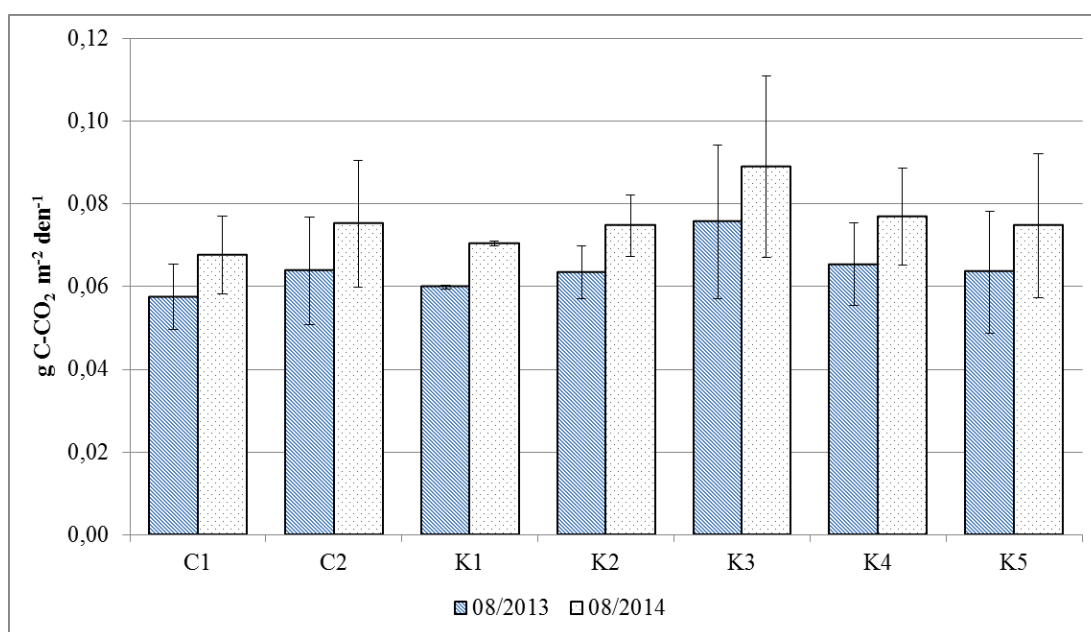
(zobrazeny jsou vážené průměry; n = 3; rozdílná malá písmena indikují statisticky průkazné rozdíly mezi variantami v daném kalendářním roce, na hladině významnosti P<0,05, ANOVA)

Z naměřených hodnot SIR je patrné, že po přidavku substrátu nejsou rozdíly v produkci CO₂ statisticky významné. S výjimkou kontrolní varianty C1 je možné vidět

u všech ostatních variant tendenci v nárůstu produkce CO₂ oproti předchozímu období, což může indikovat, že ve zvětšujícím se nedostatku rychle asimilovatelných uhlíkatých látek, půdní mikroorganismy reagují na přidavek substrátu (rychle využitelné energie) nastartováním metabolismu. Což dokládá i pokles BR, který koresponduje s nárůstem hodnot SIR v jednotlivých obdobích experimentu.

5.2.6.3 Půdní respirace měřená „in situ“

Na následujícím grafu (Obr. 16) je uvedena kumulativní produkce CO₂ stanovená přímo v lyzimetrických nádobách v období jaro - léto v jednotlivých vegetačních sezónách. Půdní respirace byla měřena jednou týdně během 24 hodin z povrchu půdy vymezené kovovým prstencem o ploše 19,6 cm² v hermeticky uzavřeném prostoru s vloženou alkalickou pastí pro jímání uvolněného CO₂. Měření probíhalo ve stejných obdobích ve dvou po sobě jdoucích letech - od 20. května do 3. srpna 2013 a od 16. dubna do 5. srpna 2014. Je užitečné připomenout základní rozdíl mezi laboratorním měřením bazální a substrátem indukované půdní respirace, kdy měření probíhá v krátkých intervalech v umělých, nepřirozených a kontrolovaných laboratorních podmínkách, a terénním měřením půdní respirace, do které se promítají všechny interakce mezi živým a neživým půdním prostředím včetně respirační aktivity kořenů a včetně klimatických dějů.



Obr. 16: Kumulativní produkce CO₂ *in situ* včetně vlivu kořenového systému

(zobrazeny jsou vážené průměry; n = 3)

Nejvyšší hodnoty byly zaznamenány v obou vegetačních sezónách u varianty K3 (0,075 g C-CO₂ m⁻² den⁻¹ v roce 2013, respektive 0,089 g C-CO₂ m⁻² den⁻¹ v roce 2014). Nejnižší hodnoty denní produkce CO₂ naopak vykazovala nehnojená kontrola C1 (0,057 g C-CO₂ m⁻² den⁻¹, respektive 0,067 g C-CO₂ m⁻² den⁻¹).

Předpoklad o vlivu přidavku kompostu a minerálního hnojení na činnost mikroorganismů nebyl v daném případě prokázán, byť se o jejich vlivu ve svých pracích zmiňují např. Malý *et al.* (2009) a Beesley (2014). V daném případě nebyly pozorovány statisticky průkazné rozdíly ani mezi hnojenými variantami, ani vůči nehnojené kontrole. Na druhou stranu je možné spatřit tendence v produkci CO₂ u varianty s kompostem K1 a kombinovaným hnojením (varianty K2 - K4), kdy s přidavkem minerálního N hnojiva dochází k postupnému nárůstu produkce CO₂ až po variantu K4, u které naopak s dalším přidavkem N hnojiva byl zaznamenán pokles produkce CO₂ oproti předchozí variantě (K3), což může indikovat, že dané prostředí již bylo přesycené N, který mikrobiální společenstvo již nebylo schopné spotřebovat a došlo naopak k poklesu činnosti (útlumu) metabolismu.

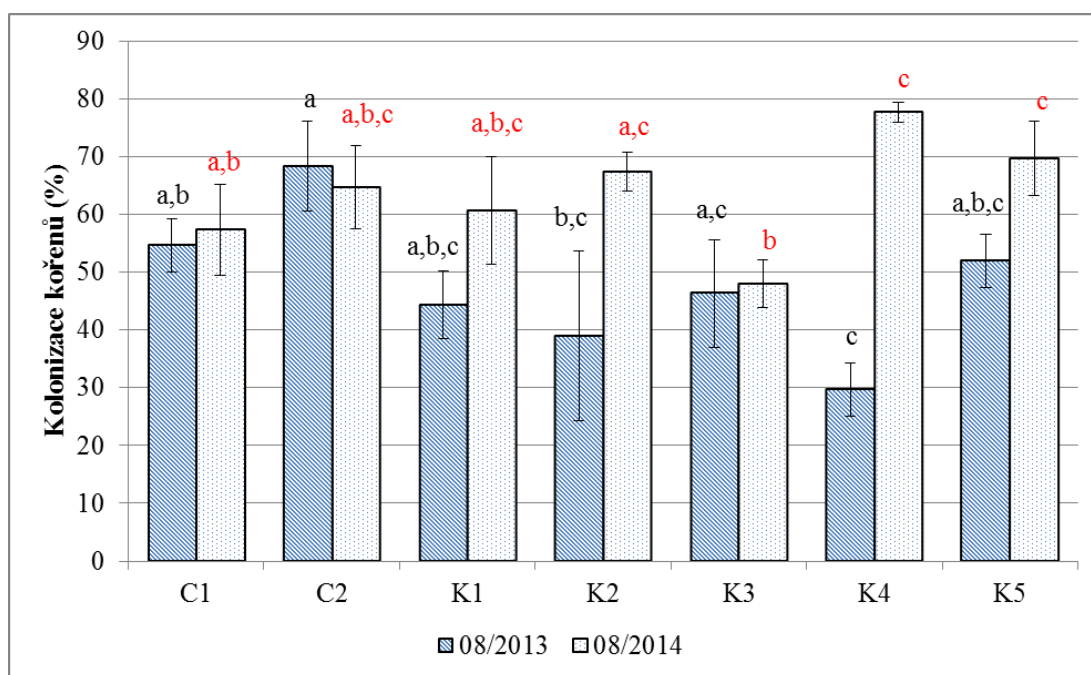
5.2.7 Kolonizace kořenů arbuskulární mykorhizou

Arbuskulární mykorhiza (AM) je jednou ze základních a nesporně nejrozšířenější mykorhizní symbiózou utvářenou mezi kořeny rostlin a mykorhizními houbami, jež se vyskytuje ve většině půdních ekosystémů (Stroblová *et al.*, 2005, Veresoglou *et al.*, 2012). AM houby jsou obligátní symbionti, jež získávají veškerý organický uhlík (C_{org}) ze symbiózy s partnerskou rostlinnou a nejsou tudíž limitovány C_{org} obsaženým v substrátu - půdě, což je případ i mnoha jiných půdních mikroorganismů zapojených do koloběhu živin (Smith & Smith, 2008, Veresoglou *et al.*, 2012). Symbióza mezi rostlinou a AM houbou je založena na výměně látek a energie: zejména uhlikatých látek bohatých na chemicky vázanou energii, které dodává rostlina, a fosforu (P) a částečně i dusíku (N), jež dodává AM houba, na což poukázal Veresoglou *et al.* (2012). Dodání stabilizovaných organických látek ve formě kompostu by mělo zvýšit osídlení kořenů rostlin AM houbami, s čímž souvisí usnadnění přístupu prvků do rostliny. Důvodem je enzymatická výbava symbiotického houbového partnera, která mění stupeň dostupnosti klíčových živin z organických vazeb a to zejména v případě fosforu. Je logické, že

symbiotické interakce mají kompetiční výhodu jenom v takových situacích, kdy se investice uhlohydrátů ze strany rostliny vyplatí. Pokud se neuváženými a nedomyšlenými aplikacemi syntetických minerálních forem klíčových živin ze strany člověka učiní tyto interakce v půdním prostředí nehodnotnými, potom symbiotické interakce selhávají a smysl takovýchto interakcí se vytrácí. To potvrzují Azcón *et al.* (2003) a Stroblová *et al.* (2005) s poukazem na negativní efekt vysokých dávek fosforu (P) a dusíku (N) na kolonizaci kořenů AM houbami.

Kolonizace kořenů pšenice seté AM houbami byla pozorována ve všech variantách v každém vegetačním období (Obr. 17).

Na konci prvního vegetačního období (08/2013) se kolonizace kořenů AM pohybovala v rozmezí 29,6 - 68,3 %. Nejvyšší hodnoty kolonizace kořenů byly zaznamenány u varianty C2, naopak nejnižší u varianty K4.



Obr. 17: Kolonizace arbuskulární mykorhizou u vzorků odebraných na konci vegetačních období

(zobrazeny jsou vážené průměry; n = 3; rozdílná malá písmena indikují statisticky průkazné rozdíly mezi variantami v daném kalendářním roce, na hladině významnosti $P < 0,05$, ANOVA)

Z grafu na Obr. 17 je patrné, že v prvním roce u všech variant s kompostem, díky dostatečné zásobě živin v obsažených v kompostu (zejména P, K a N), rostliny neměly

potřebu investovat do vytvoření symbiotického vztahu s mykorhizní houbou, což ve své práci potvrzuje např. Douds *et al.* (1997).

Ve druhém vegetačním období (08/2014) se procentuální zastoupení kolonizace kořenů AM houbami pohybovalo v rozmezí 48,3 - 77,7 %. Nejvyšší hodnoty byly zaznamenány u varianty K4 a nejnižší u varianty K3.

Statisticky průkazné rozdíly mezi jednotlivými variantami v daném roce nejsou příliš výrazné. Pouze varianta hnojena 100 % dávkou kompostu a N hnojivem (K4) je v prvním roce statisticky průkazně nižší než hodnoty u kontrolní varianty C1 a C2 (hnojena pouze dusíkem). Jak je z grafu patrné, u všech variant s výjimkou minerálně hnojené kontroly (C2) došlo ke zvýšení kolonizace kořenů v jednotlivých letech experimentu.

Předpoklad, že u variant s dodaným kompostem (K1 - K5) se projeví zvýšením osídlení kořenů AM houbami, se nepotvrdil. Naopak u variant hnojených 100 % dávkou minerálního hnojiva byly zaznamenány nejvyšší hodnoty v jednotlivých vegetačních obdobích (C2 - 08/2013 a 08/2014; K4 - pouze 08/2014). Což je ovšem v rozporu se zmíněným závěrem prací Azcón *et al.* (2003) a Stroblové *et al.* (2005) v případě vyššího obsahu N_{org} . Na druhou stranu ve druhém roce experimentu, po poklesu přístupných živin u variant s kompostem (K1 - K5), došlo ke zvýšení osídlení kořenů AM houbami, což znamená, že rostliny více investovaly do vytvoření symbiotického vztahu s mykorhizními houbami, protože prostřednictvím jejich půdního mycelia pak mohou využívat živiny z daleko většího objemu půdy, než kdyby využívaly pouze svůj kořenový systém.

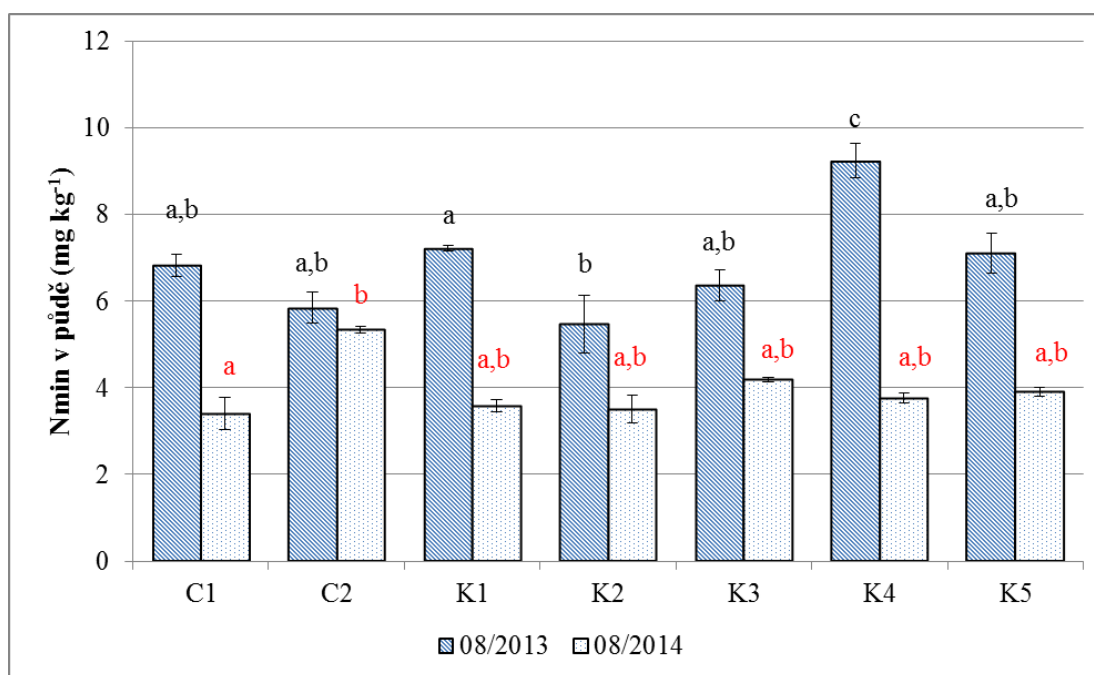
5.2.8 Dostupnost dusíku v půdě

Dostupnost dusíku byla hodnocena jako rozdíl koncentrací N_{min} u odebraných vzorků půd a uvolněného $N-NH_4^+$ obsaženého v mikrobiální biomase po sedmi denní inkubaci.

Na Obr. 18 jsou uvedeny hodnoty dostupného N_{min} v půdě. Z výsledků je zřejmé, že na konci druhého vegetačního období (08/2014) došlo k výraznému úbytku dostupného N_{min} oproti hodnotám na konci prvního vegetačního období (08/2013). Tento úbytek koresponduje s přírůstkem amonné formy dusíku obsažené v mikrobiální biomase uvedené na Obr. 19. Z toho důvodu pravděpodobně není možné přisuzovat souvislost úbytku N_{min} v půdě vyplavování N_{min} do půdního roztoku. S touto hypotézou by bylo

možné počítat pouze u variant s přidavkem kompostu (K1 a K5), kde došlo mezi vegetačními obdobími k poklesu koncentrace N_{\min} , ale nebyl zaznamenán výrazný nárůst amonné formy v mikrobiální biomase.

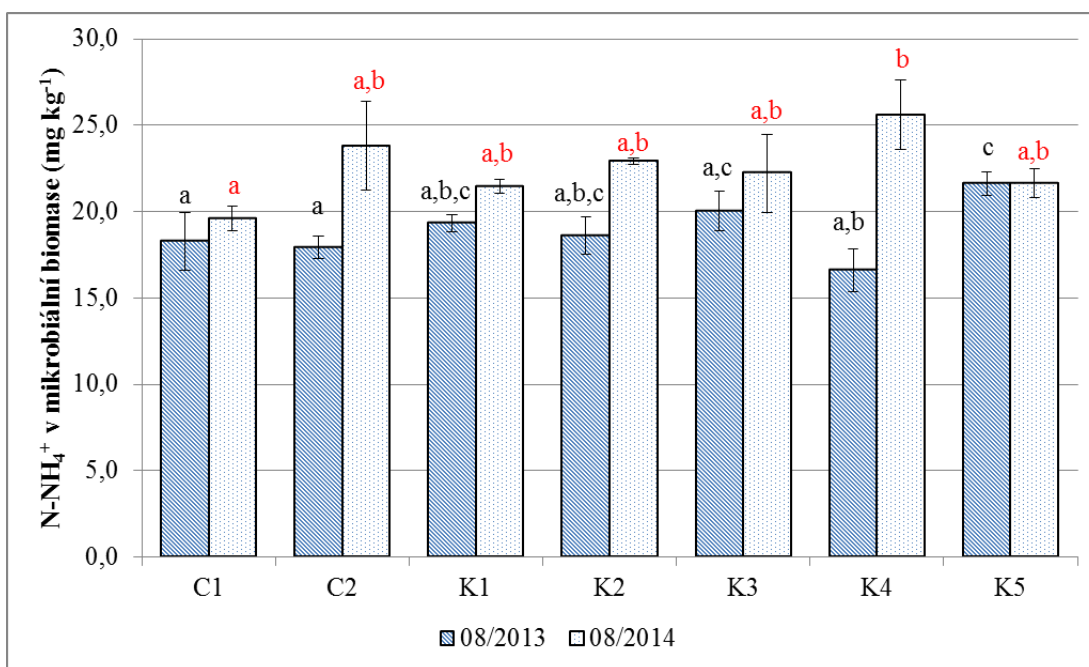
V koncentraci N_{\min} byl na konci prvního vegetačního období zaznamenán statisticky průkazný rozdíl pouze u varianty K4, kde bylo stanoveno nejvyšší aktuální množství N_{\min} ($9,2 \text{ mg kg}^{-1}$). Na konci druhého vegetačního období jsou statisticky průkazné rozdíly pouze u nehnojené (C1: $3,4 \text{ mg kg}^{-1}$) a minerálně hnojené kontroly (C2: $5,3 \text{ mg kg}^{-1}$).



Obr. 18: Aktuální množství N_{\min} v půdě na konci jednotlivých vegetačních období (zobrazeny jsou vážené průměry; $n = 3$; rozdílná malá písmena indikují statisticky průkazné rozdíly mezi variantami v daném kalendářním roce, na hladině významnosti $P < 0,05$, ANOVA)

Efekt přidavku hnojiv na množství $N\text{-NH}_4^+$ obsaženém v mikrobiální biomase je možné nalézt na Obr. 19.

Z výsledků je zřejmé, že mezi variantami nejsou podstatné statisticky významné rozdíly, které by podporovaly závěry jiných autorů, že přidavek kompostu pozitivním způsobem ovlivňuje dostupnost dusíku v půdě (Neuens & Reheul, 2003, Elbl *et al.*, 2014).



Obr. 19: Dostupnost dusíku (N-NH₄⁺) na konci vegetačních období

(zobrazeny jsou vážené průměry; n = 3; rozdílná malá písmena indikují statisticky průkazné rozdíly mezi variantami v daném kalendářním roce, na hladině významnosti P<0,05, ANOVA)

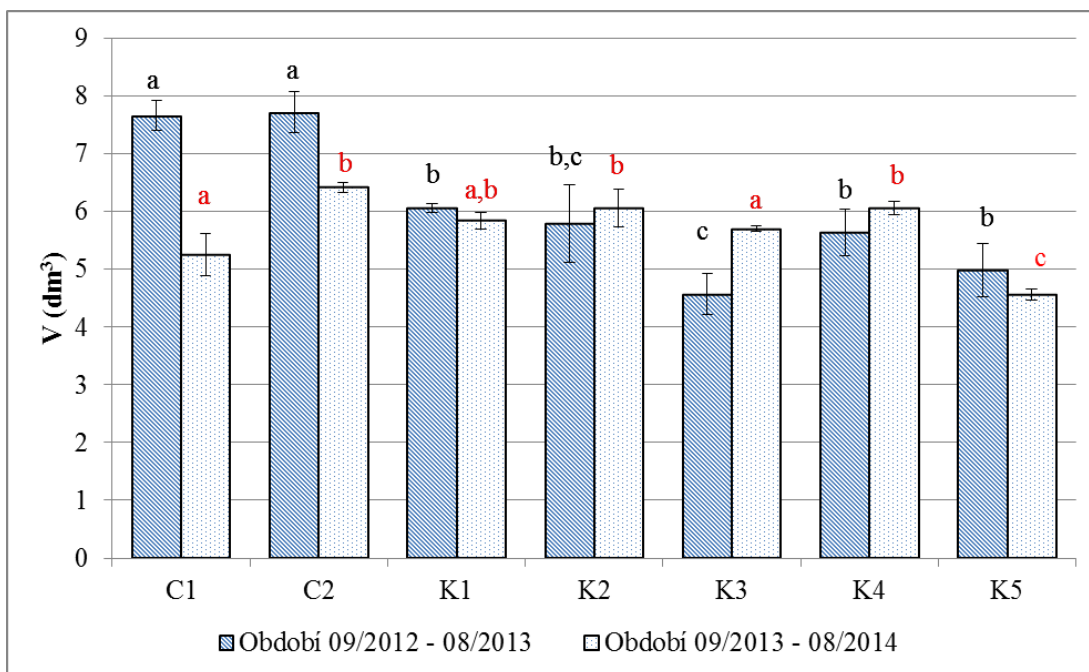
5.2.9 Únik perkolátu

Během trvání experimentu bylo měřeno množství uniklého perkolátu (půdní výluh), který protekl vrstvou půdy v experimentální nádobě.

Následující graf (Obr. 20) představuje celková množství perkolátu během jednotlivých vegetačních období.

Jak je z grafu patrné, nejvyšší množství perkolátu bylo zaznamenáno pouze u minerálně hnojené varianty C2 (08/2013 = 7,7 dm³; 08/2014 = 6,4 dm³). Naopak nejnižší hodnoty byly zjištěny u varianty K3 (4,6 dm³) na konci vegetačního období v srpnu 2013 a varianty K5 (4,6 dm³) na konci vegetačního období v srpnu 2014.

V prvním vegetačním období je možné pozorovat statisticky průkazné rozdíly mezi kontrolními variantami (C1 a C2) a variantami s přidavkem kompostu (K1 - K5). Ve druhém vegetačním období jsou viditelné rozdíly mezi hnojenou kontrolou (C2) a variantami s kompostem (K3 a K5).



Obr. 20: Celková množství vyplaveného perkolátu v rámci jednotlivých vegetačních období

(zobrazeny jsou vážené průměry; $n = 3$; rozdílná malá písmena indikují statisticky průkazné rozdíly mezi variantami v daném kalendářním roce, a to na hladině významnosti $P < 0,05$, ANOVA)

Řada autorů poukazuje na pozitivní efekt přidavku kompostu na infiltraci a retenci vody v půdě (Diaz *et al.*, 2007, D'Hose *et al.*, 2014, Plošek *et al.*, 2014), což může být jednou z příčin rozdílů mezi variantami s přidavkem kompostu a hnojenou kontrolou. Dalším důvodem může být rozdílný rozvoj rostlinného pokryvu u variant s přidavkem kompostu a kontrol, kdy varianty s přidavkem kompostu zejména v prvním vegetačním období měly rychlejší nárůst nadzemních částí, než kontrolní varianty (C1 a C2), což může znamenat, že varianty s kompostem spotřebovaly větší množství vody pro rozvoj rostliny a zároveň mohlo docházet k většímu záchytu vlhkosti na povrchu rostlin.

Únik perkolátu v rámci jednotlivých vegetačních období můžete vidět v Tab. 20.

V prvním vegetačním období (09/2012 - 08/2013) docházelo k únikům perkolátu v měsících: únor, březen, duben a červen, oproti tomu ve druhém vegetačním období (09/2013 - 08/2014) to byly měsíce září, listopad, prosinec a únor. Rozložení úniků perkolátu souvisí s rozložením teplot a srážek v jednotlivých vegetačních obdobích. Zimní měsíce (prosinec 2012 - březen 2014) v prvním vegetačním období byly teplotně pod bodem mrazu a srážkově bohatší než stejné období ve druhé vegetační sezóně.

Rovněž květen (zejména poslední týden) 2013 a začátek června 2013 sebou přinesly velké úhrny srážek, v krátkém časovém období, které znamenaly vysoké úniky perkolátů i v již pozdní fázi vegetační sezóny. Ve druhém vegetačním období byly srážkově nadprůměrné měsíce září 2013, a s tím související srážky na konci srpna 2013. Produkce perkolátu v prosinci 2013 souvisí s teplotami nad bodem mrazu v daném měsíci, kdy nedošlo k zamrznutí půdní vody, ale k jejímu protečení půdním profilem.

Tab. 20: Rozložení produkce perkolátu během vegetační sezóny

Varianta	Produkce perkolátu v období 09/2012 - 08/2013 (dm ³)					Produkce perkolátu v období 09/2013 - 08/2014 (dm ³)				
	02/ 2013	03/ 2013	04/ 2013	06/ 2013	Celkem	09/ 2013	11/ 2013	12/ 2013	02/ 2014	Celkem
C1	1,38	1,13	1,96	2,99	7,46	2,20	1,76	0,51	0,79	5,26
C2	1,43	1,66	2,06	2,56	7,71	2,58	1,91	0,54	1,40	6,43
K1	1,18	1,73	1,82	1,31	6,04	2,30	1,79	0,84	0,91	5,84
K2	1,23	1,74	1,78	1,03	5,78	2,48	1,78	0,73	1,06	6,05
K3	0,76	1,16	1,58	1,06	4,56	2,34	1,70	0,58	1,08	5,70
K4	1,03	1,52	1,95	1,12	5,62	2,25	1,77	0,86	1,18	6,06
K5	1,11	1,23	1,46	1,15	4,95	1,32	1,57	0,54	1,13	4,56

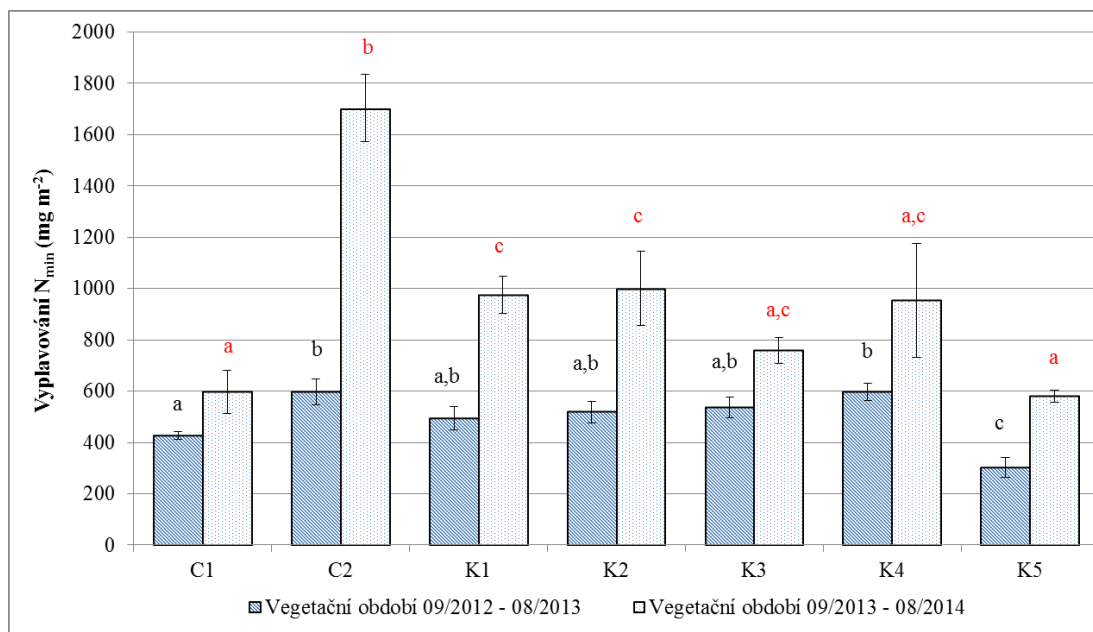
(zobrazeny jsou vážené průměry z jednotlivých lyzimetřů; n = 3)

5.2.10 Vyplavování minerálního dusíku

Jak již bylo zmíněno v literární části, dusík je nezbytným prvkem pro všechny živé organismy, je nezbytný pro tvorbu biomasy a životní funkce buněk všech organismů.

Celkový únik N_{\min} za jednotlivá vegetační období je znázorněn na Obr. 21.

Podle Suttona (2011) N_{\min} patří mezi reaktivní formy dusíku, který jsou schopny rostliny a mikroorganismy využít, v půdě se vyskytuje v amonné ($N-NH_4^+$) a nitrátové formě ($N-NO_3^-$). N_{\min} je esenciální pro správné fungování půdního ekosystému, jelikož je jedním z primárních činitelů úrodnosti. Ovšem jeho únik z půdního profilu, zejména do vodních zdrojů, je nežádoucím projevem.



Obr. 21: Celkový únik minerálního dusíku (N_{\min}) za jednotlivá vegetační období experimentu

(zobrazeny jsou vážené průměry; $n = 3$; rozdílná malá písmena indikují statisticky průkazné rozdíly mezi variantami v daném kalendářním roce, na hladině významnosti $P < 0,05$, ANOVA)

V prvním vegetačním období byl zaznamenán nejvyšší únik N_{\min} u varianty hnojené 100 % dávkou kompostu a minerálního N hnojiva - K4 ($597,15 \text{ mg m}^{-2}$), ale nelišil se statisticky významně od varianty hnojené pouze minerálním dusíkatým hnojivem (C2). Nejnižší hodnota úniku N_{\min} byla u varianty K5 (200 % dávky kompostu): $303,23 \text{ mg m}^{-2}$. Statisticky průkazný rozdíl byl zaznamenán zejména u varianty K5 vůči všem ostatním variantám, což znamená, že únik N_{\min} byl nižší i vůči nehnojené kontrole (C1).

Ve druhém vegetačním období došlo k podstatnému nárůstu vyplaveného N_{\min} u všech variant. Nejvyšší hodnota byla zaznamenána u minerálně hnojené kontroly C2 ($1701,79 \text{ mg m}^{-2}$). Nejnižší únik N_{\min} byl detekován opět u varianty K5 ($579,30 \text{ mg m}^{-2}$).

Ztráty živin z půdy (včetně dusíku) jsou indikátorem narušených vztahů a vazeb mezi klíčovými živými organismy v půdě a poškozením organo-minerálního komplexu (Sutton, 2011, Gabriel *et al.*, 2012). Zejména Sutton (2011) se domnívá, že ztráty N_{\min} (v jeho práci užívá název reaktivní dusík) jsou důkazem nejen poškození půdy, ale i negativního působení člověka na půdní ekosystém.

Galloway (1998), Hodge *et al.* (2000), Diaz *et al.* (2007), D'Hose *et al.* (2014) prokázali, že přídavek SOM podporuje mikrobiální aktivitu, což vede ke zvýšení účinnosti záchytu N_{\min} v půdě, a navíc většina půdních mikroorganismů je limitována snadno asimilovatelným uhlíkem obsaženým v SOM.

Erhart *et al.* (2007) v 6-ti letém polním experimentu zaměřeném na sledování úniku N_{\min} v okolí Obere Lobau (lokalita nedaleko Vídně) potvrzují, že při hnojení kompostem jsou hodnoty úniku N_{\min} z půdy nižší než průměry pro danou lokalitu při použití minerálních hnojiv, přičemž dávky minerálního dusíku byly dodávány v množstvích, které byly propočítávány podle aktuálního množství dostupného dusíku v půdě a odpovídaly cca 20 - 40 % obvyklých dávek používaných v České republice.

Řada autorů (Boisch *et al.*, 1993, Erhart *et al.*, 2007) poukazuje na fakt, že únik $N-NO_3^-$ není v podzimním období neobvyklým jevem a z větší části je způsoben klimatickými podmínkami (teplota, srážky) a organické hnojení jej ovlivňuje minimálně. Toto bylo potvrzeno i v rámci druhého vegetačního období, kdy odezníval vliv dodaného kompostu z předcházejícího vegetačního období. Produkce perkolátu byla v období 09/2013 - 12/2013 ve všech variantách srovnatelná a koncentrace $N-NO_3^-$ byly statisticky neprůkazné. Zvýšené vyplavování NO_3^- ve druhém vegetačním období u varianty C2 bylo zaznamenáno zejména v únoru 2014.

Rozdělení úniků N_{\min} dle jednotlivých forem N ($N-NH_4^+$ a $N-NO_3^-$) za jednotlivé vegetační období je uvedeno v Tab. 21 a 22.

Tab. 21: Rozdělení úniků N_{\min} v rámci prvního vegetačního období

Varianta	Vegetační období 09/2012 - 08/2013			
	$N-NH_4^+$ ($mg\ m^{-2}$)	σ ($mg\ m^{-2}$)	$N-NO_3^-$ ($mg\ m^{-2}$)	σ ($mg\ m^{-2}$)
C1	21,07 ^{a,b}	4,68	405,90 ^{a,c}	19,69
C2	28,41 ^a	2,78	568,46 ^b	49,53
K1	11,97 ^b	0,97	482,10 ^{a,b}	45,06
K2	10,18 ^b	0,54	508,89 ^{a,b}	41,59
K3	25,31 ^{a,b}	9,99	510,47 ^{a,b}	43,84
K4	21,03 ^{a,b}	7,55	576,09 ^b	37,66
K5	15,35 ^{a,b}	3,21	287,88 ^c	40,82

(zobrazeny jsou vážené průměry; $n = 3$; směrodatné odchylky (σ); rozdílná malá písmena indikují statisticky průkazné rozdíly mezi variantami v daném kalendářním roce, a to na hladině významnosti $P < 0,05$, ANOVA)

Z Tab. 21 je patrné, že rozdělení amonné formy dusíku se pohybuje v rozmezí 10,18 - 28,41 mg m^{-2} a u nitrátové formy je rozptyl hodnot 287,88 - 576,09 mg m^{-2} . Rozdíl úniků N-NO_3^- oproti kontrolní variantě je od 18,7 % (K1) - 42,2 % (K4), u varianty K5 došlo dokonce k poklesu.

Ve druhém vegetačním období (Tab. 22) se rozdělení N-NH_4^+ pohybuje v rozmezí 6,99 - 43,71 mg m^{-2} , u N-NO_3^- je rozptyl 571,47 - 1658,08 mg m^{-2} . Je zde patrný nárůst úniků N-NO_3^- oproti kontrolní nejhnojené variantě: 0,11 % (K5) - 190,14 % (C2), což poukazuje, že muselo dojít k určitému přesycení půdního prostředí nitrátovou formou dusíku z důvodu mikrobiální mineralizace N a snížení obsahu C a vlivem rozložení srážek v období bez zvýšeného odběru rostlinou, docházelo k únikům z půdního profilu. Malý *et al.* (2009) prokázal, že vlivem přídatku minerálního hnojiva dochází k urychlení mineralizace, zvýšení BR a postupnému snižování C obsaženého v mikrobiální biomase, což postupem času zvyšuje tlak na přívod dalších zdrojů C a postupem času může způsobit živinovou nerovnováhu.

Tab. 22: Rozdělení úniků N_{min} v rámci druhého vegetačního období

Varianta	Vegetační období 09/2013 - 08/2014			
	N-NH_4^+ (mg m^{-2})	σ (mg m^{-2})	N-NO_3^- (mg m^{-2})	σ (mg m^{-2})
C1	25,85 ^a	15,30	571,47 ^a	76,20
C2	43,71 ^b	17,07	1658,08 ^b	147,23
K1	14,47 ^a	3,69	959,67 ^c	72,80
K2	6,99 ^a	1,54	992,31 ^c	145,69
K3	14,88 ^a	8,26	742,81 ^{a,c}	44,77
K4	9,48 ^a	3,55	943,63 ^{a,c}	222,90
K5	7,22 ^a	2,80	572,08 ^a	20,37

(zobrazeny jsou vážené průměry; $n = 3$; směrodatné odchylky (σ); rozdílná malá písmena indikují statisticky průkazné rozdíly mezi variantami v daném kalendářním roce, a to na hladině významnosti $P < 0,05$, ANOVA)

5.2.11 Produkce biomasy

Hodnocení produkce biomasy je rozděleno do 2 kategorií, a to na celkové počty vyprodukovaných nadzemních částí pšenice ozimé (počty stébel a klasů) za jednotlivá vegetační období a na hmotnostní porovnání produkce biomasy (hmotnost zrna, plev a celkové nadzemní biomasy).

a) Počty stébel a klasů

Porovnání jednotlivých variant v produkci stébel a klasů u pšenice ozimé na konci jednotlivých vegetačních období je uvedeno v Tab 23.

Tab. 23: Produkce stébel a klasů v prvním vegetačním období

Varianta	Vegetační období 09/2012 - 08/2013				Vegetační období 09/2013 - 08/2014			
	Počet stébel (ks)	σ (ks)	Počet klasů (ks)	σ (ks)	Počet stébel (ks)	σ (ks)	Počet klasů (ks)	σ (ks)
C1	58,7 ^a	7,62	62,0 ^a	4,04	76,7 ^a	5,78	64,3 ^a	5,36
C2	71,7 ^a	9,06	47,0 ^{b,d}	2,52	68,3 ^a	6,12	51,3 ^a	5,61
K1	80,0 ^a	9,02	58,0 ^{a,b,d}	3,06	73,7 ^a	8,95	59,3 ^a	6,64
K2	80,3 ^a	5,93	62,0 ^a	4,04	75,3 ^a	4,06	59,3 ^a	5,84
K3	79,7 ^a	3,71	50,3 ^{a,b,d}	5,55	67,0 ^a	4,73	55,3 ^a	5,78
K4	73,7 ^a	9,02	28,3 ^c	6,57	69,0 ^a	7,00	56,0 ^a	7,23
K5	69,0 ^a	16,50	48,0 ^d	4,04	68,7 ^a	5,78	57,3 ^a	5,81

(zobrazeny jsou vážené průměry; n = 3; směrodatné odchylky (σ); rozdílná malá písmena indikují statisticky průkazné rozdíly mezi variantami v daném kalendářním roce, na hladině významnosti $P < 0,05$, ANOVA)

Z výsledků je patrné, že až na produkci klasů v prvním vegetačním období nebyly rozdíly v produkci stébel a klasů statisticky průkazné. U stébel se hodnoty v prvním vegetačním období pohybovaly v rozmezí (58,7 - 80,3 ks), ve druhém vegetačním období (67,0 - 76,7 ks). Rozložení klasů bylo v prvním vegetačním období (28,3 - 62,0 ks), ve druhém vegetačním období (51,3 - 64,3 ks). V prvním vegetačním

období je pravděpodobné, že produkce u varianty K4 byla narušena působením škůdce, který pronikl skrz zábrany v okolí lyzimetrů.

b) Hmotnost vyprodukované biomasy

Porovnání jednotlivých variant je uvedeno v Tab. 24 a 25 dle jednotlivých vegetačních období. Oproti počtům stébel a klasů je v hmotnostním porovnání již možné vidět statisticky významné rozdíly.

V prvním vegetačním období (Tab. 24) bylo hmotnostní rozložení zrna (10,18 - 23,58 g), plev (1,82 - 3,92 g), biomasy (36,78 - 76,19 g).

Nejvyšší hodnota vyprodukovaného zrna byla zaznamenána u varianty se zvýšenou dávkou kompostu (K5): 23,58 g. Na druhou stranu nejvyšší produkce biomasy (78,02 g) byla u varianty K4 se 100 % dávkou kompostu a minerálního N hnojiva. Nejnižší hodnoty jsou nehnojené kontroly (10,18 g zrna, respektive 36,78 g biomasy).

Z výsledků produkce celkové biomasy v prvním vegetačním období je možné usuzovat, že kompost má statisticky průkazný vliv na nárůst rostlinné hmoty. Ovšem pro produkci zrna tyto rozdíly, s výjimkou varianty K5, nejsou tak výrazné.

Tab. 24: Produkce biomasy v prvním vegetačním období

Varianta	Vegetační období 09/2012 - 08/2013					
	m zrna (g)	σ (g)	m plev (g)	σ (g)	m biomasy celkem (g)	σ (g)
C1	10,18 ^a	1,03	2,48 ^{a,d}	0,21	36,78 ^a	1,07
C2	16,54 ^{a,b,c}	2,14	2,79 ^{a,b}	0,41	57,07 ^b	3,29
K1	18,52 ^{b,c}	2,99	3,56 ^{b,c}	0,24	69,14 ^{c,d}	2,13
K2	23,15 ^{b,c}	3,64	3,92 ^c	0,38	76,19 ^{c,d}	5,78
K3	17,02 ^{a,b,c}	1,83	2,78 ^b	0,22	67,67 ^c	0,47
K4	16,03 ^{a,b}	1,45	1,82 ^d	0,17	78,02 ^d	3,09
K5	23,58 ^c	2,40	3,76 ^c	0,20	70,28 ^{c,d}	3,84

(zobrazeny jsou vážené průměry; n = 3; směrodatné odchylky (σ); rozdílná malá písmena indikují statisticky průkazné rozdíly mezi variantami v daném kalendářním roce, na hladině významnosti $P < 0,05$, ANOVA)

Ve druhém vegetačním období (Tab. 25) bylo hmotnostní rozložení zrna (9,36 - 19,92 g), plev (2,26 - 4,01 g), biomasy (35,26 - 80,56 g).

Nejvyšší hodnoty v produkci zrna byla zaznamenána u varianty K2 (19,92 g), u celkové biomasy opět u varianty K4 (80,56 g). Nejnižší hodnoty byly naměřeny opět u nehnojené kontroly (C1): 9,36 g zrna, respektive 35,26 g biomasy. Ve druhém vegetačním období je možné pozorovat snížení produkce zrna i biomasy u variant hnojených pouze kompostem (K1 a K5), což podporuje závěry Epsteina (1996) a Diaze *et al.* (2007) o exponenciálním vyčerpávání živin obsažených v kompostu v jednotlivých letech od aplikace, tzn. v prvním roce je využito přibližně 30 - 35 % živin obsažených v kompostu a toto množství v dalších letech poměrným způsobem klesá. Na druhou stranu je opět patrný statisticky významný rozdíl v produkci biomasy mezi variantami s přidavkem kompostu (K2 - K5) a variantou hnojenou pouze minerálně. V produkci zrna nejsou rozdíly statisticky průkazné.

Tab. 25: Produkce biomasy ve druhém vegetačním období

Varianta	Vegetační období 09/2012 - 08/2013					
	m zrna		m plev		m biomasy celkem	
	(g)	σ (g)	(g)	σ (g)	(g)	σ (g)
C1	9,36 ^a	1,16	2,26 ^a	0,22	35,26 ^a	3,11
C2	17,16 ^{b,c}	0,81	3,57 ^b	0,30	55,28 ^b	3,40
K1	15,66 ^b	1,61	3,61 ^b	0,44	61,50 ^{b,c}	4,34
K2	19,92 ^c	1,26	3,55 ^b	0,33	69,02 ^c	2,41
K3	19,13 ^{b,c}	1,87	4,01 ^b	0,23	70,27 ^{c,d}	4,40
K4	19,57 ^{b,c}	1,56	3,56 ^b	0,35	80,56 ^d	2,92
K5	16,41 ^{b,c}	0,75	3,52 ^b	0,21	65,30 ^c	4,18

(zobrazeny jsou vážené průměry; n = 3; směrodatné odchylky (σ); rozdílná malá písmena indikují statisticky průkazné rozdíly mezi variantami v daném kalendářním roce, a to na hladině významnosti $P < 0,05$, ANOVA)

V Tab. 26 jsou uvedeny hodnoty měření celkového uhlíku (C_{tot}) a dusíku (N_{tot}) ve vybraných částech rostlinné biomasy - zrno a biomasa (plevy + stébla).

Tab. 26: Obsahy C_{tot} a N_{tot} u vyprodukované biomasy

Varianta	Vegetační období 09/2012 - 08/2013				Vegetační období 09/2013 - 08/2014			
	zrno		biomasa		zrno		biomasa	
	C_{tot} (g kg ⁻¹)	N_{tot} (g kg ⁻¹)	C_{tot} (g kg ⁻¹)	N_{tot} (g kg ⁻¹)	C_{tot} (g kg ⁻¹)	N_{tot} (g kg ⁻¹)	C_{tot} (g kg ⁻¹)	N_{tot} (g kg ⁻¹)
C1	444,19	22,27	458,36	5,37	443,38	22,78	441,97	4,60
C2	446,51	25,95	459,55	6,51	445,83	24,85	461,60	4,45
K1	437,86	20,73	460,13	5,07	438,65	22,67	441,07	5,66
K2	441,42	21,39	459,40	5,16	441,26	21,72	456,19	3,97
K3	441,90	22,26	458,91	6,10	443,04	22,57	459,23	3,64
K4	444,37	23,83	458,43	7,61	444,49	22,49	464,10	5,14
K5	448,67	19,17	467,36	6,37	447,58	23,75	450,60	5,00

(zobrazeny jsou vážené průměry; n = 3)

Z výsledků je patrné, že rozdíly mezi variantami nejsou nikterak vysoké, u C_{tot} je možné říci, že jsou minimální, u N_{tot} jsou již větší, na druhou stranu není možné v nich hledat žádnou souvztažnost, jelikož u nehnojené kontroly bylo dosaženo podobných hodnot jako u některých hnojených variant. V čem jsou ale patrné rozdíly, tak v absolutních hodnotách C_{tot} a N_{tot} odčerpaných z půdy (vyjádřené jako suma koncentrace C_{tot} a N_{tot} a hmotnosti příslušné části biomasy).

5.2.12 Korelační závislost úniku N_{min} na ostatních proměnných

V rámci statistického testování byl hledán vztah mezi množstvím vyplaveného N_{min} z půdy na ostatních sledovaných parametrech. Přehled korelační závislosti N_{min} na vybraných proměnných je uveden v Příloze 3.

Byť byl prokázán statistický průkazný rozdíl v úniku N_{min} z půdy mezi minerálně hnojenou variantou (C2) a vybranými variantami s přidavkem kompostu, tak nelze prokázat souvztažnost s většinou ze sledovaných parametrů, který by únik N_{min} z půdy zásadně ovlivňoval. Korelační závislost vyplavování N_{min} z půdy byla prokázána pouze s parametrem výměnné půdní reakce, kdy míra vyplaveného N_{min} z půdy nepřímo úměrně koreluje s hodnotou pH ($CaCl_2$) - korelační koeficienty pro vegetační období 2012 - 2013: $R = 0,526$; $F = 7,280$; $p = 0,014$, pro vegetační období 2013 - 2014: $R = 0,705$; $F = 18,749$; $p = 0,0004$. Toto potvrzuje teorii o acidifikaci půdního prostředí v případech hnojení minerálními N hnojivy.

Jak bylo potvrzeno jinými autory za vyplavováním N_{\min} z půdy je tedy potřeba primárně hledat spolupůsobení řady proměnných, které jako celek mohou zásadním způsobem ovlivnit únik N_{\min} z půdy - teplota a srážky, množství a kvalita SOM, kultivace půdy a způsob hnojení (Erhart *et al.*, 2007, Delin & Stenberg, 2014).

6 ZÁVĚR

Bylo prokázáno, že přibližně dvě třetiny „celosvětového dusíkového znečištění“ má původ nikoli ve spalování fosilních paliv, ale v zemědělské činnosti. Nejprve dochází k postupné saturaci (nasyčení) akumulací kapacity daného systému dusíkem. Následuje snížení odolnosti vegetace vůči negativním vlivům (choroby, škůdci, sucho, mráz aj.). V prosakující vodě se začínají náhodně objevovat první zvýšená množství dusičnanů. Pokud dusíkatá zátěž trvá, zvýšené hladiny dusičnanů se stávají trvale přítomnými za současné zvýšené aktivity denitrifikace. Takto by se dala popsat situace v ochranném pásmu vodního zdroje II. stupně Březová nad Svitavou, kde jsou stále častěji stanovovány nadlimitními hodnoty dusičnanů v podzemní pitné vodě.

Možnou náhradou syntetických vstupů dusíku by mohlo být zařazení do osevního postupu rostliny z čeledi bobovitých, případně podsev pod cílovou plodinu, aby orná půda nezůstávala bez vegetačního krytu.

Ovšem tato práce byla zaměřena na využití organického hnojiva (kompostu) jako prostředku pro zlepšení fyzikálně-chemických vlastností půdy a zároveň jako prostředku pro snížení množství vstupujícího a vystupujícího minerálního dusíku z daného půdního prostředí. Navíc povinná aplikace organických hnojiv z BRO ve zranitelných oblastech by mohla být cestou, jak vyřešit problém s vyprodukovaným kompostem.

Výsledky výzkumu vlivu přidavku kompostu a minerálních hnojiv prokázaly, že nejnižší úniky N_{\min} byly zaznamenány ve variantách se zvýšenou dávkou kompostu (200 % doporučené dávky), a to jak v nádobovém experimentu, tak i v terénním lyzimetrickém experimentu. Toto poukazuje na ochuzení půdy o organickou složku (C_{org}), která by sloužila jako zdroj energie pro půdní mikroorganismy v případě vnosu minerálních živin ve formě minerálních hnojiv.

Jak bylo prokázáno u kontrolní nehnojené varianty, nelze předpokládat, že v případě nepoužívání hnojiv nebude docházet k únikům N_{\min} z ekosystému. Vyplavování N je jednou z cest globálního N cyklu a v podzimním období je poměrně častým jevem, což bylo potvrzeno i v únicích N_{\min} v podzimním období, kdy rozdíly mezi nehnojenou variantou, variantami s kompostem a variantou s minerálním hnojivem byly minimální. Zásadní rozdíly v únicích dusíku mezi variantami s kompostem a minerálně hnojenou kontrolou byly zaznamenány zejména v období únor - březen, kdy docházelo k tání sněhu při minimálním rostlinném pokryvu. U minerálně hnojené varianty se zvýšilo

množství vyplaveného N-NO_3^- v půdním roztoku. Druhým případem byly extrémní deště na počátku června 2013, kdy varianty s kompostem měly větší schopnost zadržet vodu v půdě, při nižších koncentracích N-NO_3^- v perkolátech.

Na druhou stranu je evidentní, že při současných legislativních a ekonomických pravidlech hospodaření není možné se úplně vyhnout používání minerálních hnojiv ve zranitelných oblastech. Kompost je organické hnojivo s pomalu působícími formami živin, kdy největší část se uvolní v prvním roce po aplikaci a v dalších letech dochází k exponenciálnímu poklesu přístupných forem jednotlivých živin (zejména dusíku).

Z tohoto pohledu by bylo dobré dále pokračovat ve výzkumu aplikace kompostu v kombinaci se zásadní úpravou osevních postupů, zejména z pohledu množství dávek kompostu a jejich četnosti vzhledem k nastaveným legislativním limitům. Také na základě dalšího výzkumu navrhnout revizi těchto limitů, jelikož i v této práci bylo prokázáno, že v případě použití kvalitního upraveného kompostu, splňujícího požadavky vyhlášky 474/2000 Sb., ve zvýšené dávce (překračující legislativní limity) je možné dosáhnout výrazně nižších úniků N_{min} z půdy a zlepšení půdních vlastností při zachování výnosu rostlinné produkce.

7 LITERATURA

1. ABER, J. D., NADELHOFFER, K. J., STEUDLER, P. & MELILLO, J. M., 1989: Nitrogen Saturation in Northern Forest Ecosystem: Excess Nitrogen from Fossil Fuel Combustion May Stress the Biosphere. *BioScience*, 39: 378 - 386.
2. ABER, J. D., 1992: Nitrogen cycling and nitrogen saturation in temperate forest ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 7: 220 - 223.
3. ALLEY, M. M. SCHARF, P., BRANN, D. E. & HAMMONS, J. L., 1999: *Nitrogen Management for winter wheat: Principles and Recommendations*. Virginia Cooperative Extension PUBLICATION 424-026, USA, Virginia.
4. AMLINGER, F., GÖTZ, B., DREHER, P., GESZTI, J. & WEISSTEINER, CH., 2003: Nitrogen in biowaste and yard waste compost: dynamics of mobilisation and availability - a review. *European Journal of Soil Biology*, 39: 107 - 116.
5. AZCÓN, R., AMBROSANO, E & CHAREST, C., 2003: Nutrient acquisition in mycorrhizal lettuce plants under different phosphorus and nitrogen concentration. *Plant Science*, 165, 1137 - 1145.
6. BEESLEY, L., 2014: Respiration (CO₂ flux) from urban and peri-urban soils amended with green waste compost. *Geoderma*, 223-225: 68 - 72.
7. BENGTTSSON, G., BENGTON, P. & MANNSSON K. F., 2003: Gross nitrogen mineralization-, immobilization-, and nitrification rates as a function of soil C/N ratio and microbial activity. *Soil Biology & Biochemistry*, 35: 143 - 154.
8. BIELEK, P., 1984: *Dusík v pôde a jeho premeny*. Príroda, Bratislava, 68 s.
9. BINKLEY, D. & MATSON P., 1983: Ion Exchange Resin Bag Method for Assessing Forest Soil Nitrogen Availability. *Soil Science Society of America Journal*, 47: 1050 - 1052.
10. BINKLEY, D. & HART, S. C., 1989: The components of nitrogen availability assessments in forest soils. In *Advances in soil science*. Springer, New York, 57 - 112.
11. BOBBINK, R. & ROELOFS, J.G.M., 1995: Nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: the empirical approach. *Water Air Soil Pollut.*, 85: 2413-2418.
12. BOISCH, A. RUBBERT, M. & GOETZ, D., 1993: Stickstoffhaushalt verschiedener Bodentypen bei der Anwendung von Biokompost. *VDLUFA*, 37: 621 - 624.

13. BRADY, N. C. & WEIL, R. R., 2008: *The nature and properties of soils*. Pearson Prentice Hall, New Jersey, 965 s.
14. BREMNER, J. M., 1996: Nitrogen total. In: *Methods of Soil Analysis*, 3. part: Chemical methods, SPARKS, D. L. (ed.), *Soil Science Society of America*, 5: 1085 - 1121.
15. BRTNICKÝ, M. & J. HLADKÝ, 2016: *Závěrečná zpráva projektu Možnosti zadržení reaktivního dusíku ze zemědělství ve vodohospodářsky nejzranitelnější oblasti* (dosud nepublikováno).
16. BUNDY, L. G. & MEISINGER, 1994: Nitrogen availability indice. In WEAVER, R. W., ANGLE, S., BOTTOMLEY, P., BEZDICEK, D., SMITH, S., TABATABAI, A & WOLLUM, A. (Eds.): *Methods of soil analysis. Part 2. Microbiological and biochemical properties. Soil Society of America*. 951 - 984.
17. CAI Y., PENG CH., QIU S., LI Y., GAO Y., 2011: Dichromate Digestion-Spectrophotometric Procedure for Determination of Soil Microbial Biomass Carbon in Association with Fumigation-Extraction. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 42: 2824-2834.
18. CARAVACA, F., HERNANDEZ, T., GARCIA, C. & ROLDAN, A., 2002: Improvement of rhizosphere aggregate stability of afforested semiarid plant species subjected to mycorrhizal inoculation and compost addition. *Geoderma*, 108, 133-144.
19. CAVAGNARO, T. R., 2014: impacts of compost application on the formation and functioning of arbuscular mycorrhizas. *Soil Biology & Biochemistry*, 78: 38-44.
20. CELLIER, A., FRANCOU, C., HOUOT, S., BALLINI, CH., GAUQUELIN, T. & BALDY, V., 2012: Use of urban composts for the regeneration of a burnt Mediterranean soil: A laboratory aproach. *Journal of Environmental Management*, 95: 238 - 244.
21. CULEK, M., 2005: *Biogeografické členění České republiky*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 589 s.
22. DALZELL, H. W., RIDDLESTONE, A. J., GRAY, K. R. & THURAIRAJAN, K., 1987: *Soil management: compost production and use in tropical and subtropical environments*. FAO United Nations, USA, 186 s.
23. DELIN, S. & STENBERG, 2014: Effect of nitrogen fertilization on nitrate leaching in relation to grain yield response on loamy sand in Sweden. *European Journal of Agronomy*, 52: 291 - 296.
24. D'HOSE, T., COUGNON, M., DE VliegHER, A., VANDECASTEELE, B., VIAENE, N., CORNELIS, W., VAN BOCKSTAELE, E. & REHEUL, D., 2014: The positive relationship

- between soil quality and crop production: A case study on the effect of farm compost application. *Applied Soil Ecology*, 75: 189 - 198.
25. DIAZ, L. F., DE BERTOLDI, M., BIDLINGMAIER, W. & STENTIFORD, E., 2007: *Compost science and technology*, MA Elsevier, Boston, 380 s.
 26. DONATELLA, A., MATTEO, D. M. & ALESSIO, C., 2010: Screen Printed Biosensors for Detection of Nitrates in Drinking Water. In: *20th European Symposium on Computer Aided Process Engineering: ESCAPE-20*. Amsterdam: Elsevier, 1: 283 - 288.
 27. DORAN, J. W. & PARKIN, T. B., 1994: Defining and assessing soil quality. In J.W. Doran *et al.*, (Eds.) *Defining soil quality for a sustainable environment*. Soil Science Society of America Special Publication no. 35, Madison, 3 - 21.
 28. DOSTÁL, J., LOŠÁK, T., JAVOR, T., HAJZLEROVÁ, L., HLUŠEK J. & LINHART, M., 2014: Dosavadní zkušenosti s aplikací digestátu z bioplynových stanic na zemědělskou půdu. In. *Racionální použití hnojiv*. ČZU, Praha, 27 - 35.
 29. DOUDS, D. D., GALVEZ, L., FRANKE-SNYDER, M, REIDER, C. & DRINKWATER L.E., 1997: Effect of compost addition and crop rotation point upon VAM fungi. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 65: 257 - 266.
 30. ELBL, J, FRIEDEL, J. K., ZÁHORA, J., PLOŠEK, L., KINTL, A., PŘICHYSTALOVÁ, J., HYNŠT, J., DOSTÁLOVÁ, L. & ZÁKOUTSKÁ K, 2013: Leaching of mineral nitrogen and phosphate from rhizosphere soil stressed by drought and intensive rainfall, *WASET*, 17: 324 - 330.
 31. ELBL, J., PLOŠEK, L., KINTL, A., PŘICHYSTALOVÁ, J., ZÁHORA, J. & FRIEDEL, J. K., 2014: The effect of increased dose of compost on leaching of mineral nitrogen from arable land. *Polish Journal of Environmental Studies*, 23: 697 - 703.
 32. EPSTEIN, E., 1996: *The Science of Composting*. CRC Press, USA, 504 s.
 33. ERHART, E., FEICHTLINGER, F. & HARTL, W., 2007: Nitrogen leaching losses under crops fertilized with biowaste compost compared with mineral fertilization. *Journal of Plant nutrition and Soil Science*. 170: 608 - 614.
 34. FONTAINE, S., MARIOTTI, A. & ABBADIE, L., 2003: The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? *Soil Biology & Biochemistry*, 35: 837 - 843.
 35. FUCHS, J. G., BERNER, A., MAYER, J., SMIDT, E. & SCHLEISS, K., 2008: Influence of compost and digestates on plant growth and health: potentials and limits.

- Proceedings of the international congress CODIS 2008*, Research Institute of Organic Agriculture, Frick, 101 - 110.
36. GABRIEL, J. L., MUNOZ-CARPENA, R. & QUEMADA, M., 2012: The role of cover crops in irrigated systems: Water balance, nitrate leaching and soil mineral nitrogen accumulation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2012, 155, 50 - 61.
 37. GALLOWAY, J. N., SCHLESINGER, W. H., LEVY II, H., MICHAELS, A. & J. L. SCHNOOR, 1995: Nitrogen fixation: anthropogenic enhancement - environmental response. *Global Biogeochemical Cycles*, 9: 235 - 252.
 38. GALLOWAY, J. N., 1998: The global nitrogen cycle: changes and consequences. *Environmental Pollution*, 102: 15 - 24.
 39. GALLOWAY J. N., ABER J. D., ERISMAN J. W., SEITZINGER S. P., HOWARTH R. W., COWLING E. B. & COSBY B. J., 2003: The nitrogen cascade. *Bioscience*, 53 (4): 341-356.
 40. GEISSELER, D., HORWATH, W. R., JOERGENSEN, R. G. & B. LUDWIG, 2010: Pathways of nitrogen utilization by soil microorganisms - A review. *Soil Biology & Biochemistry*, 42: 2058 - 2067.
 41. GIOVANNETTI, M. & MOSSE, B., 1980: An evaluation of techniques for measuring vesicular-arbuscular mycorrhizal infection in roots. *New Phytologist*, 84: 489 - 500.
 42. GOBAT, J.-M., ARAGNO, M. & MATTHEY, W., 2004: *The living soil: Fundamentals of Soil Science and Soil Biology*. Science Publishers, Enfield, NH, 602 s.
 43. GOMIERO, T., PAOLETTI, M. G. & PIMENTEL, D., 2008: Energy and environmental issues in organic and conventional agriculture. *Critical reviews in Plant Science*, 27: 239 - 254.
 44. GOSS, M. J. & EHLERS, W., 2009: The role of lysimeters in the development of our understanding of soil water and nutrient dynamics in ecosystems. *Soil Use and Management*, 25: 213 - 223.
 45. HEJÁTKOVÁ, K., DVORSKÁ, I., JALOVECKÝ, J., KOHOUTEK, A., KOLLÁROVÁ, M., MIČÁNKOVÁ, K., PLÍVA, P., VALENTOVÁ, L & VORLÍČEK, Z, 2007: *Metodická pomůcka - Kompostování přebytečné travní biomasy*. ZERA, a.s., Náměšť nad Oslavou, 80 s.
 46. HERENCIA, J. F., RUIZ, J. C., MELERO, S., GALAVIS, P. A. G. & MAQUEDA, C., 2008: A short-term comparison of organic v. Conventional agriculture in a silty loam soil using two organic amendments. *The Journal of Agricultural Sciences*, 146: 677 - 687.

47. HLAVÁČ, J., 2008: Poznámka k problematice nitrátů ve vodních zdrojích. *SOVAK Časopis oboru vodovodů a kanalizací*, 7-8: 51.
48. HODGE, A., ROBINSON, D. & FITTER, A., 2000: Are microorganisms more effective than plants at competing for nitrogen?. *Trends in Plant Science*, 5: 304 - 308.
49. HOGG, D., BARTH, J., FAVOINO, E., CENTEMERO, M., CAIMI, V., AMLINGER, F., DEVLIEGHER, W., BRINTON, W. & ANTLER, S., 2002: *Comparison of compost standards within the EU, North America and Australasia - Main Report*. WRAP, Banbury, 98 s.
50. HUANG, P. M., LI, Y. & SUMNER, M. E., 2011: *Handbook of Soil Sciences; Resources management and Environmental impacts*. CRC Press, USA, 1442 s.
51. JIA, X, SHAO, L., LIU, P., ZHAO, B., GU, L., DONG, S., BING S. H., ZHANG, J. & ZHAO, B., 2014: Effect of different nitrogen and irrigation treatments on yield and nitrate leaching of summer maize (*Zea mays* L.) under lysimeter conditions. *Agricultural Water Management*, 137: 92 - 103.
52. JOUQUET, E. P., BLOQUEL, E., THU DOAN, T., ORANGE, D., RUMPEL, C. & TRAN DUC, T. 2011: Do Compost and Vermicompost Improve Macronutrient Retention and Plant Growth in Degraded Tropical Soils?. *Compost Science & Utilization*, 19: 15 - 24.
53. JOHNSON, T & ODIN, H., 1978: Measurements of evapotranspiration using a dynamic lysimeter. *Studia Forestalia Suecica*, 146: 1 - 28.
54. KEENEY, D. R., 1982: Nitrogen availability indexes. In A.L. Page *et al.* (ed.) *Methods of soil analysis*. Part 2. 2nd ed. Agron. Monogr. 9 ASA and SSSA, Madison, WI, 711 - 733.
55. KEITH, H. & S. C. WONG, 2006: Measurement of soil CO₂ efflux using soda lime absorption: both quantitative and reliable. *Soil Biology and Biochemistry*, 38: 1121 - 1131.
56. KLEMENT, V., SMATANOVÁ, M. & TRÁVNÍK K., 2012: *Padesát let agrochemického zkoušení zemědělských půd v České republice. Čtyřicet let dlouhodobých výživářských pokusů v ÚKZÚZ*. ÚKZÚZ, Brno, 96 s.
57. KLEMENT, V. & PRCHALOVÁ, R., 2013: *LYZIMETRICKÁ SLEDOVÁNÍ - Výsledky lyzimetrického měření Ústředního kontrolního a zkušebního ústavu zemědělského za 25 let sledování*. ÚKZÚS, Brno, 44 s.

58. KOLÁŘ, L., KUŽEL, S., PETERKA, J., ŠTINDL, P. & PLÁT, V., 2008: Agrochemical value of organic matter of fermenter wastes in biogas production. *Plant, Soil and Environment*, 54: 321 - 328.
59. KOSKE, R. E. & GEMMA, J. N., 1989: A modified procedure for staining roots to detect VA mycorrhizas. *Mycological Research*, 92: 486 - 505.
60. KUTILEK, M. & NIELSEN, D. R., 1994: *Soil Hydrology. – GeoEcology textbook*, Catena Verlag, Cremlingen-Destedt, 370 s.
61. KUZYAKOV, Y., FRIEDEL, J. K. & STAHR, K., 2000: Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biology & Biochemistry*, 32: 1485 - 1498.
62. KVÍTEK, T. & TIPPL, M., 2003: *Ochrana povrchových vod před dusičnany z vodní eroze a hlavní zásady protierozní ochrany v krajině*. ÚZPI, Praha, 47 s.
63. LAEGREID, M., BOCKMAN, O. C. & KAARSTAD, O., 1999: *Agriculture, fertilizers and the Environment*. CABI Publishing, Wallingford, 294 s.
64. LOŠÁK, T., ZATLOUKALOVÁ, A., SZOSTKOVÁ, M., HLUŠEK, J., FRYČ, J. & VÍTEŽ, T., 2010: Comparison of the effectiveness of digestate and mineral fertilisers on yields and quality of kohlrabi (*Brassica Oleracea*, L.). *Acta univ. agric. et silvic. Mendel. Brun.*, 59: 117 - 122.
65. LOŠÁK, T., 2014: Využívat digestát jako hnojivo - ano, nebo ne. *Úroda*, 62: 68 -71.
66. LOŠÁK, T., HLUŠEK, J., ZATLOUKALOVÁ, A., MUSILOVÁ, L., VÍTEŽOVÁ, M. ŠKARPA, P., ZLÁMALOVÁ, T., FRYČ, J., VÍTEŽ, T., MAREČEK, J. & MARTENSSON, A., 2014: Digestate from Biogas Plants is an Attractive Alternative to Mineral Fertilisation of Kohlrabi. *Journal of Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems*, 2: 309 - 318.
67. MALÝ, S., KRÁLOVEC, J. & HAMPEL, D., 2009: Effects of long term mineral fertilization on microbial biomass, microbial activity, and the presence of r- and K-strategists in soil. *Biology and Fertility of Soils*, 45: 753 - 760.
68. MANOJLOVIĆ, M., ČABILOVSKI, R. & BAVEC, M., 2010: Organic materials: source of nitrogen in the organic production of lettuce. *Turk. J. Agric. For.*, 31: 163-172.
69. MARENDIAK, D., KOPČANOVÁ, L. & LEITGEB, S., 1987: *Polnohospodářská mikrobiologie*, Příroda, Praha, 444 s.
70. MEISSNER, R., RUPP, H. & SCHUBERT, M., 2000: Novel lysimeter techniques - a basis for the improved investigation of water, gas and solute transport in soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 163: 603 - 608.

71. MENGEL, K., HÜTSCH, B. & KANE, Y., 2006: Nitrogen fertilizer application rates on cereal crops according to available mineral and organic soil nitrogen. *European Journal of Agronomy*, 24: 343 - 348.
72. NELSON, D. W. & SOMMERS, L. E., 1996: Total carbon, organic carbon and organic matter. In: *Methods of Soil Analysis*, 3. part: Chemical methods, SPARKS, D. L. (ed.), *Soil Science Society of America*, 5: 961 - 1010.
73. NEVENS, F. & REHEUL, D., 2003: The application of vegetable, fruit and garden waste compost in addition to cattle slurry in a silage maize monoculture: nitrogen availability and use. *European Journal of Agronomy*, 19: 189 - 203.
74. NOHEL, P., ZÁHORA, J. & MEJZLÍK, L., 2008: Sledování úniků minerálního dusíku z půd různých ekosystémů v ochranném pásmu vodního zdroje II. stupně Březová nad Svitavou. *SOVAK Časopis oboru vodovodů a kanalizací*, 7-8: 48 - 51.
75. NOVOSADOVÁ, I., ZÁHORA, J. & SINOGA, J. D. R., 2011: The availability of mineral nitrogen in Mediterranean open steppe dominated by *Stipa tenacissima* L., *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 59: 187 - 192.
76. PANKHURST, C., DOUBE, B. M., GUPTA, V. V. S. R. (Eds.), 1997: *Biological Indicators of Soil Health*. CAB International, Wallingford. 464 s.
77. PARE, T., DINEL, H. & M. SCHNITZER, 1999: Extractability of trace metals during co-composting of biosolids and municipal solid wastes. *Biology and Fertility of Soils*, 29: 31 - 37.
78. PEOPLES, M. B., FAIZAH, A. W., RERKASEM, B. & HERRIDGE, D. F., 1989: *Methods for evaluating nitrogen fixation by nodulated legumes in the field*. Australian Centre for International Agricultural Research, Canberra, 81 s.
79. PEU, P., BIRGAND, F. & MARTINEZ, J., 2007: Long term fate slurry derived nitrogen in soil: A case study with a macro-lysimeter experiment having received high loads of pig slurry (Solepur). *Bioresource Technology*, 98: 3228 - 3234.
80. PHOGAT, V., SKEWES, M. A., COX, J. W., ALAM, J., GRIGSON, G. & ŠIMŮNEK, J., 2013: Evaluation of water movement and nitrate dynamics in lysimeter planted with an orange tree. *Agriculture Water Management*, 127: 74 - 84.
81. PLOŠEK, L., NSANGANWIMANA, F., POURRUT, B., ELBL, J., HYNŠT, J., KINTL, A., KUBNÁ, D. & ZÁHORA, J., 2013a: The Effect of Compost Addition on Chemical and Nitrogen Characteristics, Respiration Activity and Biomass Production in Prepared Reclamation Substrates. *WASET*, 7: 363 - 369.

82. PLOŠEK, L., ZÁHORA, J., KINTL, A., ELBL, J., TŮMA, I., HYNŠT, J. & URBÁNKOVÁ, O., 2013b: Sustainability of agriculture in the most vulnerable areas of water management (Březová nad Svitavou) - the use of biological methods of evaluation. In *Current Trends in Agronomy for Sustainable Agriculture*, DUŠKOVÁ, S. (ed.), MENDELU, Brno, 1: 167 - 171.
83. PLOŠEK, L., HYNŠT, J., ZÁHORA, J., ELBL, J., KINTL, A., CHAROUSOVÁ, I. & KOVÁČSOVÁ, S., 2014: Mineral Nitrogen Retention, Nitrogen Availability and Plant Growth in the Soil Influenced by Addition of Organic and Mineral Fertilizers - Lysimetric Experiment. *WASET*, 8: 741 - 745.
84. POKORNÝ, E., ŠARAPATKA, B. & HEJÁTKOVÁ, K., 2007: *Hodnocení kvality půdy v ekologicky hospodařícím podniku*. ZERA, Náměšt and Oslavou, 29 s.
85. PORTO, M. L., ALVES, J. C., DE SOUZA, A. P., ARAUJO, R. C. & ARRUDA, J. A., 2008: Nitrate production and accumulation in lettuce as affected by mineral nitrogen supply and organic fertilization. *Horticultura Brasileira*, 26: 227 - 230.
86. QUAKERNACK, R., PACHOLSKI, A., TECHOW, A., HERRMANN, A., TAUBE, F., & KAGE, H., 2012: Ammonia volatilization and yield response of energy crops after fertilization with biogas residues in a coastal marsh of Northern Germany. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 160, 66 -74.
87. RICHTER, R. & HLUŠEK, J., 1999: *Výživa a hnojení rostlin*. MZLU, Brno, 171 s.
88. RYCHNOVSKÁ, M. *et al.*, 1987. *Metody studia travinných ekosystémů*. Academia, Praha, 269 s.
89. SCIANA, J., 2002: Salt affected soils: their causes, mesure and classification. *HortNote No. 5*, 1 - 3.
90. SHERWOOD S. & UPHOFF N., 2000: Soil health: research, practice and policy for a more regenerative agriculture. *Applied Soil Ecology*, 15: 85 - 97.
91. SCHIMEL, J. P. & BENNETT, J., 2004. Nitrogen mineralization: chalanges of a changing paradigm. *Ecology*, 85: 591 - 602.
92. SIEBERT, S., 2015: The Role of Bio-waste in the Emering Circular Economy. In: Chalange of Circular Ecomnomy for the Waste Management Sector [online]. ECM [vid. 2015_11_3]. Dostupné z: http://www.compostnetwork.info/wordpress/wp-content/uploads/2011/05/151029_ECN_ISWA-TG_CE-and-RM.pdf
93. SMITH, S. E. & SMITH, F. A., 2008: Roles of arbuscular mycorrhizas in plant nutrition and growth: new paradigms from cellular to ecosystem scales. *Annual Review of Plant Biology*, 62: 227 - 250.

94. SPARKS, D. L., 2003: *Environmental Soil Chemistry*. Academic Press, Boston, 602 s.
95. STROBLOVÁ, M., VYMAZAL, P. & MACH, P., 2006: The effect of organic and mineral fertilizers on the development of mycorrhizal symbiosis in lettuce (*Lactuca sativa* L.). In ŘEHOUT, V. *Biotechnologie 2006*. JČU, České Budějovice. 736-738.
96. STROBLOVÁ, M., PROCHÁZKOVÁ, B. & HARTMAN, I., 2005: The effect of selected biopreparation on the development of arbuscular mycorrhiza in winter wheat (*Triticum aestivum*). In BADALÍKOVÁ, B., HRUBÝ, J. & HARTMAN, I. *Proceeding of International Conference ISTRO 2005*. ISTRO, Brno. 319 - 325.
97. SUTTON, M. A., 2011: *The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives*. Cambridge University Press, New York, 612 s.
98. SVOBODA, N., TAUBE, F., WIENFORTH, B., KLUB, C., KAGE, H. & HERRMANN, A., 2013: Nitrogen leaching losses after biogas residue application to maize. *Soil and Tillage Research*, 130: 69 - 80.
99. ŠIMEK, M., 2003: *Základy nauky o půdě 1. Neživé složky půdy*. Jihočeská univerzita, České Budějovice, 131 s.
100. ŠIMEK, M., VIRTANEN, S., KRIŠTŮFEK, V., SIMOJOKI, A. & YLI-HALLA, M., 2011: Evidence of rich microbial communities in the subsoil of boreal acid sulphate soil conducive to greenhouse gas emissions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 140: 113 - 122.
101. ŠRÁMEK, V., KULHAVÝ, J., FADRHOŇSOVÁ, V., VEJPUSTKOVÁ, M., LOMSKÝ, B. & ZÁHORA, J., 2004: *Vliv současných depozic dusíku na zvyšování přírůstku a kvalitu výživy smrkových porostů*. VÚLHM, Strnady, 49 s.
102. TESAŘOVÁ, M., FILIP, Z., SZOSTKOVÁ, M. & MORSHECK, G., 2010: *Biologické zpracování odpadů*. MENDELU, Brno, 130 s.
103. TRNKA, M., RÖTTER, R., RUIZ, R. M., KERSEBAUM, K. CH., OLESEN, J., ŽALUD, Z. & M. SEMENOV., 2014: Adverse weather conditions for European wheat production will become more frequent with climate change. *Nature Climate Change*. 4: 637 - 643.
104. ÚLEHLOVÁ, B., 1989: *Koloběh dusíku v travních ekosystémech*. Academia, Praha, 110 s.
105. VERESOGLOU, S. D., CHEN, B. & RILLIG, M., 2012: Arbuscular mycorrhiza and soil nitrogen cycling. *Soil Biology & Biochemistry*, 46: 53 - 62.

106. VÍTĚZOVÁ, M., MACH, P., VÍTĚZ, T. & LOŠÁK, T., 2012: Development of microbial community in the course of composting of garden waste. *Acta univ. agric. et silvic. Mendel. Brun.* 60: 225 - 232.
107. VITOUSEK, P. M., ABER, J. D., HOWARTH, R. W., LIKENS, G. E., MATSON, P. A., SCHINDLER, D. W., SCHLESINGER & W. H., TILMAN, D. G., 1997: Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications.* 7: 737 - 750.
108. WATERLOT, CH., BIDAR, G., PRUVOT, CH. & DOUAY, F., 2012: Effect of grinding and shaking on Cd, Pb and Zn distribution in anthropogenically impacted soils, *Talanta*, 98: 185 – 196.
109. ZÁHORA, J., 2001: Dostupnost dusíku v půdě vřesovišť Národního parku Podyjí. *Thayensia*, 4: 169 – 181.
110. ZÁHORA, J., NOHEL, P. & KINTL, A., 2011: Vyplavování minerálního dusíku z orných, lučních a lesních půd v OPVZ II. st. Březová nad Svitavou. In *Voda Zlín*, Zlín: Moravská vodárenská, a. s., 1: 49-54.
111. ZÁHORA, J., URBÁNKOVÁ, O., ELBL, J., HYNŠT, J., STROBLOVÁ, M., TŮMA, I., KINTL, A., PLOŠEK, L. & ZÁHORA, J., 2015: *Půda, místo pro život*. MENDELU, Brno, 108 s.
112. ZBÍRAL, J., HONSA, I., MALÝ, S. & VÁŇA, M., 2011: *Analýza půd*. 3 sv. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno, 773 s.
113. ZEMÁNEK, P., 2010: *Biologicky rozložitelné odpady a kompostování*. Výzkumný ústav zemědělské techniky, Praha, 113 s.

7.1 Legislativní předpisy

1. Směrnice Rady 91/676/EHS, o ochraně vod před znečištěním dusičnany ze zemědělských zdrojů.
2. Směrnice Rady 1999/31/ES, o skládkách odpadů.
3. Zákon č. 156/1998 Sb. o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd (zákon o hnojivech), ve znění pozdějších předpis.
4. Zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech a o změně některých dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů.

5. Zákon 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů ve znění pozdějších předpisů (vodní zákon)
6. Nařízení vlády 262/2012 Sb., o stanovení zranitelných oblastí a akčním programu.
7. Vyhláška č. 474/2000 Sb., o stanovení požadavků na hnojiva, ve znění pozdějších předpisů.
8. Vyhláška č. 341/2008 Sb., o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady a o změně vyhlášky č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady, ve znění pozdějších předpisů.
9. Vyhláška č. 377/2013 Sb., o skladování a způsobu používání hnojiv, ve znění pozdějších předpisů.
10. Plán odpadového hospodářství České republiky pro období 2015 - 2024.

7.2 Technické normy

1. ČSN 10381-6 Kvalita půdy - Odběr vzorků - Část 6: Pokyny pro odběr, manipulaci a uchování půdních vzorků za aerobních podmínek pro studium mikrobiálních procesů, biomasy a diverzity v laboratoři
2. ČSN ISO 10390 Kvalita půdy - Stanovení pH
3. ČSN ISO 10693 Kvalita půdy - Stanovení obsahu uhličitanů - Odměrná metoda
4. ČSN ISO 11265 Kvalita půdy - Stanovení elektrické konduktivity
5. ČSN ISO 11464 Kvalita půdy - Úprava vzorků pro fyzikálně-chemické rozborů
6. ČSN ISO 11465 Kvalita půdy - Stanovení hmotnostního podílu sušiny a hmotnostní vlhkosti půdy - Gravimetrická metoda
7. ČSN 46 5735 Průmyslové komposty
8. NF X 31-109: Soil quality – Chemical methods – Determination of organic carbon by chromic oxidation (in French).

8 SEZNAM OBRÁZKŮ

Obr. 1: Princip nakládání s BRO (upraveno podle Gobat <i>et al.</i> , 2004)	15
Obr. 2: Cyklus dusíku v ekosystému řízen mikrobiálními aktivitami. Tloušťka čar odpovídá přibližné míře pohybu dusíkatých látek (Záhora <i>et al.</i> , 2015).....	23
Obr. 3: Klasické a nové paradigma klíčových procesů regulujících koloběh dusíku (Schimel & Bennett, 2004, upraveno dle Záhora <i>et al.</i> , 2015).....	25
Obr. 4: Osudy uhlíkatých a dusíkatých látek v půdě (Záhora <i>et al.</i> , 2015)	26
Obr. 5: Kumulativní záchyt minerálního dusíku v iontoměničových pouzdrech vložených do půd různých typů ekosystému (ve dvou hloubkách - 20 cm a 50 cm) na lokalitách Banín a Radiměř (Záhora <i>et al.</i> , 2011).....	32
Obr. 6: Hranice OPVZ II. stupně Březová nad Svitavou (upraveno podle BVK, autor Elbl). Vysvětlivky: šipkou je vyznačeno místo odběru reprezentativních půdních vzorků pro lyzimetrické a nádobové pokusy, kroužkem je vyznačeno místo umístění lyzimetrů.	39
Obr. 7: Detail půdního profilu a vybrané charakteristiky v zájmové oblasti obce Banín (foto: Brtnický)	41
Obr. 8: Schéma nádobového experimentu	42
Obr. 9: Schéma lyzimetrického experimentu	47
Obr. 10: Produkce nadzemní a podzemní biomasy	62
Obr. 11: Únik minerálního dusíku (součet $N-NH_4^+$ a $N-NO_3^-$) dle jednotlivých variant	64
Obr. 12: Měsíční průměr teplot v lokalitě Březová nad Svitavou	65
Obr. 13: Úhrn srážek (mm) v jednotlivých měsících v lokalitě Březová nad Svitavou .	66
Obr. 14: Bazální respirace na počátku experimentu a na konci vegetačních období	76
Obr. 15: Substrátem indukovaná respirace na počátku experimentu a na konci vegetačních období	77
Obr. 16: Kumulativní produkce CO_2 <i>in situ</i> včetně vlivu kořenového systému.....	78
Obr. 17: Kolonizace arbuskulární mykorhizou u vzorků odebraných na konci vegetačních období	80

Obr. 18: Aktuální množství N_{\min} v půdě na konci jednotlivých vegetačních období.....	82
Obr. 19: Dostupnost dusíku ($N-NH_4^+$) na konci vegetačních období.....	83
Obr. 20: Celková množství vyplaveného perkolátu v rámci jednotlivých vegetačních období	84
Obr. 21: Celkový únik minerálního dusíku (N_{\min}) za jednotlivá vegetační období experimentu	86

9 SEZNAM TABULEK

Tab. 1: Kvalitativní znaky zralého kompostu dle ČSN 46 5735 a vyhlášky č. 341/2008 Sb.	17
Tab. 2: Období zákazu používání dusíkatých hnojiv na zemědělské půdě dle NV 262/2012 Sb.	35
Tab. 3: Limitní hodnoty rizikových prvků organických hnojiv se sušinou nad 13 %	38
Tab. 4: Přehled stanovených fyzikálně-chemických a biologických parametrů	44
Tab. 5: Dávky hnojiv a způsob jejich aplikace	48
Tab. 6: Časový harmonogram jednotlivých operací v rámci lyzimetrického experimentu	50
Tab. 7: Přehled vybraných fyzikálních a chemických charakteristik půdy a kompostů použitých pro nádobový pokus	59
Tab. 8: Přehled vybraných biologických parametrů u zeminy a kompostů použitých pro nádobový pokus	60
Tab. 9: Hmotnostní poměr podzemních a nadzemních částí indikační plodiny (poměr R/S) u variant bez přídavku minerálního hnojiva	62
Tab. 10: Hmotnostní poměr podzemních a nadzemních částí indikační plodiny (poměr R/S) u variant s přídavkem minerálního hnojiva	63
Tab. 11: Aktivní půdní reakce (pH H ₂ O).....	67
Tab. 12: Výměnná půdní reakce (pH CaCl ₂).....	68
Tab. 13: Zatížení půd solemi na základě elektrické vodivosti (EC).....	69
Tab. 14: Obsah C _{tot} v jednotlivých letech experimentu	71
Tab. 15: Obsah N _{tot} v jednotlivých letech experimentu.....	71
Tab. 16: Obsah C _{org} v jednotlivých letech experimentu	72
Tab. 17: Obsah N _{org} v jednotlivých letech experimentu	73
Tab. 18: Obsahy fosforu (P) a draslíku (K) ve vzorcích zeminy z lyzimetrů (2012 - 2014)	74

Tab. 19: Obsahy vápníku (Ca) a hořčíku (Mg) ve vzorcích zeminy z lyzimetrů (2012 - 2014)	75
Tab. 20: Rozložení produkce perkolátu během vegetační sezóny	85
Tab. 21: Rozdělení úniků N_{\min} v rámci prvního vegetačního období.....	87
Tab. 22: Rozdělení úniků N_{\min} v rámci druhého vegetačního období	88
Tab. 23: Produkce stébel a klasů v prvním vegetačním období	89
Tab. 24: Produkce biomasy v prvním vegetačním období	90
Tab. 25: Produkce biomasy ve druhém vegetačním období.....	91
Tab. 26: Obsahy C_{tot} a N_{tot} u vyprodukované biomasy	92

10 SEZNAM ZKRATEK

AER - aniontové iontoměničové zrna

AF MENDELU - Agronomická fakulta Mendelovy univerzity v Brně

AM - arbuskulární mykorhiza

As - Arsen

AZP - agrochemické zkoušení zemědělských půd

BPS - bioplynová stanice

BRKO - biologicky rozložitelný komunální odpad

BRO - biologicky rozložitelný odpad

BVK - Brněnské vodovody a kanalizace

C - uhlík

C_{org} - organický uhlík

C_{tot} - celkový uhlík

Ca - vápník

CaCO₃ - uhličitan vápenatý

Cd - kadmium

CER - kationtové iontoměničové zrna

CH₄ - metan

CO₂ - oxid uhličitý

CPM - celkový počet mikroorganismů

Cr - chrom

Cu - měď

ČOV - čistírna odpadních vod

ČR - Česká republika

ČSN - česká státní norma

EC - elektrická konduktivita

ECN - z angl. European Compost Network

H - vodík

H₂O - voda

HCl - kyselina chlorovodíková

Hg - rtuť

HPJ - hlavní půdní jednotka

IER - iontoměničové zrna (z angl. Ion Exchange Resin)

IK - index klíčivosti
K - draslík
K₂O - oxid draselný
KTJ - kolonie tvořící jednotky (z angl. Colony Forming Units)
KVK - kationtová výměnná kapacita
Mg - hořčík
Mo - molybden
N - dusík
N₂ - elementární plynný dusík
N_{min} - minerální dusík
N_r - reaktivní dusík
N_{tot} - celkový dusík
N-NH₄⁺ - amonný dusík
N-NO₂⁻ - dusitanový (nitritový) dusík
N-NO₃⁻ - dusičnanový (nitrátový) dusík
NH₃ - amoniak
Ni - nikl
NO_x - oxidy dusíku
NV - nařízení vlády
O - kyslík
OPVZ - ochranné pásmo vodního zdroje
P - fosfor
P₂O₅ - oxid fosforečný
Pb - olovo
PE - polyetylén
pH - půdní reakce
POH - plán odpadového hospodářství
PVC - polyvinylchlorid
SOM - půdní organická hmota (z angl. Soil Organic Matter)
TK - těžké kovy
Zn - zinek

PŘÍLOHY

SEZNAM PŘÍLOH

Příloha 1: Obrazová fotodokumentace

Příloha 2: Výsledky statistického zpracování dat

 Nádobový experiment

 Lyzimetrický experiment

Příloha 3: Korelační závislost vyplavování N_{\min} z půdy na ostatních parametrech

Příloha 1: Obrazová fotodokumentace



Obr. 22: Nádobový experiment na konci 4. týdne (zdroj: autor)



Obr. 23: Přístupová šachta k lyzimetřům s nádobami pro odběr perkolátů (zdroj: autor).



Obr. 24: Detail osetí lyzimetru z 3. 10. 2012 (zdroj: autor)



Obr. 25: Odběr perkolátů 16. 4. 2013 (zdroj: autor)



Obr. 26: Detail prstenců pro měření půdní respirace *in situ* (zdroj: autor)



Obr. 27: Pohled na lyzimetry v průběhu vegetace (zdroj: autor).

Příloha 2: Výsledky statistického zpracování dat

Červeně označené hodnoty představují statisticky významné rozdíly mezi příslušnými variantami na hladině významnosti $p < 0,05$.

Nádobový experiment

Tab. 27: LSD test, proměnná nadzemní biomasa ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná Nadzemní biomasa (g) (Vstupní data pro nádobový experiment)															
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy															
Chyba: meziskup. PČ = 2656,8, sv = 30,000															
Faktor	C	ČD 50	ZD 50	Sla 50	CMC 50	ČD 100	ZD 100	Sla 100	CMC 100	NPK	ČD+NPK	CMC+NPK	NP	ČD+NP	CMC+NP
	223,6500	575,7000	541,3500	488,8500	492,7500	645,1500	581,8500	625,3500	689,2500	362,8500	550,5000	454,0500	336,7500	376,2000	538,9500
C		0,000000	0,000001	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,002450	0,000006	0,011632	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,001059
ČD 50	0,000000		0,221877	0,257289	0,343576	0,055088	0,001422	0,000196	0,046723	0,000034	0,954902	0,420820	0,019582	0,829356	0,000470
ZD 50	0,000001	0,221877		0,926783	0,034893	0,002895	0,000046	0,005473	0,414827	0,001089	0,243209	0,047793	0,000833	0,153355	0,011934
Sla 50	0,000000	0,257289	0,926783		0,042651	0,003676	0,000059	0,004330	0,365137	0,000849	0,281038	0,058011	0,001069	0,180171	0,009540
CMC 50	0,000000	0,343576	0,034893	0,042651		0,309577	0,016045	0,000013	0,004914	0,000002	0,316184	0,884795	0,143015	0,462119	0,000032
ČD 100	0,000000	0,055088	0,002895	0,003676	0,309577		0,139397	0,000001	0,000315	0,000000	0,048885	0,247372	0,641420	0,085454	0,000002
ZD 100	0,000000	0,001422	0,000046	0,000059	0,016045	0,139397		0,000000	0,000004	0,000000	0,001221	0,011336	0,303067	0,002520	0,000000
Sla 100	0,002450	0,000196	0,005473	0,004330	0,000013	0,000001	0,000000		0,038301	0,539829	0,000230	0,000020	0,000000	0,000107	0,753279
CMC 100	0,000006	0,046723	0,414827	0,365137	0,004914	0,000315	0,000004	0,038301		0,009134	0,052685	0,007084	0,000085	0,029111	0,074213
NPK	0,011632	0,000034	0,001089	0,000849	0,000002	0,000000	0,000000	0,539829	0,009134		0,000040	0,000003	0,000000	0,000019	0,356048
ČD+NPK	0,000000	0,954902	0,243209	0,281038	0,316184	0,048885	0,001221	0,000230	0,052685	0,000040		0,389476	0,017153	0,785626	0,000549
CMC+NPK	0,000000	0,420820	0,047793	0,058011	0,884795	0,247372	0,011336	0,000020	0,007084	0,000003	0,389476		0,109331	0,553812	0,000048
NP	0,000000	0,019582	0,000833	0,001069	0,143015	0,641420	0,303067	0,000000	0,000085	0,000000	0,017153	0,109331		0,032010	0,000000
ČD+NP	0,000000	0,829356	0,153355	0,180171	0,462119	0,085454	0,002520	0,000107	0,029111	0,000019	0,785626	0,553812	0,032010		0,000258
CMC+NP	0,001059	0,000470	0,011934	0,009540	0,000032	0,000002	0,000000	0,753279	0,074213	0,356048	0,000549	0,000048	0,000000	0,000258	

Tab. 28: LSD test, proměnná podzemní biomasa ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná Podzemní biomasa (g) (Vstupní data pro nádobový experiment)															
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy															
Chyba: meziskup. PČ = 623,01, sv = 30,000															
Faktor	C	ČD 50	ZD 50	Sla 50	CMC 50	ČD 100	ZD 100	Sla 100	CMC 100	NPK	ČD+NPK	CMC+NPK	NP	ČD+NP	CMC+NP
	77,1000	166,2000	94,0500	87,1500	68,8500	110,4000	91,2000	65,2500	215,5500	107,8500	213,9000	101,7000	128,1000	250,9500	175,0500
C		0,000136	0,412149	0,625509	0,688489	0,112719	0,494347	0,565278	0,000000	0,141801	0,000000	0,236837	0,018012	0,000000	0,000040
ČD 50	0,000136		0,001327	0,000532	0,000044	0,010295	0,000912	0,000027	0,021713	0,007581	0,026097	0,003545	0,071344	0,000247	0,667214
ZD 50	0,412149	0,001327		0,737293	0,225862	0,428712	0,889718	0,167902	0,000002	0,503507	0,000002	0,710027	0,105171	0,000000	0,000410
Sla 50	0,625509	0,000532	0,737293		0,376366	0,262967	0,843818	0,291127	0,000001	0,317892	0,000001	0,480784	0,053573	0,000000	0,000161
CMC 50	0,688489	0,000044	0,225862	0,376366		0,050369	0,281512	0,860975	0,000000	0,065249	0,000000	0,117460	0,006796	0,000000	0,000013
ČD 100	0,112719	0,010295	0,428712	0,262967	0,050369		0,353665	0,034466	0,000015	0,901261	0,000019	0,672507	0,392015	0,000000	0,003478
ZD 100	0,494347	0,000912	0,889718	0,843818	0,281512	0,353665		0,212686	0,000001	0,420380	0,000001	0,610180	0,080228	0,000000	0,000279
Sla 100	0,565278	0,000027	0,167902	0,291127	0,860975	0,034466	0,212686		0,000000	0,045167	0,000000	0,083795	0,004359	0,000000	0,000008
CMC 100	0,000000	0,021713	0,000002	0,000001	0,000000	0,000015	0,000001	0,000000		0,000010	0,936010	0,000004	0,000171	0,092645	0,056092
NPK	0,141801	0,007581	0,503507	0,317892	0,065249	0,901261	0,420380	0,045167	0,000010		0,000013	0,764911	0,328353	0,000000	0,002517
ČD+NPK	0,000000	0,026097	0,000002	0,000001	0,000000	0,000019	0,000001	0,000000	0,936010	0,000013		0,000006	0,000214	0,079068	0,066233
CMC+NPK	0,236837	0,003545	0,710027	0,480784	0,117460	0,672507	0,610180	0,083795	0,000004	0,764911	0,000006		0,205064	0,000000	0,001134
NP	0,018012	0,071344	0,105171	0,053573	0,006796	0,392015	0,080228	0,004359	0,000171	0,328353	0,000214	0,205064		0,000001	0,028344
ČD+NP	0,000000	0,000247	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,092645	0,000000	0,079068	0,000000	0,000001		0,000810
CMC+NP	0,000040	0,667214	0,000410	0,000161	0,000013	0,003478	0,000279	0,000008	0,056092	0,002517	0,066233	0,001134	0,028344	0,000810	

Tab. 29: LSD test, proměnná únik N-NH₄⁺ (p<0,05)

LSD test; proměnná NH ₄ mg/dm ³ (Vstupní data pro nádobový experiment)															
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy															
Chyba: meziskup. PČ = 63,552, sv = 30,000															
Faktor	C	ČD 50	ZD 50	SlA 50	CMC 50	ČD 100	ZD 100	SLA 100	CMC 100	NPK	ČD+NPK	DMC+NPK	NP	ČD+NP	CMC+NP
	1,8060	1,3213	1,4790	0,5743	0,4484	0,2338	0,2450	0,3364	0,3259	94,1973	6,4667	10,9280	17,1200	111,3813	26,0160
C		0,941145	0,960266	0,851195	0,836197	0,810783	0,812110	0,822911	0,821666	0,000000	0,479508	0,171346	0,025390	0,000000	0,000820
ČD 50	0,941145		0,980842	0,909394	0,894208	0,868424	0,869773	0,880737	0,879474	0,000000	0,435450	0,150395	0,021433	0,000000	0,000671
ZD 50	0,960266	0,980842		0,890393	0,875260	0,849580	0,850923	0,861841	0,860582	0,000000	0,449504	0,156971	0,022653	0,000000	0,000716
SlA 50	0,851195	0,909394	0,890393		0,984693	0,958623	0,959989	0,971085	0,969808	0,000000	0,372545	0,122172	0,016427	0,000000	0,000491
CMC 50	0,836197	0,894208	0,875260	0,984693		0,973916	0,975283	0,986387	0,985109	0,000000	0,362553	0,117872	0,015697	0,000000	0,000465
ČD 100	0,810783	0,868424	0,849580	0,958623	0,973916		0,998632	0,987525	0,988804	0,000000	0,345934	0,110831	0,014523	0,000000	0,000425
ZD 100	0,812110	0,869773	0,850923	0,959989	0,975283	0,998632		0,988893	0,990172	0,000000	0,346793	0,111191	0,014583	0,000000	0,000427
SLA 100	0,822911	0,880737	0,861841	0,971085	0,986387	0,987525	0,988893		0,998721	0,000000	0,353816	0,114153	0,015074	0,000000	0,000444
CMC 100	0,821666	0,879474	0,860582	0,969808	0,985109	0,988804	0,990172	0,998721		0,000000	0,353003	0,113809	0,015017	0,000000	0,000442
NPK	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000		0,000000	0,000000	0,000000	0,013029	0,000000
ČD+NPK	0,479508	0,435450	0,449504	0,372545	0,362553	0,345934	0,346793	0,353816	0,353003	0,000000		0,498353	0,112145	0,000000	0,005344
CMC+NPK	0,171346	0,150395	0,156971	0,122172	0,117872	0,110831	0,111191	0,114153	0,113809	0,000000	0,498353		0,349061	0,000000	0,027453
NP	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,013029	0,000000	0,000000		0,000000	0,000000
ČD+NP	0,025390	0,021433	0,022653	0,016427	0,015697	0,014523	0,014583	0,015074	0,015017	0,000000	0,112145	0,349061	0,000000		0,181873
CMC+NP	0,000820	0,000671	0,000716	0,000491	0,000465	0,000425	0,000427	0,000444	0,000442	0,000000	0,005344	0,027453	0,000000	0,181873	

Tab. 30: LSD test, proměnná únik N-NO₃⁻ (p<0,05)

LSD test; proměnná NO ₃ mg/dm ³ (Vstupní data pro nádobový experiment)															
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy															
Chyba: meziskup. PČ = 3,1806, sv = 30,000															
Faktor	C	ČD 50	ZD 50	SlA 50	CMC 50	ČD 100	ZD 100	SLA 100	CMC 100	NPK	ČD+NPK	DMC+NPK	NP	ČD+NP	CMC+NP
	14,39911	3,30417	4,45911	2,97362	3,83276	1,28424	2,15856	1,56074	2,07198	4,76267	1,46933	0,72267	0,59200	4,66133	1,55733
C		0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000
ČD 50	0,000000		0,433923	0,821957	0,719151	0,175609	0,437606	0,240569	0,404142	0,324545	0,217362	0,086412	0,072343	0,358769	0,239673
ZD 50	0,000000	0,433923		0,315814	0,670165	0,037211	0,124622	0,055722	0,111589	0,836276	0,048862	0,015525	0,012549	0,890478	0,055453
SlA 50	0,000000	0,821957	0,315814		0,559604	0,255131	0,579820	0,339664	0,540466	0,228767	0,309836	0,132634	0,112384	0,255589	0,338520
CMC 50	0,000000	0,719151	0,670165	0,559604		0,090311	0,259336	0,129180	0,236031	0,527924	0,115040	0,040972	0,033707	0,573580	0,128629
ČD 100	0,000000	0,175609	0,037211	0,255131	0,090311		0,552725	0,850679	0,592519	0,023397	0,899698	0,702475	0,637955	0,027380	0,852494
ZD 100	0,000000	0,437606	0,124622	0,579820	0,259336	0,552725		0,684318	0,952980	0,083825	0,639409	0,331976	0,290583	0,095964	0,682624
SLA 100	0,000000	0,240569	0,055722	0,339664	0,129180	0,850679	0,684318		0,727973	0,035734	0,950366	0,569221	0,510960	0,041551	0,998151
CMC 100	0,000000	0,404142	0,111589	0,540466	0,236031	0,592519	0,952980	0,727973		0,074512	0,681919	0,361514	0,317584	0,085507	0,726238
NPK	0,000000	0,324545	0,836276	0,228767	0,527924	0,023397	0,083825	0,035734	0,074512		0,031126	0,009423	0,007562	0,944982	0,035552
ČD+NPK	0,000000	0,217362	0,048862	0,309836	0,115040	0,899698	0,639409	0,950366	0,681919	0,031126		0,611870	0,551368	0,036270	0,952211
CMC+NPK	0,000000	0,086412	0,015525	0,132634	0,040972	0,702475	0,331976	0,569221	0,361514	0,009423	0,611870		0,929095	0,011154	0,570782
NP	0,000000	0,358769	0,890478	0,255589	0,573580	0,027380	0,095964	0,041551	0,085507	0,944982	0,036270	0,011154		0,008971	0,041343
ČD+NP	0,000000	0,072343	0,012549	0,112384	0,033707	0,637955	0,290583	0,510960	0,317584	0,007562	0,551368	0,929095	0,008971		0,512435
CMC+NP	0,000000	0,239673	0,055453	0,338520	0,128629	0,852494	0,682624	0,998151	0,726238	0,035552	0,952211	0,570782	0,041343	0,512435	

Lyzimetrický experiment

- **Aktivní půdní reakce**

Tab. 31: LSD test, pH (H₂O), počátek experimentu 2012 (p<0,05)

LSD test; proměnná pH (H ₂ O) 2012 (Vstupní data pro 2012,2013,2014) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = ,00170, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	6,333333	6,430000	6,343333	6,530000	6,543333	6,453333	6,656667
C1		0,012220	0,770483	0,000042	0,000021	0,003079	0,000000
C2	0,012220		0,021894	0,010044	0,004567	0,498991	0,000009
K1	0,770483	0,021894		0,000071	0,000036	0,005563	0,000000
K2	0,000042	0,010044	0,000071		0,697631	0,038753	0,002079
K3	0,000021	0,004567	0,000036	0,697631		0,018046	0,004567
K4	0,003079	0,498991	0,005563	0,038753	0,018046		0,000030
K5	0,000000	0,000009	0,000000	0,002079	0,004567	0,000030	

Tab. 32: LSD test, pH (H₂O), konec prvního vegetačního období 2013 (p<0,05)

LSD test; proměnná pH (H ₂ O) 2013 (Vstupní data pro 2012,2013,2014) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = ,00203, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	6,353333	6,496667	6,810000	6,900000	6,776667	6,640000	6,970000
C1		0,001609	0,000000	0,000000	0,000000	0,000002	0,000000
C2	0,001609		0,000001	0,000000	0,000002	0,001609	0,000000
K1	0,000000	0,000001		0,028188	0,380050	0,000395	0,000665
K2	0,000000	0,000000	0,028188		0,004729	0,000006	0,077741
K3	0,000000	0,000002	0,380050	0,004729		0,002302	0,000121
K4	0,000002	0,001609	0,000395	0,000006	0,002302		0,000000
K5	0,000000	0,000000	0,000665	0,077741	0,000121	0,000000	

Tab. 33: LSD test, pH (H₂O), konec druhého vegetačního období 2014 (p<0,05)

LSD test; proměnná pH (H ₂ O) 2014 (Vstupní data pro 2012,2013,2014) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = ,01850, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	6,720000	6,160000	7,083333	7,156667	7,076667	6,966667	7,300000
C1		0,000180	0,005572	0,001506	0,006279	0,043372	0,000129
C2	0,000180		0,000001	0,000000	0,000001	0,000004	0,000000
K1	0,005572	0,000001		0,519812	0,952986	0,311333	0,071399
K2	0,001506	0,000000	0,519812		0,483213	0,109206	0,217791
K3	0,006279	0,000001	0,952986	0,483213		0,338803	0,064020
K4	0,043372	0,000004	0,311333	0,109206	0,338803		0,009530
K5	0,000129	0,000000	0,071399	0,217791	0,064020	0,009530	

- **Výměnná půdní reakce**

Tab. 34: LSD test, pH (CaCl₂), počátek experimentu 2012 (p<0,05)

LSD test; proměnná pH (CaCl ₂) 2012 (Vstupní data pro porovnání vyplavání N _{min})							
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy							
Chyba: meziskup. PČ = ,05430, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	5,800000	5,633333	6,156667	6,396667	6,706667	6,323333	6,770000
C1		0,395802	0,081853	0,007290	0,000301	0,015624	0,000162
C2	0,395802		0,015624	0,001285	0,000061	0,002749	0,000034
K1	0,081853	0,015624		0,227755	0,011854	0,395802	0,006124
K2	0,007290	0,001285	0,227755		0,125515	0,705698	0,069921
K3	0,000301	0,000061	0,011854	0,125515		0,063543	0,744152
K4	0,015624	0,002749	0,395802	0,705698	0,063543		0,034111
K5	0,000162	0,000034	0,006124	0,069921	0,744152	0,034111	

Tab. 35: LSD test, pH (CaCl₂), konec prvního vegetačního období 2013 (p<0,05)

LSD test; proměnná pH (CaCl ₂) 2013 (Vstupní data pro 2012,2013,2014)							
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy							
Chyba: meziskup. PČ = ,01598, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	5,856667	5,756667	6,503333	6,373333	6,246667	6,066667	6,576667
C1		0,349005	0,000021	0,000192	0,002034	0,061261	0,000006
C2	0,349005		0,000004	0,000034	0,000312	0,009480	0,000001
K1	0,000021	0,000004		0,228388	0,026113	0,000838	0,489016
K2	0,000192	0,000034	0,228388		0,239927	0,010106	0,068920
K3	0,002034	0,000312	0,026113	0,239927		0,103039	0,006451
K4	0,061261	0,009480	0,000838	0,010106	0,103039		0,000217
K5	0,000006	0,000001	0,489016	0,068920	0,006451	0,000217	

Tab. 36: LSD test, pH (CaCl₂), konec druhého vegetačního období 2014 (p<0,05)

LSD test; proměnná pH (CaCl ₂) 2014 (Vstupní data pro 2012,2013,2014)							
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy							
Chyba: meziskup. PČ = ,03038, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	5,983333	5,263333	6,353333	6,380000	6,240000	6,143333	6,550000
C1		0,000174	0,020976	0,014535	0,092844	0,279776	0,001363
C2	0,000174		0,000002	0,000002	0,000008	0,000024	0,000000
K1	0,020976	0,000002		0,854043	0,439091	0,162159	0,188624
K2	0,014535	0,000002	0,854043		0,341911	0,118510	0,252084
K3	0,092844	0,000008	0,439091	0,341911		0,508030	0,046960
K4	0,279776	0,000024	0,162159	0,118510	0,508030		0,012656
K5	0,001363	0,000000	0,188624	0,252084	0,046960	0,012656	

- **Elektrická konduktivita**

Tab. 37: LSD test, EC, počátek experimentu 2012 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná EC (uS/cm) 2012 (Vstupní data pro 2012,2013,2014) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 9,3229, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	87,1000	88,4333	85,5000	180,8667	144,2000	142,5000	151,8667
C1		0,601164	0,531380	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000
C2	0,601164		0,258970	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000
K1	0,531380	0,258970		0,000000	0,000000	0,000000	0,000000
K2	0,000000	0,000000	0,000000		0,000000	0,000000	0,000000
K3	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000		0,506428	0,008227
K4	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,506428		0,002123
K5	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,008227	0,002123	

Tab. 38: LSD test, EC, konec prvního vegetačního období 2013 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná EC (uS/cm) 2013 (Vstupní data pro 2012,2013,2014) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 194,42, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	108,5333	84,0667	108,8333	86,3333	119,2333	138,1000	124,2333
C1		0,049601	0,979349	0,071494	0,363223	0,021098	0,189514
C2	0,049601		0,047222	0,845048	0,008006	0,000313	0,003343
K1	0,979349	0,047222		0,068160	0,376439	0,022207	0,197596
K2	0,071494	0,845048	0,068160		0,011878	0,000456	0,004967
K3	0,363223	0,008006	0,376439	0,011878		0,119709	0,667228
K4	0,021098	0,000313	0,022207	0,000456	0,119709		0,243349
K5	0,189514	0,003343	0,197596	0,004967	0,667228	0,243349	

Tab. 39: LSD test, EC, konec druhého vegetačního období 2014 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná EC (uS/cm) 2014 (Vstupní data pro 2012,2013,2014) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 40,155, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	57,66667	44,06667	58,16667	52,93333	54,96667	52,53333	67,76667
C1		0,019843	0,924384	0,375765	0,609936	0,337964	0,071224
C2	0,019843		0,016426	0,108626	0,053663	0,124030	0,000428
K1	0,924384	0,016426		0,328952	0,546189	0,294636	0,084707
K2	0,375765	0,108626	0,328952		0,700243	0,939471	0,012428
K3	0,609936	0,053663	0,546189	0,700243		0,645381	0,026781
K4	0,337964	0,124030	0,294636	0,939471	0,645381		0,010667
K5	0,071224	0,000428	0,084707	0,012428	0,026781	0,010667	

- **Celkový uhlík**

Tab. 40: LSD test, C_{tot} , počátek experimentu 2012 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná C_{tot} (g/kg) 2012 půda (Vstupní data pro porovnání vyplavování Nmin)							
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy							
Chyba: meziskup. PČ = ,06132, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	12,81060	12,81060	15,38960	15,38960	15,38960	15,38960	16,03500
C1		1,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000
C2	1,000000		0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000
K1	0,000000	0,000000		1,000000	1,000000	1,000000	0,006524
K2	0,000000	0,000000	1,000000		1,000000	1,000000	0,006524
K3	0,000000	0,000000	1,000000	1,000000		1,000000	0,006524
K4	0,000000	0,000000	1,000000	1,000000	1,000000		0,006524
K5	0,000000	0,000000	0,006524	0,006524	0,006524	0,006524	

Tab. 41: LSD test, C_{tot} , konec prvního vegetačního období 2013 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná C_{tot} (g/kg) 2013 půda (Vstupní data pro porovnání vyplavování Nmin)							
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy							
Chyba: meziskup. PČ = ,61519, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	12,74360	14,98867	15,98730	15,47810	15,31600	15,47340	16,97300
C1		0,003496	0,000172	0,000778	0,001273	0,000789	0,000012
C2	0,003496		0,141224	0,457407	0,617225	0,461652	0,007855
K1	0,000172	0,141224		0,439819	0,312291	0,435701	0,146055
K2	0,000778	0,457407	0,439819		0,803855	0,994248	0,034995
K3	0,001273	0,617225	0,312291	0,803855		0,809419	0,021498
K4	0,000789	0,461652	0,435701	0,994248	0,809419		0,034510
K5	0,000012	0,007855	0,146055	0,034995	0,021498	0,034510	

Tab. 42: LSD test, C_{tot} , konec druhého vegetačního období 2014 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná C_{tot} (g/kg) 2014 půda (Vstupní data pro porovnání vyplavování Nmin)							
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy							
Chyba: meziskup. PČ = ,81424, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	13,20600	14,34667	15,99300	15,14133	14,31700	16,73500	19,09933
C1		0,143877	0,002018	0,019911	0,153802	0,000288	0,000001
C2	0,143877		0,042267	0,299006	0,968450	0,005910	0,000015
K1	0,002018	0,042267		0,267048	0,039175	0,330976	0,000863
K2	0,019911	0,299006	0,267048		0,282034	0,048327	0,000098
K3	0,153802	0,968450	0,039175	0,282034		0,005455	0,000014
K4	0,000288	0,005910	0,330976	0,048327	0,005455		0,006306
K5	0,000001	0,000015	0,000863	0,000098	0,000014	0,006306	

- **Celkový dusík**

Tab. 43: LSD test, N_{tot} , počátek experimentu 2012 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná N_{tot} (g/kg) 2012 půda (Vstupní data pro porovnání vyplavování N_{min})							
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy							
Chyba: meziskup. PČ = ,00106, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	1,398600	1,398600	1,614000	1,614000	1,614000	1,614000	1,687300
C1		1,000000	0,000001	0,000001	0,000001	0,000001	0,000000
C2	1,000000		0,000001	0,000001	0,000001	0,000001	0,000000
K1	0,000001	0,000001		1,000000	1,000000	1,000000	0,015504
K2	0,000001	0,000001	1,000000		1,000000	1,000000	0,015504
K3	0,000001	0,000001	1,000000	1,000000		1,000000	0,015504
K4	0,000001	0,000001	1,000000	1,000000	1,000000		0,015504
K5	0,000000	0,000000	0,015504	0,015504	0,015504	0,015504	

Tab. 44: LSD test, N_{tot} , konec prvního vegetačního období 2013 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná N_{tot} (g/kg) 2013 půda (Vstupní data pro porovnání vyplavování N_{min})							
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy							
Chyba: meziskup. PČ = ,00989, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	1,197300	1,349900	1,430000	1,471900	1,408300	1,493400	1,546633
C1		0,081192	0,012460	0,004474	0,021043	0,002644	0,000731
C2	0,081192		0,340676	0,155213	0,483864	0,098983	0,029554
K1	0,012460	0,340676		0,613917	0,793189	0,447950	0,172885
K2	0,004474	0,155213	0,613917		0,446549	0,795048	0,372993
K3	0,021043	0,483864	0,793189	0,446549		0,312404	0,110554
K4	0,002644	0,098983	0,447950	0,795048	0,312404		0,522740
K5	0,000731	0,029554	0,172885	0,372993	0,110554	0,522740	

Tab. 45: LSD test, N_{tot} , konec druhého vegetačního období 2014 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná N_{tot} (g/kg) 2014 půda (Vstupní data pro porovnání vyplavování N_{min})							
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy							
Chyba: meziskup. PČ = ,01133, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	1,049000	1,235767	1,281367	1,336967	1,186500	1,337667	1,535600
C1		0,049611	0,018169	0,005124	0,135947	0,005042	0,000066
C2	0,049611		0,608011	0,263708	0,579775	0,260567	0,003905
K1	0,018169	0,608011		0,532667	0,293456	0,527594	0,011075
K2	0,005124	0,263708	0,532667		0,105364	0,993687	0,038389
K3	0,135947	0,579775	0,293456	0,105364		0,103900	0,001273
K4	0,005042	0,260567	0,527594	0,993687	0,103900		0,038978
K5	0,000066	0,003905	0,011075	0,038389	0,001273	0,038978	

- **Organický uhlík**

Tab. 46: LSD test, C_{org} , počátek experimentu 2012 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná C_{org} (g/kg) 2012 půda (Vstupní data pro porovnání vyplavování N_{min})							
Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy							
Chyba: meziskup. $PČ = ,43261$, $sv = 14,000$							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	10,86328	10,86328	12,12333	12,12333	12,12333	12,12333	15,76396
C1		1,000000	0,288886	0,288886	0,288886	0,288886	0,000175
C2	1,000000		0,288886	0,288886	0,288886	0,288886	0,000175
K1	0,288886	0,288886		1,000000	1,000000	1,000000	0,000289
K2	0,288886	0,288886	1,000000		1,000000	1,000000	0,000289
K3	0,288886	0,288886	1,000000	1,000000		1,000000	0,000289
K4	0,288886	0,288886	1,000000	1,000000	1,000000		0,000289
K5	0,000175	0,000175	0,000289	0,000289	0,000289	0,000289	

Tab. 47: LSD test, C_{org} , konec prvního vegetačního období 2013 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná C_{org} (g/kg) 2013 půda (Vstupní data pro porovnání vyplavování N_{min})							
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy							
Chyba: meziskup. $PČ = ,72283$, $sv = 14,000$							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	10,60990	10,15297	10,92109	12,99637	12,06571	12,00424	14,22957
C1		0,521062	0,660809	0,004000	0,054620	0,064271	0,000131
C2	0,521062		0,287152	0,001091	0,015480	0,018413	0,000041
K1	0,660809	0,287152		0,009752	0,121424	0,140997	0,000301
K2	0,004000	0,001091	0,009752		0,201380	0,174879	0,097380
K3	0,054620	0,015480	0,121424	0,201380		0,930699	0,007570
K4	0,064271	0,018413	0,140997	0,174879	0,930699		0,006348
K5	0,000131	0,000041	0,000301	0,097380	0,007570	0,006348	

Tab. 48: LSD test, C_{org} , konec druhého vegetačního období 2014 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná C_{org} (g/kg) 2014 půda (Vstupní data pro porovnání vyplavování N_{min})							
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy							
Chyba: meziskup. $PČ = 1,1406$, $sv = 14,000$							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	13,28421	13,83646	13,21217	13,32022	12,97153	13,70440	15,01902
C1		0,536736	0,935334	0,967637	0,725262	0,637343	0,066556
C2	0,536736		0,485810	0,563281	0,338085	0,881785	0,196530
K1	0,935334	0,485810		0,903148	0,786604	0,581361	0,057211
K2	0,967637	0,563281	0,903148		0,695280	0,666252	0,071734
K3	0,725262	0,338085	0,786604	0,695280		0,414782	0,034092
K4	0,637343	0,881785	0,581361	0,666252	0,414782		0,153896
K5	0,066556	0,196530	0,057211	0,071734	0,034092	0,153896	

- **Organický dusík**

Tab. 49: LSD test, N_{org} , počátek experimentu 2012 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná N_{org} (g/kg) 2012 půda (Vstupní data pro porovnání vyplavování N_{min})							
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy							
Chyba: meziskup. PČ = ,00427, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	1,053333	1,053333	1,576667	1,576667	1,576667	1,576667	1,930000
C1		1,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000
C2	1,000000		0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000
K1	0,000000	0,000000		1,000000	1,000000	1,000000	0,000011
K2	0,000000	0,000000	1,000000		1,000000	1,000000	0,000011
K3	0,000000	0,000000	1,000000	1,000000		1,000000	0,000011
K4	0,000000	0,000000	1,000000	1,000000	1,000000		0,000011
K5	0,000000	0,000000	0,000011	0,000011	0,000011	0,000011	

Tab. 50: LSD test, N_{org} , konec prvního vegetačního období 2013 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná N_{org} (g/kg) 2013 půda (Vstupní data pro porovnání vyplavování N_{min})							
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy							
Chyba: meziskup. PČ = ,00760, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	1,086667	0,993333	1,080000	1,090000	1,020000	1,113333	1,300000
C1		0,210883	0,926708	0,963311	0,364848	0,713546	0,009607
C2	0,210883		0,243515	0,195933	0,713546	0,113972	0,000722
K1	0,926708	0,243515		0,890276	0,413439	0,646783	0,007978
K2	0,963311	0,195933	0,890276		0,342094	0,747910	0,010541
K3	0,364848	0,713546	0,413439	0,342094		0,210883	0,001499
K4	0,713546	0,113972	0,646783	0,747910	0,210883		0,020080
K5	0,009607	0,000722	0,007978	0,010541	0,001499	0,020080	

Tab. 51: LSD test, N_{org} , konec druhého vegetačního období 2014 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná N_{org} (g/kg) 2014 půda (Vstupní data pro porovnání vyplavování N_{min})							
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy							
Chyba: meziskup. PČ = ,03388, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	1,028887	1,024714	1,220417	1,360682	1,224531	1,325153	1,410193
C1		0,978237	0,223294	0,044464	0,214032	0,068801	0,023708
C2	0,978237		0,213899	0,042203	0,204951	0,065413	0,022465
K1	0,223294	0,213899		0,366512	0,978551	0,497304	0,227339
K2	0,044464	0,042203	0,366512		0,380329	0,816554	0,746718
K3	0,214032	0,204951	0,978551	0,380329		0,514078	0,237052
K4	0,068801	0,065413	0,497304	0,816554	0,514078		0,580482
K5	0,023708	0,022465	0,227339	0,746718	0,237052	0,580482	

- **Bazální respirace**

Tab. 52: LSD test, BR, počátek experimentu 2012 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná BAS 2012 (Vstupní data pro porovnání vyplavování Nmin) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = ,04014, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	1,581703	1,581703	2,514446	2,347780	2,481113	2,447780	2,243078
C1		1,000000	0,000055	0,000352	0,000078	0,000113	0,001209
C2	1,000000		0,000055	0,000352	0,000078	0,000113	0,001209
K1	0,000055	0,000055		0,325548	0,841462	0,689768	0,119353
K2	0,000352	0,000352	0,325548		0,428664	0,550783	0,532464
K3	0,000078	0,000078	0,841462	0,428664		0,841462	0,167677
K4	0,000113	0,000113	0,689768	0,550783	0,841462		0,231298
K5	0,001209	0,001209	0,119353	0,532464	0,167677	0,231298	

Tab. 53: LSD test, BR, konec prvního vegetačního období 2013 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná BAS 2013 (Vstupní data pro porovnání vyplavování Nmin) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = ,00560, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	0,498830	0,430848	0,609538	0,588564	0,606062	0,507677	0,514563
C1		0,284794	0,091615	0,164196	0,101226	0,886971	0,800615
C2	0,284794		0,011116	0,021799	0,012438	0,229344	0,192386
K1	0,091615	0,011116		0,736591	0,955456	0,117832	0,142543
K2	0,164196	0,021799	0,736591		0,778860	0,206940	0,246071
K3	0,101226	0,012438	0,955456	0,778860		0,129800	0,156614
K4	0,886971	0,229344	0,117832	0,206940	0,129800		0,911908
K5	0,800615	0,192386	0,142543	0,246071	0,156614	0,911908	

Tab. 54: LSD test, BR, konec druhého vegetačního období 2014 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná BAS 2014 (Vstupní data pro porovnání vyplavování Nmin) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = ,00335, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	0,670110	0,221001	0,619303	0,400828	0,336662	0,281239	0,650269
C1		0,000000	0,300637	0,000055	0,000006	0,000001	0,681042
C2	0,000000		0,000001	0,001935	0,028219	0,223303	0,000000
K1	0,300637	0,000001		0,000396	0,000034	0,000005	0,523047
K2	0,000055	0,001935	0,000396		0,196125	0,024036	0,000117
K3	0,000006	0,028219	0,000034	0,196125		0,260576	0,000011
K4	0,000001	0,223303	0,000005	0,024036	0,260576		0,000002
K5	0,681042	0,000000	0,523047	0,000117	0,000011	0,000002	

- **Substrátem indukovaná respirace**

Tab. 55: LSD test, SIR, počátek experimentu 2012 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná SIR 2012 (Vstupní data pro porovnání vyplavování Nmin) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = ,14186, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	4,834474	4,501140	4,167747	4,167747	4,167747	4,167747	5,043555
C1		0,296711	0,047878	0,047878	0,047878	0,047878	0,507663
C2	0,296711		0,296627	0,296627	0,296627	0,296627	0,099563
K1	0,047878	0,296627		1,000000	1,000000	1,000000	0,012902
K2	0,047878	0,296627	1,000000		1,000000	1,000000	0,012902
K3	0,047878	0,296627	1,000000	1,000000		1,000000	0,012902
K4	0,047878	0,296627	1,000000	1,000000	1,000000		0,012902
K5	0,507663	0,099563	0,012902	0,012902	0,012902	0,012902	

Tab. 56: LSD test, SIR, konec prvního vegetačního období 2013 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná SIR 2013 (Vstupní data pro porovnání vyplavování Nmin) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = ,36825, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	6,494893	5,045716	4,741904	5,079971	5,155820	5,620324	4,954627
C1		0,011085	0,003278	0,012707	0,017169	0,099340	0,007699
C2	0,011085		0,549596	0,945859	0,827354	0,265566	0,856774
K1	0,003278	0,549596		0,506178	0,417529	0,097998	0,674217
K2	0,012707	0,945859	0,506178		0,880519	0,293878	0,803963
K3	0,017169	0,827354	0,417529	0,880519		0,364400	0,690838
K4	0,099340	0,265566	0,097998	0,293878	0,364400		0,200468
K5	0,007699	0,856774	0,674217	0,803963	0,690838	0,200468	

Tab. 57: LSD test, SIR, konec druhého vegetačního období 2014 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná SIR 2014 (Vstupní data pro porovnání vyplavování Nmin) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = ,31672, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	4,478259	5,498875	5,641113	6,188150	6,600076	6,927930	5,577096
C1		0,169415	0,121039	0,029295	0,009326	0,003697	0,141108
C2	0,169415		0,842888	0,344451	0,140319	0,061962	0,913161
K1	0,121039	0,842888		0,450346	0,194928	0,089138	0,928879
K2	0,029295	0,344451	0,450346		0,568020	0,311436	0,400334
K3	0,009326	0,140319	0,194928	0,568020		0,648797	0,168495
K4	0,003697	0,061962	0,089138	0,311436	0,648797		0,075797
K5	0,141108	0,913161	0,928879	0,400334	0,168495	0,075797	

- **Kolonizace kořenů arbuskulární mykorhizou**

Tab. 58: LSD test, kolonizace kořenů AM, konec prvního vegetačního období 2013
($p < 0,05$)

LSD test; proměnná Kolonizace (%) 2013 (Vstupní data pro porovnání vyplavování Nmin) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 198,81, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	54,66667	68,33333	44,33333	39,00000	46,33333	29,66667	52,00000
C1		0,254939	0,384592	0,195073	0,481082	0,047567	0,820176
C2	0,254939		0,055894	0,023210	0,076706	0,004683	0,177853
K1	0,384592	0,055894		0,650297	0,864570	0,223418	0,516274
K2	0,195073	0,023210	0,650297		0,534413	0,431101	0,277792
K3	0,481082	0,076706	0,864570	0,534413		0,169725	0,630196
K4	0,047567	0,004683	0,223418	0,431101	0,169725		0,072808
K5	0,820176	0,177853	0,516274	0,277792	0,630196	0,072808	

Tab. 59: LSD test, kolonizace kořenů AM, konec druhého vegetačního období 2014
($p < 0,05$)

LSD test; proměnná Kolonizace (%) 2014 (Vstupní data pro porovnání vyplavování Nmin) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 117,43, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	57,33333	64,66667	60,66667	67,33333	48,00000	77,66667	69,66667
C1		0,421113	0,712018	0,277380	0,309354	0,037486	0,185072
C2	0,421113		0,658134	0,767548	0,080548	0,163870	0,580946
K1	0,712018	0,658134		0,463650	0,174204	0,075284	0,326321
K2	0,277380	0,767548	0,463650		0,046379	0,262359	0,795841
K3	0,309354	0,080548	0,174204	0,046379		0,004736	0,028109
K4	0,037486	0,163870	0,075284	0,262359	0,004736		0,381202
K5	0,185072	0,580946	0,326321	0,795841	0,028109	0,381202	

- Dostupnost N_{\min} v půdě

Tab. 60: LSD test, N_{\min} v půdě, konec prvního vegetačního období 2013 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná Obsah N_{\min} v ornici 2013 (mg/kg) (Vstupní data pro porovnání vyplavování N_{\min})							
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy							
Chyba: meziskup. PČ = ,89135, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	6,818907	5,843171	7,222567	5,467615	6,361375	9,235857	7,107650
C1		0,226257	0,608717	0,101470	0,562295	0,007301	0,713594
C2	0,226257		0,095197	0,633666	0,512376	0,000604	0,123203
K1	0,608717	0,095197		0,039043	0,282727	0,020504	0,883621
K2	0,101470	0,633666	0,039043		0,265677	0,000239	0,051631
K3	0,562295	0,512376	0,282727	0,265677		0,002245	0,349423
K4	0,007301	0,000604	0,020504	0,000239	0,002245		0,015317
K5	0,713594	0,123203	0,883621	0,051631	0,349423	0,015317	

Tab. 61: LSD test, N_{\min} v půdě, konec druhého vegetačního období 2014 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná Obsah N_{\min} v ornici 2014 (mg/kg) (Vstupní data pro porovnání vyplavování N_{\min})							
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy							
Chyba: meziskup. PČ = 1,1205, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	3,401508	5,338257	3,591154	3,512377	4,192876	3,762284	3,908454
C1		0,041771	0,829490	0,899756	0,375374	0,682705	0,566855
C2	0,041771		0,062787	0,053087	0,206327	0,089663	0,120309
K1	0,829490	0,062787		0,928669	0,497707	0,845894	0,719023
K2	0,899756	0,053087	0,928669		0,444212	0,776711	0,653799
K3	0,375374	0,206327	0,497707	0,444212		0,626083	0,746971
K4	0,682705	0,089663	0,845894	0,776711	0,626083		0,868123
K5	0,566855	0,120309	0,719023	0,653799	0,746971	0,868123	

- **Dostupnost N-NH₄⁺ v mikrobiální biomase**

Tab. 62: LSD test, N-NH₄⁺ v mikrobiální biomase, konec prvního vegetačního období 2013 (p<0,05)

LSD test; proměnná Obsah NH ₄ v mik. biom. 2013 (mg/kg) (Vstupní data pro porovnání vyplavování Nmin)							
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy							
Chyba: meziskup. PČ = ,00852, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	18,271761	17,950382	19,336461	18,619793	20,036565	16,619380	21,624246
C1		0,834243	0,491578	0,820745	0,261236	0,291496	0,043111
C2	0,834243		0,373395	0,663768	0,188035	0,392155	0,028741
K1	0,491578	0,373395		0,641809	0,649468	0,093029	0,151341
K2	0,820745	0,663768	0,641809		0,363212	0,205723	0,066108
K3	0,261236	0,188035	0,649468	0,363212		0,039761	0,310060
K4	0,291496	0,392155	0,093029	0,205723	0,039761		0,005055
K5	0,043111	0,028741	0,151341	0,066108	0,310060	0,005055	

Tab. 63: LSD test, N-NH₄⁺ v mikrobiální biomase, konec druhého vegetačního období 2014 (p<0,05)

LSD test; proměnná Obsah NH ₄ v mik. biom. 2014 (mg/kg) (Vstupní data pro porovnání vyplavování Nmin)							
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy							
Chyba: meziskup. PČ = ,01836, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	19,614307	23,835375	21,458295	22,923533	22,232866	25,595438	21,664420
C1		0,077174	0,418652	0,156985	0,256370	0,017157	0,369895
C2	0,077174		0,300883	0,686525	0,480872	0,439660	0,343201
K1	0,418652	0,300883		0,518619	0,731519	0,082593	0,927104
K2	0,156985	0,686525	0,518619		0,759547	0,247254	0,578363
K3	0,256370	0,480872	0,731519	0,759547		0,150871	0,801001
K4	0,017157	0,439660	0,082593	0,247254	0,150871		0,097380
K5	0,369895	0,343201	0,927104	0,578363	0,801001	0,097380	

- Únik perkolátu

Tab. 64: LSD test, produkce perkolátu, konec prvního vegetačního období 2013
($p < 0,05$)

LSD test; proměnná Perkolát 2012-2013 (ml) (Vstupní data pro 2012,2013,2014) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 4949E2, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	7661,000	7723,000	6055,000	5786,667	4571,333	5634,333	4984,000
C1		0,915576	0,014293	0,005663	0,000097	0,003342	0,000368
C2	0,915576		0,011552	0,004568	0,000080	0,002697	0,000300
K1	0,014293	0,011552		0,647576	0,021683	0,476031	0,083344
K2	0,005663	0,004568	0,647576		0,052762	0,794716	0,184045
K3	0,000097	0,000080	0,021683	0,052762		0,085435	0,484308
K4	0,003342	0,002697	0,476031	0,794716	0,085435		0,276570
K5	0,000368	0,000300	0,083344	0,184045	0,484308	0,276570	

Tab. 65: LSD test, produkce perkolátu, konec druhého vegetačního období 2014
($p < 0,05$)

LSD test; proměnná Perkolát 2013-2014 (ml) (Vstupní data pro 2012,2013,2014) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 1262E2, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	5256,667	6420,000	5844,333	6061,667	5700,667	6063,333	4561,333
C1		0,001290	0,062295	0,014900	0,148178	0,014732	0,031057
C2	0,001290		0,067178	0,237092	0,026492	0,239172	0,000016
K1	0,062295	0,067178		0,466168	0,628126	0,462823	0,000579
K2	0,014900	0,237092	0,466168		0,233793	0,995497	0,000142
K3	0,148178	0,026492	0,628126	0,233793		0,231750	0,001518
K4	0,014732	0,239172	0,462823	0,995497	0,231750		0,000140
K5	0,031057	0,000016	0,000579	0,000142	0,001518	0,000140	

- **Vyplavování minerálního dusíku**

Tab. 66: LSD test, vyplavování N_{min}, konec prvního vegetačního období 2013 (p<0,05)

LSD test; proměnná Nmin (2012-2013) (Vstupní data pro porovnání vyplavování Nmin) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 4543,3, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	426,9679	596,8710	494,0729	519,0759	535,7822	597,1250	303,2302
C1		0,008034	0,242869	0,116390	0,068055	0,007961	0,041182
C2	0,008034		0,082854	0,179340	0,285701	0,996384	0,000105
K1	0,242869	0,082854		0,656569	0,461096	0,082175	0,003770
K2	0,116390	0,179340	0,656569		0,765928	0,178014	0,001534
K3	0,068055	0,285701	0,461096	0,765928		0,283785	0,000847
K4	0,007961	0,996384	0,082175	0,178014	0,283785		0,000104
K5	0,041182	0,000105	0,003770	0,001534	0,000847	0,000104	

Tab. 67: LSD test, vyplavování N_{min}, konec druhého vegetačního období 2014 (p<0,05)

LSD test; proměnná Nmin (2013-2014) (Vstupní data pro porovnání vyplavování Nmin) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 43818,, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	597,321	1701,790	974,139	999,302	757,693	953,117	579,294
C1		0,000015	0,044703	0,033838	0,363987	0,056199	0,917497
C2	0,000015		0,000797	0,001061	0,000075	0,000628	0,000013
K1	0,044703	0,000797		0,885053	0,226036	0,903858	0,036635
K2	0,033838	0,001061	0,885053		0,179321	0,790932	0,027646
K3	0,363987	0,000075	0,226036	0,179321		0,272047	0,314271
K4	0,056199	0,000628	0,903858	0,790932	0,272047		0,046195
K5	0,917497	0,000013	0,036635	0,027646	0,314271	0,046195	

Tab. 68: LSD test, vyplavování N-NH₄⁺, konec prvního veg. období 2013 (p<0,05)

LSD test; proměnná NH4 (2012-2013) (Vstupní data pro porovnání vyplavování Nmin) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 84,822, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	21,069	28,412	11,969	10,184	25,312	21,032	15,348
C1		0,345393	0,246244	0,169764	0,581559	0,996063	0,459345
C2	0,345393		0,046239	0,029478	0,686353	0,342997	0,104257
K1	0,246244	0,046239		0,815815	0,097742	0,248116	0,660096
K2	0,169764	0,029478	0,815815		0,063906	0,171152	0,503515
K3	0,581559	0,686353	0,097742	0,063906		0,578238	0,206368
K4	0,996063	0,342997	0,248116	0,171152	0,578238		0,462256
K5	0,459345	0,104257	0,660096	0,503515	0,206368	0,462256	

Tab. 69: LSD test, vyplavování N-NH₄⁺, konec druhého veg. období 2014 (p<0,05)

LSD test; proměnná NH ₄ (2013-2014) (Vstupní data pro porovnání vyplavování Nmin) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 270,14, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	25,84865	43,71109	14,47287	6,99200	14,88286	9,48431	7,21607
C1		0,204448	0,410876	0,181785	0,427543	0,242837	0,186704
C2	0,204448		0,046934	0,016076	0,049687	0,023098	0,016611
K1	0,410876	0,046934		0,586027	0,976059	0,715662	0,597181
K2	0,181785	0,016076	0,586027		0,565901	0,855331	0,986914
K3	0,427543	0,049687	0,976059	0,565901		0,693554	0,576855
K4	0,242837	0,023098	0,715662	0,855331	0,693554		0,868199
K5	0,186704	0,016611	0,597181	0,986914	0,576855	0,868199	

Tab. 70: LSD test, vyplavování N-NO₃⁻, konec prvního veg. období 2013 (p<0,05)

LSD test; proměnná NO ₃ (2012-2013) (Vstupní data pro porovnání vyplavování Nmin) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 4974,3, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	405,8985	568,4586	482,1039	508,8918	510,4703	576,0933	287,8826
C1		0,013556	0,206935	0,095350	0,090857	0,010433	0,059649
C2	0,013556		0,155938	0,318494	0,331035	0,896413	0,000247
K1	0,206935	0,155938		0,648959	0,629940	0,124932	0,004554
K2	0,095350	0,318494	0,648959		0,978519	0,262718	0,001810
K3	0,090857	0,331035	0,629940	0,978519		0,273595	0,001715
K4	0,010433	0,896413	0,124932	0,262718	0,273595		0,000193
K5	0,059649	0,000247	0,004554	0,001810	0,001715	0,000193	

Tab. 71: LSD test, vyplavování N-NO₃⁻, konec druhého veg. období 2014 (p<0,05)

LSD test; proměnná NO ₃ (2013-2014) (Vstupní data pro porovnání vyplavování Nmin) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 45476,, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	571,472	1658,079	959,666	992,310	742,810	943,633	572,078
C1		0,000022	0,042672	0,029882	0,341804	0,050693	0,997273
C2	0,000022		0,001288	0,001862	0,000121	0,001075	0,000022
K1	0,042672	0,001288		0,853975	0,233411	0,927937	0,042952
K2	0,029882	0,001862	0,853975		0,173832	0,783902	0,030082
K3	0,341804	0,000121	0,233411	0,173832		0,268073	0,343458
K4	0,050693	0,001075	0,927937	0,783902	0,268073		0,051022
K5	0,997273	0,000022	0,042952	0,030082	0,343458	0,051022	

- **Produkce biomasy**

Tab. 72: LSD test, počet klasů, konec prvního vegetačního období 2013 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná 2013 Počet klasů (Vstupní data pro porovnání vyplavování Nmin) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 59,381, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	62,00000	47,00000	58,00000	62,00000	50,33333	28,33333	48,00000
C1		0,031826	0,535198	1,000000	0,084887	0,000102	0,043024
C2	0,031826		0,102297	0,031826	0,604561	0,010201	0,875989
K1	0,535198	0,102297		0,535198	0,243167	0,000332	0,134301
K2	1,000000	0,031826	0,535198		0,084887	0,000102	0,043024
K3	0,084887	0,604561	0,243167	0,084887		0,003559	0,716300
K4	0,000102	0,010201	0,000332	0,000102	0,003559		0,007442
K5	0,043024	0,875989	0,134301	0,043024	0,716300	0,007442	

Tab. 73: LSD test, počet klasů, konec druhého vegetačního období 2014 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná 2014 Počet klasů (Vstupní data pro porovnání vyplavování Nmin) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 110,57, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	64,33333	51,33333	59,33333	59,33333	55,33333	56,00000	57,33333
C1		0,152235	0,569583	0,569583	0,312282	0,348216	0,428549
C2	0,152235		0,367240	0,367240	0,648459	0,595308	0,496101
K1	0,569583	0,367240		1,000000	0,648459	0,703676	0,819175
K2	0,569583	0,367240	1,000000		0,648459	0,703676	0,819175
K3	0,312282	0,648459	0,648459	0,648459		0,939207	0,819175
K4	0,348216	0,595308	0,703676	0,703676	0,939207		0,878804
K5	0,428549	0,496101	0,819175	0,819175	0,819175	0,878804	

Tab. 74: LSD test, počet stébel, konec prvního vegetačního období 2013 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná 2013 Počet stébel (Vstupní data pro porovnání vyplavování Nmin) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 267,52, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	58,66667	71,66667	80,00000	80,33333	79,66667	73,66667	69,00000
C1		0,346856	0,132487	0,127015	0,138161	0,280247	0,451943
C2	0,346856		0,542664	0,526869	0,558717	0,883090	0,844603
K1	0,132487	0,542664		0,980439	0,980439	0,642642	0,423933
K2	0,127015	0,526869	0,980439		0,960891	0,625392	0,410359
K3	0,138161	0,558717	0,980439	0,960891		0,660107	0,437795
K4	0,280247	0,883090	0,642642	0,625392	0,660107		0,731960
K5	0,451943	0,844603	0,423933	0,410359	0,437795	0,731960	

Tab. 75: LSD test, počet stébel, konec druhého vegetačního období 2014 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná 2014 Počet stébel (Vstupní data pro porovnání vyplavování Nmin)							
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy							
Chyba: meziskup. PČ = 116,67, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	76,66667	68,33333	73,66667	75,33333	67,00000	69,00000	68,66667
C1		0,360728	0,738780	0,881986	0,291534	0,399332	0,379695
C2	0,360728		0,555025	0,440602	0,881986	0,940813	0,970384
K1	0,738780	0,555025		0,852819	0,462222	0,604990	0,579728
K2	0,881986	0,440602	0,852819		0,360728	0,484488	0,462222
K3	0,291534	0,881986	0,462222	0,360728		0,823874	0,852819
K4	0,399332	0,940813	0,604990	0,484488	0,823874		0,970384
K5	0,379695	0,970384	0,579728	0,462222	0,852819	0,970384	

Tab. 76: LSD test, hmotnost zrna, konec prvního vegetačního období 2013 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná 2013 m zrna (g) (Vstupní data pro porovnání vyplavování Nmin)							
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy							
Chyba: meziskup. PČ = 16,717, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	10,17667	16,54000	18,52333	23,15000	17,02333	16,03000	23,58000
C1		0,077377	0,025457	0,001646	0,059484	0,101403	0,001278
C2	0,077377		0,561926	0,067710	0,886949	0,880762	0,053456
K1	0,025457	0,561926		0,187461	0,660081	0,467505	0,152098
K2	0,001646	0,067710	0,187461		0,087807	0,051132	0,899345
K3	0,059484	0,886949	0,660081	0,087807		0,770419	0,069702
K4	0,101403	0,880762	0,467505	0,051132	0,770419		0,040169
K5	0,001278	0,053456	0,152098	0,899345	0,069702	0,040169	

Tab. 77: LSD test, hmotnost zrna, konec druhého vegetačního období 2014 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná 2014 m zrna (g) (Vstupní data pro porovnání vyplavování Nmin)							
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy							
Chyba: meziskup. PČ = 5,4205, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	9,36333	17,16000	15,65667	19,91667	19,13333	19,56667	16,40667
C1		0,001079	0,005152	0,000071	0,000150	0,000099	0,002353
C2	0,001079		0,442236	0,169051	0,316835	0,226166	0,697865
K1	0,005152	0,442236		0,041758	0,088793	0,058834	0,699129
K2	0,000071	0,169051	0,041758		0,686527	0,856562	0,086075
K3	0,000150	0,316835	0,088793	0,686527		0,822977	0,173428
K4	0,000099	0,226166	0,058834	0,856562	0,822977		0,118667
K5	0,002353	0,697865	0,699129	0,086075	0,173428	0,118667	

Tab. 78: LSD test, hmotnost plev, konec prvního vegetačního období 2013 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná 2013 m plev (g) (Vstupní data pro porovnání vyplavování Nmin)							
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy							
Chyba: meziskup. PČ = ,22936, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	2,476667	2,790000	3,563333	3,916667	2,780000	1,820000	3,763333
C1		0,436351	0,014780	0,002461	0,450820	0,115262	0,005364
C2	0,436351		0,067997	0,012081	0,979959	0,026438	0,026007
K1	0,014780	0,067997		0,381500	0,064904	0,000541	0,616998
K2	0,002461	0,012081	0,381500		0,011486	0,000100	0,700872
K3	0,450820	0,979959	0,064904	0,011486		0,027774	0,024753
K4	0,115262	0,026438	0,000541	0,000100	0,027774		0,000206
K5	0,005364	0,026007	0,616998	0,700872	0,024753	0,000206	

Tab. 79: LSD test, hmotnost plev, konec druhého vegetačního období 2014 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná 2014 m plev (g) (Vstupní data pro porovnání vyplavování Nmin)							
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy							
Chyba: meziskup. PČ = ,28445, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	2,256667	3,570000	3,606667	3,550000	4,006667	3,560000	3,516667
C1		0,009255	0,007831	0,010137	0,001269	0,009686	0,011794
C2	0,009255		0,934089	0,964017	0,332997	0,982003	0,904265
K1	0,007831	0,934089		0,898316	0,373884	0,916179	0,839240
K2	0,010137	0,964017	0,898316		0,312092	0,982003	0,940068
K3	0,001269	0,332997	0,373884	0,312092		0,322422	0,279414
K4	0,009686	0,982003	0,916179	0,982003	0,322422		0,922144
K5	0,011794	0,904265	0,839240	0,940068	0,279414	0,922144	

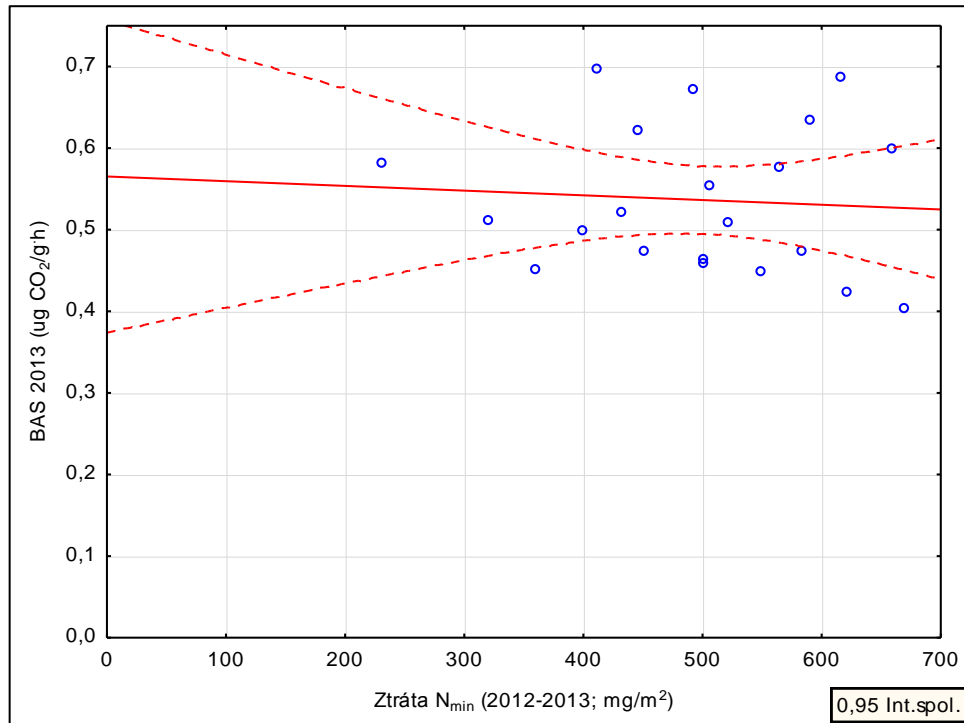
Tab. 80: LSD test, celk. hmotnost biomasy, konec prvního veg. období 2013 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná 2013 cel. m biomasy (g) (Vstupní data pro porovnání vyplavování Nmin)							
Pravděpodobnosti pro post-hoc testy							
Chyba: meziskup. PČ = 31,929, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	36,77667	57,07000	69,14000	76,19333	67,67000	78,02000	70,27667
C1		0,000607	0,000006	0,000001	0,000010	0,000000	0,000004
C2	0,000607		0,020329	0,000991	0,037527	0,000462	0,012537
K1	0,000006	0,020329		0,148594	0,754721	0,074832	0,808973
K2	0,000001	0,000991	0,148594		0,085928	0,698130	0,220526
K3	0,000010	0,037527	0,754721	0,085928		0,041574	0,581026
K4	0,000000	0,000462	0,074832	0,698130	0,041574		0,115454
K5	0,000004	0,012537	0,808973	0,220526	0,581026	0,115454	

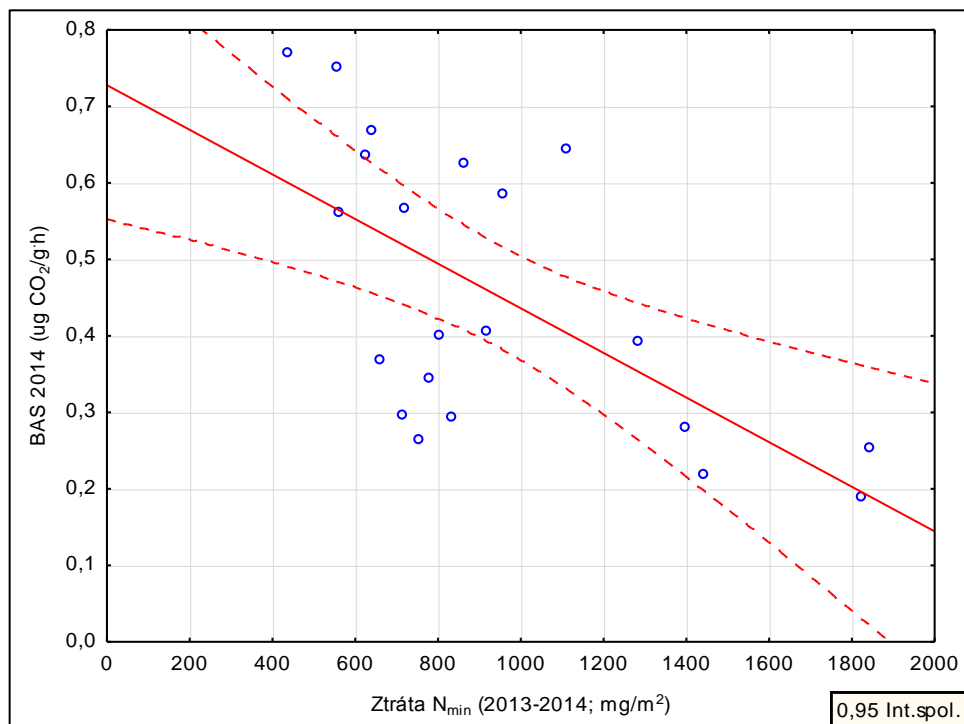
Tab. 81: LSD test, celk. hmotnost biomasy, konec druhého veg. období 2014 ($p < 0,05$)

LSD test; proměnná 2014 cel. m biomasy (g) (Vstupní data pro porovnání vyplavování Nmin) Pravděpodobnosti pro post-hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 39,094, sv = 14,000							
Faktor	C1	C2	K1	K2	K3	K4	K5
	35,25667	55,28333	61,50000	69,01667	70,27000	80,56000	65,30000
C1		0,001531	0,000150	0,000012	0,000008	0,000000	0,000040
C2	0,001531		0,243458	0,017595	0,010851	0,000213	0,069949
K1	0,000150	0,243458		0,163046	0,107849	0,002225	0,468980
K2	0,000012	0,017595	0,163046		0,809630	0,040203	0,478603
K3	0,000008	0,010851	0,107849	0,809630		0,063455	0,346816
K4	0,000000	0,000213	0,002225	0,040203	0,063455		0,009760
K5	0,000040	0,069949	0,468980	0,478603	0,346816	0,009760	

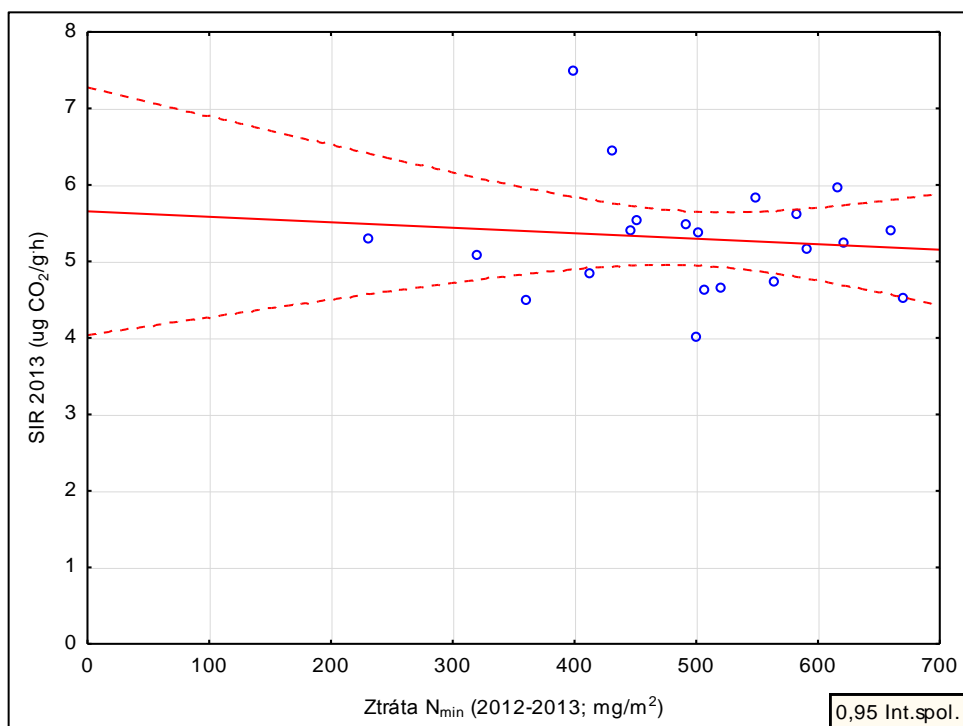
10.1 Příloha 3: Korelační závislost vyplavování N_{\min} z půdy na ostatních parametrech



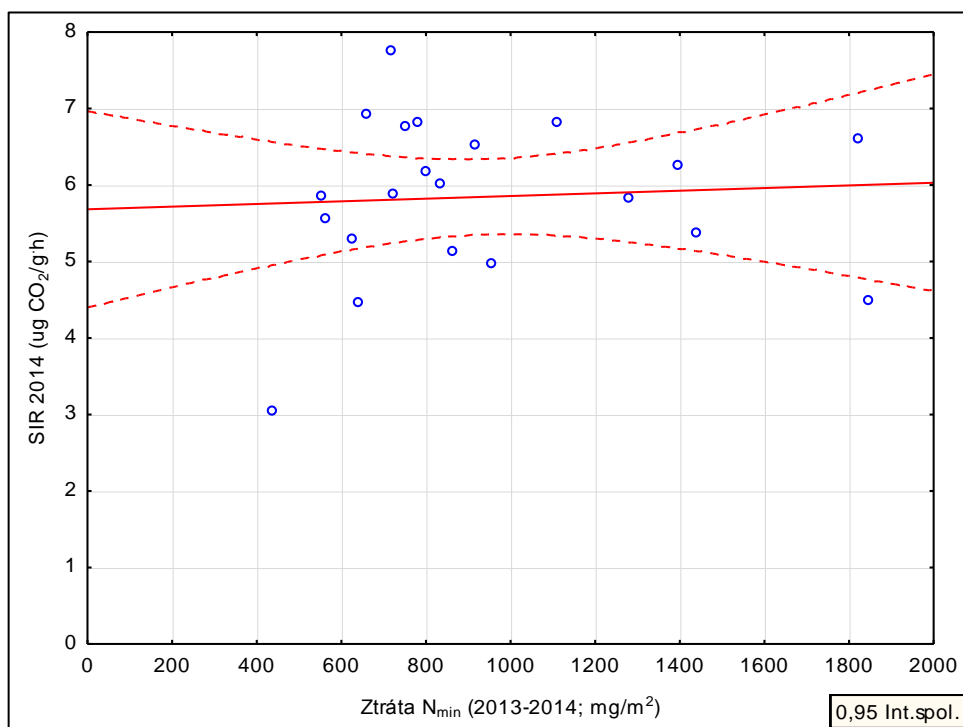
Obr. 28: Korelace mezi únikem N_{\min} a bazální respirací 2013



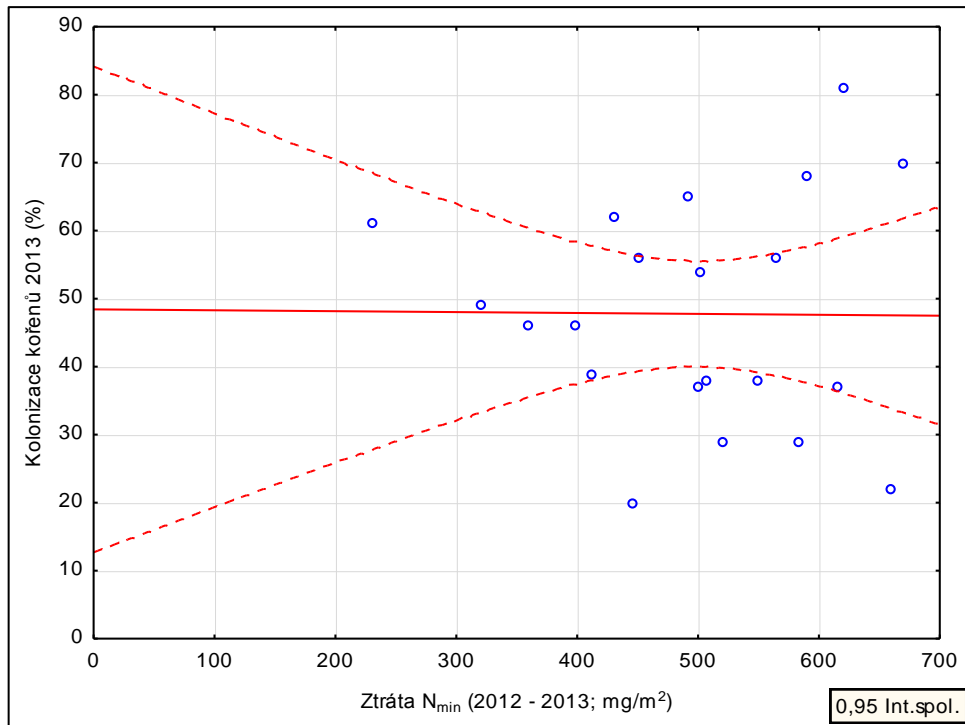
Obr. 29: Korelace mezi únikem N_{\min} a bazální respirací 2014



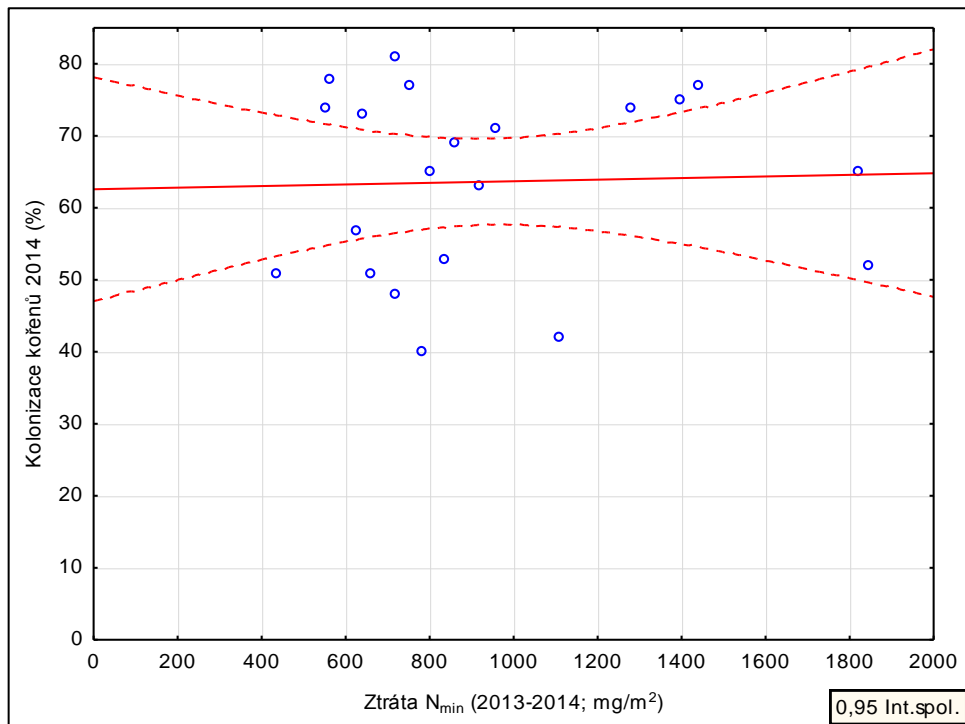
Obr. 30: Korelace mezi únikem N_{\min} a substrátem indukovanou respirací 2013



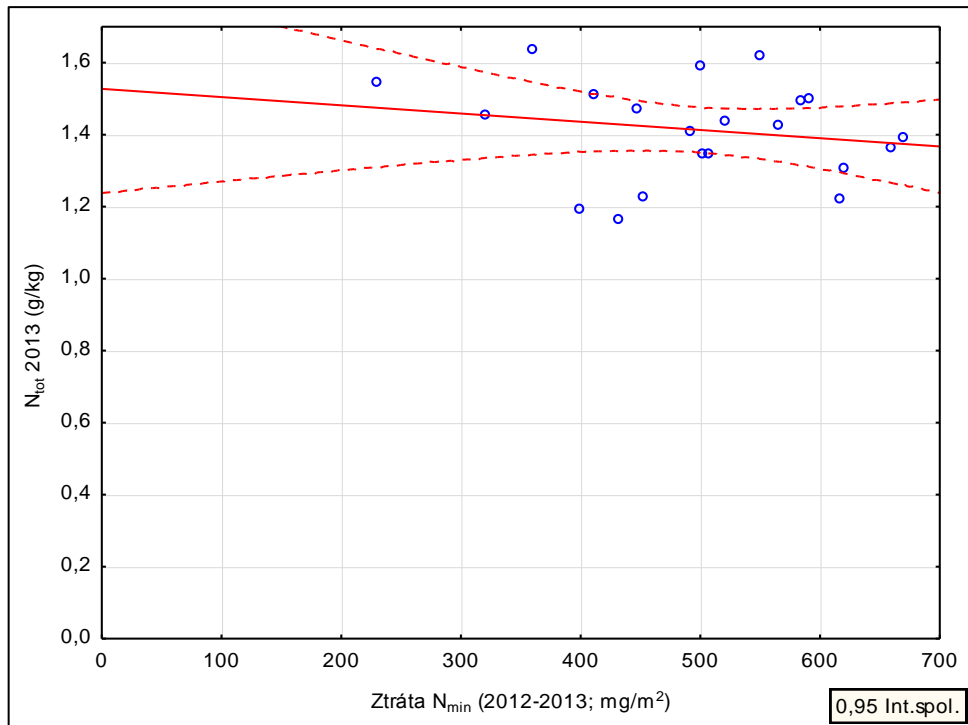
Obr. 31: Korelace mezi únikem N_{\min} a substrátem indukovanou respirací 2014



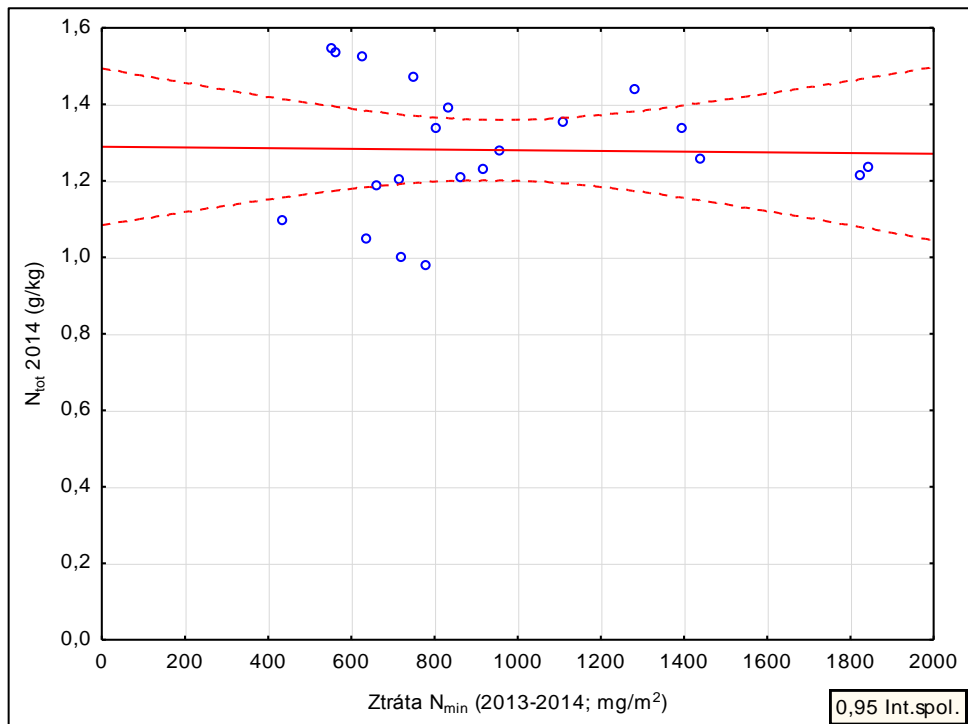
Obr. 32: Korelace mezi únikem N_{\min} a kolonizací kořenů AM houbami 2013



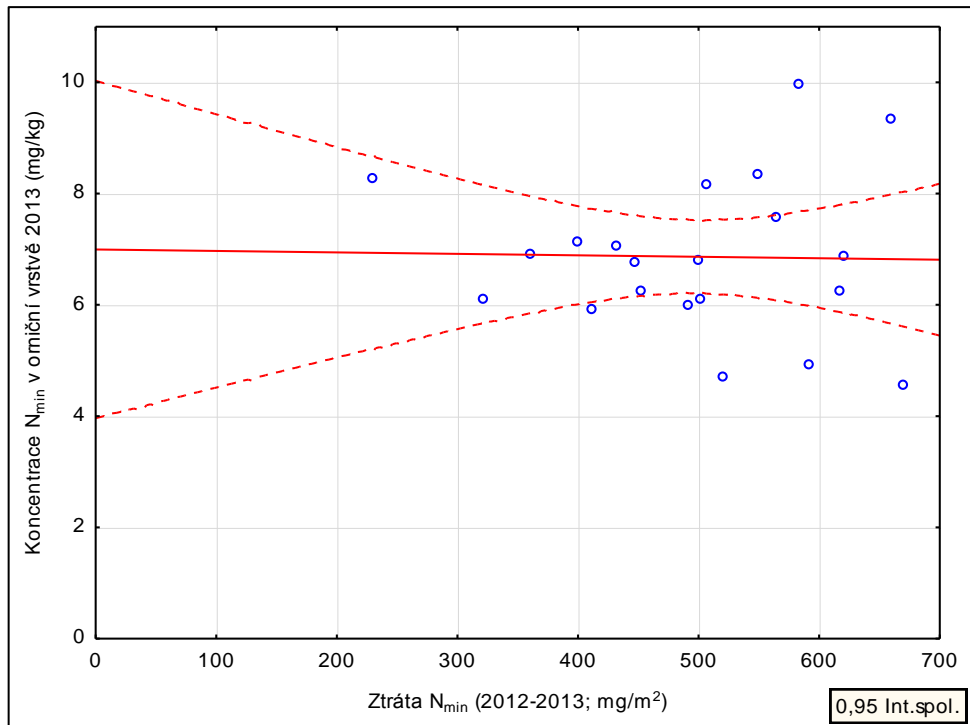
Obr. 33: Korelace mezi únikem N_{\min} a kolonizací kořenů AM houbami 2014



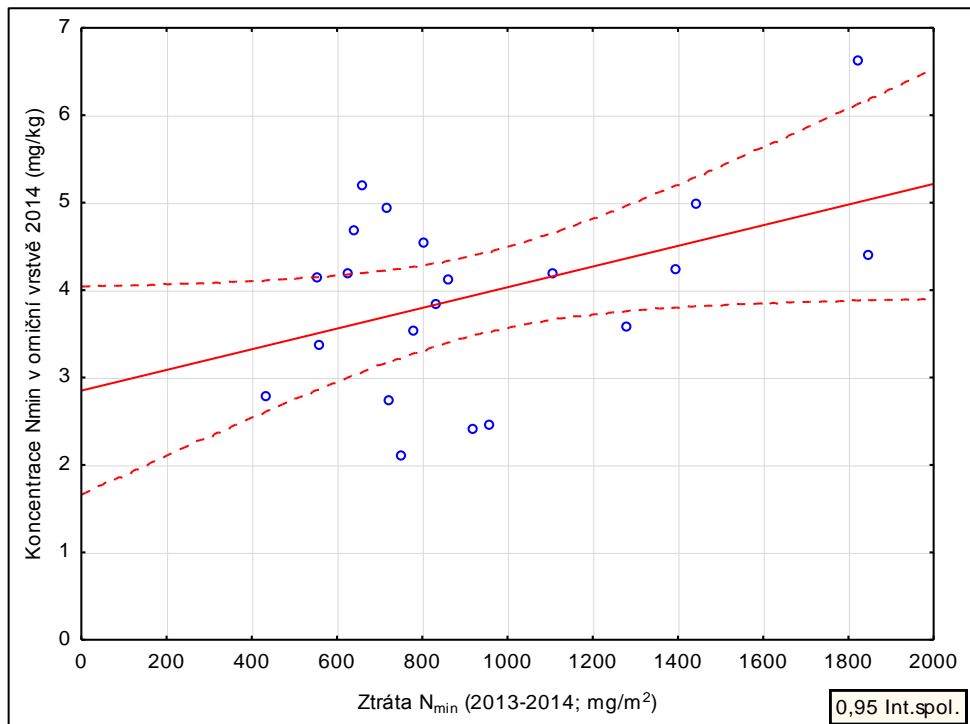
Obr. 34: Korelace mezi únikem N_{min} a obsahem N_{tot} v půdě 2013



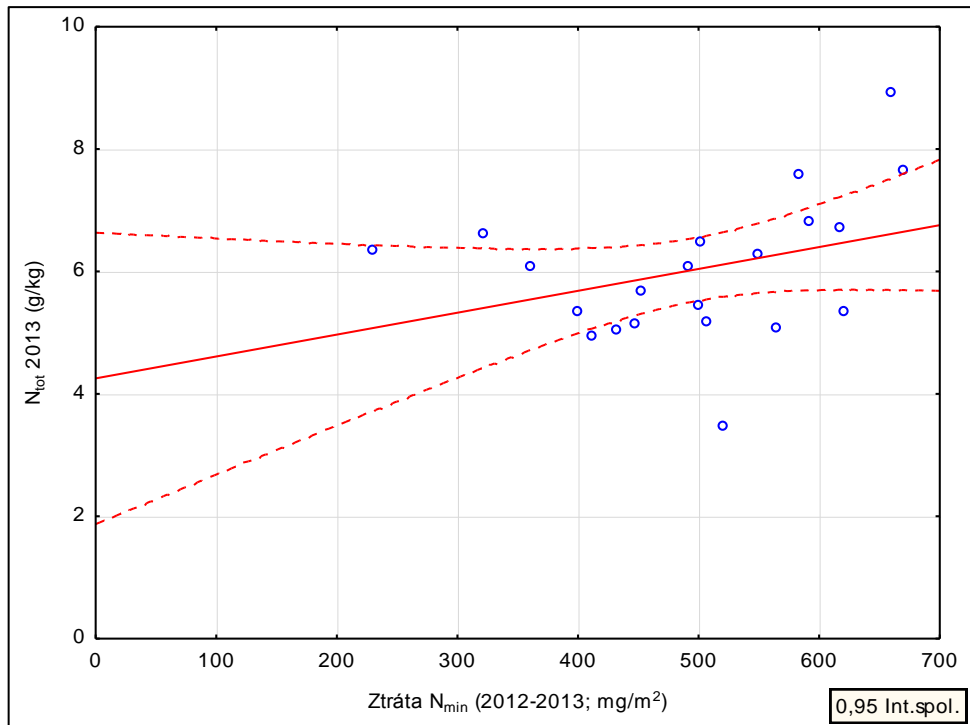
Obr. 35: Korelace mezi únikem N_{min} a obsahem N_{tot} v půdě 2014



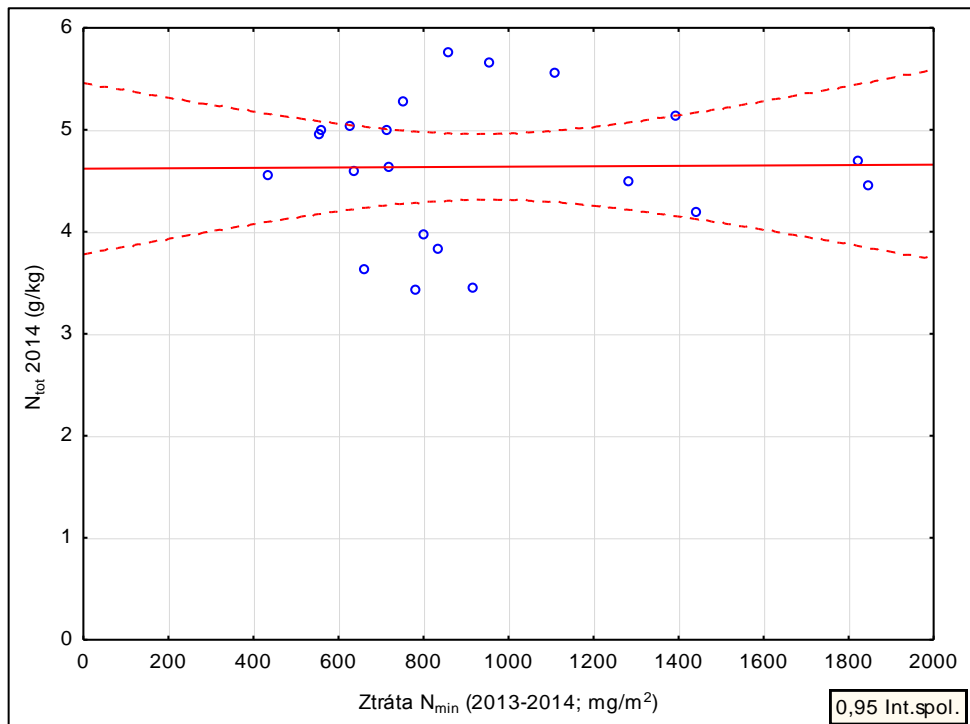
Obr. 36: Korelace mezi únikem N_{\min} a obsahem N_{\min} v půdě 2013



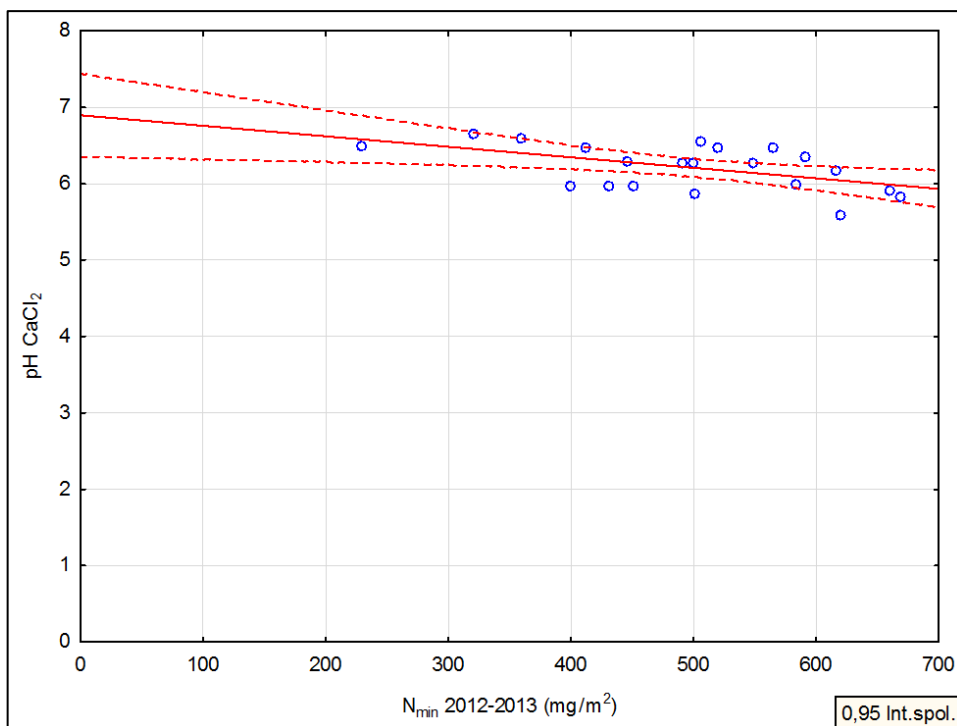
Obr. 37: Korelace mezi únikem N_{\min} a obsahem N_{\min} v půdě 2014



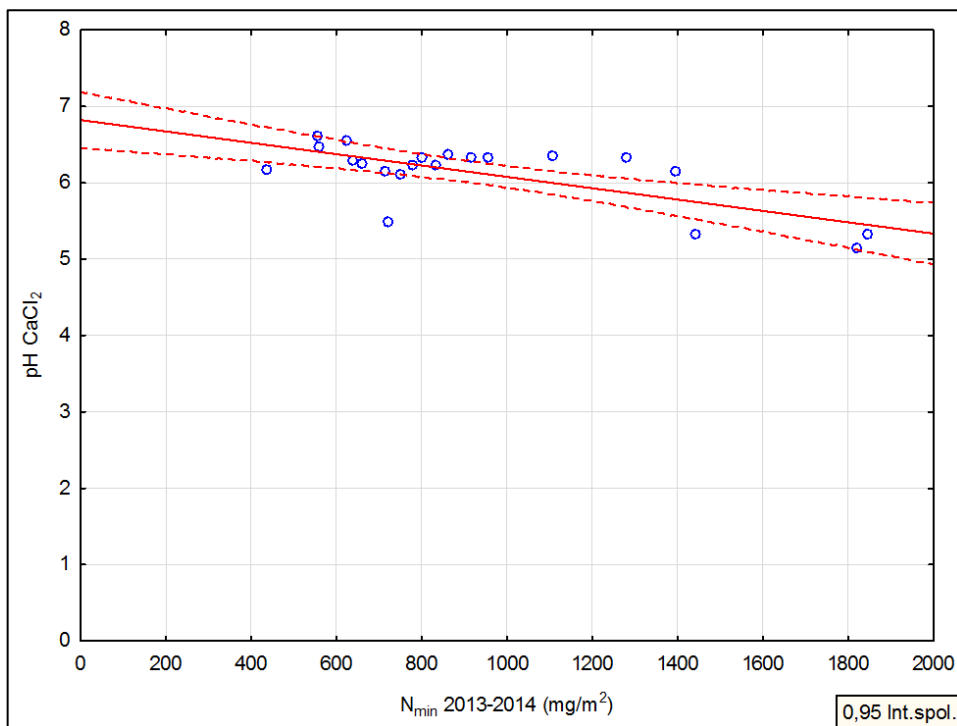
Obr. 38: Korelace mezi únikem N_{min} a obsahem N_{tot} v rostlině 2013



Obr. 39: Korelace mezi únikem N_{min} a obsahem N_{tot} v rostlině 2014



Obr. 40: Korelace mezi únikem N_{\min} a výměnnou půdní reakcí 2013



Obr. 41: Korelace mezi únikem N_{\min} a výměnnou půdní reakcí 2014